UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Københavns Universitet

Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN- og TargetEconP-modellerne – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag

Hasler, Berit; Filippelli, Raphael

Publication date:
2024

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Document license:
Ikke-specificeret

Citation for published version (APA):
Hasler, B., & Filippelli, R. (2024). Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN- og TargetEconP-modellerne – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Udredning Nr. 2024/13

Download date: 07. Oct. 2026

INSTITUT FOR FØDEVARE- OG RESSOURCEØKONOMI
KØBENHAVNS UNIVERSITET

IFRO Udredning

Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN- og TargetEconP-modellerne – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag

Berit Hasler
Raphael Filippelli

2024 / 13

IFRO Udredning 2024 / 13

Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN- og TargetEconP-modellerne – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag

Forfattere: Berit Hasler, Raphael Filippelli

Faglig kvalitetssikring: Mette Termansen og Brian H. Jacobsen har foretaget faglig kommentering. Ansvaret for udgivelsens indhold er alene forfatternes.

Udarbejdet for Miljøstyrelsen som del af arbejdet vedrørende et styrket modelgrundlag i fase III af "Second Opinion"-projektet.

Udgivet august 2024

Se flere myndighedsaftalte udredninger på www.ifro.ku.dk/publikationer/ifro_serier/udredninger/

Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi (IFRO)
Københavns Universitet
Rolighedsvej 23
1958 Frederiksberg
www.ifro.ku.dk

Forord

Dette notat er udarbejdet som en del af projektet *Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag*. Projektet er igangsat og finansieret af Miljøstyrelsen (MST) som en del af evalueringen af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen i vandområdeplanerne 2021-2027 (”Second Opinion” (SO)), som blev igangsat på baggrund af landbrugsaftalen fra oktober 2021 (Regeringen et al 2021).

MST forestår med bistand fra forskningsinstitutioner gennemførelsen af Second Opinion, fase III, som består af tre elementer:

1. En opdatering af statusbelastningen og baselinen for 2027.
2. Gennemførelsen af projektet *Second opinion, fase III, styrket modelgrundlag*, hvor der gennemføres analyser af muligheden for anvendelse af supplerende virkemidler (fosforvirkemidler og virkemidler med en særlig effekt i algernes vækstsæson).
3. En revideret opgørelse af det resterende indsatsbehov for kvælstof fordelt på deloplande og tilhørende virkemidler. Projektet *Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag* er ledet af DHI og udført i samarbejde med Aarhus Universitet (DCE og DCA), COWI, GEUS, DTU Aqua og Københavns Universitet.

Dette notat, *Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN- og TargetEconP-modellerne – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag*, er en af syv leverancer fra element 2 ovenfor i projektet *Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag* og bør ses i sammenhæng med de øvrige hovedrapporter fra dette projekt, som er:

- Thodsen, H., Tornbjerg, H., Trolle, D., Erichsen, A. & Larsen, T. 2023. Næringsstofbelastning, kildeopsplitning og kvælstofretention – AP1 i ”Second opinion” fase III (Vandplan 3 genbesøg).
- COWI. 2023. Second Opinion Fase III. Styrket Modelgrundlag. Punktkilder.
- Højberg, A. L., Børgesen, C. D. & Andersen, H. E. 2024. Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler.
- Erichsen, A. C., Larsen, T. C., Christensen, J. P. A. & Timmermann, K. 2024. Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Styrket modelgrundlag, scenarier og fortolkninger. Arbejdspakke 4.
- Jacobsen, B. H. 2024. Omkostninger ved at nå kvælstofkrav i vandområdeplanerne 2021-2027 – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag.
- Erichsen A.C. (redaktør). 2024. Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Synteserapport.

MST har kommenteret på tidligere versioner af dette notat, men valget af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar. Notatet er fagfællebedømt af Mette Termansen og Brian H. Jacobsen, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Der er fra MST efterspurgt en opfølgende analyse af fosforindsatser i kystvandoplande. Denne analyse er lavet efter afslutningen af redaktionen af nærværende notat. Den supplerende analyse findes i Hasler et al (2024a).

Sammenfatning

Der er i dette notat udført beregninger af omkostningseffektive virkemidler til reduktion af fosfortabene i de særligt fosforfølsomme kystvandoplande samt en vurdering af, hvilke effekter reduktionerne af fosfor i disse kystvandoplande har på indsatskravene for kvælstof. Derudover er der også udført analyser af omkostningseffektive virkemidler, der tager højde for sæsoneffekter for kvælstof. Analyserne bygger på input fra de øvrige arbejdspakker i SO-projektet (Erichsen 2024).

For sæsoneffekter af kvælstof er *TargetEconN*-modellen anvendt for indsatskravene i vandområdeplanerne 2021-2027. De udførte analyser viser, at indarbejdelse af sæsoneffekterne har en beskeden effekt i de udførte analyser. For mere detaljerede analyser af sæsoneffekterne i SO, Arbejdspakke 5 (AP5) (økonomiske analyser), henvises der til Jacobsen (2024).

De fosforfølsomme kystvandoplande er udpeget af Erichsen et al (2021) i forbindelse med forarbejdet til vandområdeplanerne 2021-2027, og i disse kystvandoplande formodes det, at en supplerende fosforindsats potentielt vil kunne supplere eller erstatte kvælstofindsatsen. Der er i alt udpeget 31 fosforfølsomme kystvandoplande ud af 109 kystvandoplande. Omkostningseffektivitetsanalyserne for disse kystvandoplande udføres med *TargetEconP*-modellen. Denne model er sat op for søoplande med fosforindsatskrav i henhold til vandområdeplanerne 2021-2027. I forbindelse med SO og nærværende analyse i AP5 er modellen sat op, således at fosforreduktionerne i forbindelse med opfyldelse af indsatskrav i disse søoplande føres helt ud til kyst i de fosforfølsomme kystvandoplande. Det er i alt 20 ud af de 31 kystvandoplande, der har søoplande. For disse kystvandoplande reduceres fosforbelastningen til kyst med 30.507 kg fosfor ved den mulige opnåelse af indsatskravene i vandområdeplanerne 2021-2027. Omkostningen ved denne fosforreduktion er beregnet til i alt 243 millioner kroner årligt.

Denne reduktion af fosforbelastningen omregnes med ækvivalenter for, hvad fosforbelastningen svarer til i kvælstofbelastning. Disse ækvivalenter stammer fra Arbejdspakke 4 (AP4) i SO (Erichsen et al 2024). Dermed fås et estimat for en mulig sparet kvælstofindsats, som fosforreduktionen kan afstedkomme. Omregningen svarer til 888 tons N. De sparede omkostninger som følge af en reduceret kvælstofindsats er beregnet til 29 millioner kroner.

I forbindelse med disse beregninger skal der bemærkes fem væsentlige forhold:

1. De omkostninger, der er ved at opnå fosforeffekterne, er ikke tillagt kvælstofeffekten, da det er antaget, at fosforindsatskravene skal opfyldes for at opnå en god økologisk status i søerne. Hvis omkostningerne ved at udføre fosforvirkemidlerne i disse kystvandoplande tillægges den ækvivalerede kvælstofeffekt, så fås der ingen besparelse, da omkostningerne ved fosforindsatsen klart overstiger de sparede omkostninger.
2. Fosforreduktioner er kun beregnet for kystvandoplande, der har indsatskrav til søoplande i kystvandoplandet.
3. Der kan være mulige fosforreduktioner i kystvandoplande, hvor der ikke er søoplande med et indsatskrav for fosfor. Der er efter afslutningen af redaktionen af nærværende notat udført en supplerende analyse for at identificere muligheder for omkostningseffektive fosforindsatser i kystvandoplande, men med fiktive indsatskrav, da disse ikke er fastlagt.

4. De reducerede kvælstofindsatser i de fosforfølsomme kystvandoplande kan medføre øgede krav i nedstrøms kystvandoplande. Et eksempel på sådanne opstrøms-nedstrøms forhold er mellem Odense Fjord og Aarhus-bugten. En reduktion i Odense Fjord kan således medføre et øget behov for en indsats i Aarhus-bugtens kystvandopland. De øgede omkostninger ved at opnå forøgede indsatskrav er ikke medtaget i nærværende beregninger, da disse forøgelser ikke er kendte.
5. Indsatskravet for N reduceres med 815 tons N og ikke den fulde N-effekt på 888 tons, da nogle kystvandoplande får negative indsatskrav, efter P-effekten på N er trukket fra. På grund af disse oplande reduceres P til N-reduktionen fra 888 tons N til 815 tons N.

I og med at der ikke er fastsat indsatskrav for fosforreduktioner til kystvandoplande, har det ikke været muligt at beregne fosforreduktioner for hele kystvandoplande. I et supplerende studie (Hasler et al 2024a) er der udført beregninger for fiktive reduktionskrav til fosfor, som er fastsat i forhold til det maksimalt mulige reduktionsniveau for hvert kystvandopland. Der henvises derfor til dette notat for beregninger for alle 31 fosforfølsomme kystvandoplande.

Indhold

Forord 1

Sammenfatning 2

Indhold 4

1. Indledning 5

1.1 Baggrund og kontekst 5

1.2 Formål og forudsætninger 6

1.2.1 Formål med SO, fase III, styrket modelgrundlag 6

1.2.2 Formål med AP5, økonomiske analyser og omkostningseffektivitet 7

2. Kystvandoplande i SO-analyserne med *TargetEconN* og *TargetEconP* 8

2.1 Fosforoplande 8

2.2 Kvælstofoplande 9

3. Metode og modeltilgang 11

3.1 Modellerne *TargetEconP* og *TargetEconN* 11

3.2 Ændringer i modellerne i SO og sammenligning med tidligere resultater for vandområdeplaner 13

3.2.1 Indsatskrav og sammenligning med tidligere analyser 13

3.2.2 Punktkilder 14

3.2.3 Kvælstofvirkemidler og sæsoneffekter i modellen *TargetEconN* 15

3.3 Fosforvirkemidler i modellen *TargetEconP*: eksisterende og nye 16

4. Resultater 24

4.1 Fosformodellering 24

4.1.1 Scenarie 24

4.1.2 Fosforreduktioner og kvælstofeffekt 25

4.1.3 Virkemidler anvendt 27

4.2 Kvælstof og sæsoneffekter 29

4.2.1 Scenarier for sæsoneffekter for minivådområder og punktkilder 29

4.2.2 Resultater af scenarier 29

5. Konklusion 31

Referencer 31

Bilag 1. Oversigt over kystvandoplande i N- og P-analyserne 34

Bilag 2. P til N-ækvivalenter 36

1. Indledning

1.1 Baggrund og kontekst

Det er med *Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug* fra den 4. oktober 2021 ("'landbrugsaftalen") (Regeringen et al 2021) politisk besluttet at gennemføre en "Second Opinion" (SO), der skal gennemgå det faglige grundlag for opgørelsen af kvælstofindsatsbehovet, som det fremgår af vandområdeplanerne 2021-2027, som blev sendt i høring den 22. december 2021 og vedtaget i juni 2023. SO er organiseret af en taskforce med deltagelse af Finansministeriet (FM) (formand), Miljøministeriet (MIM) og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM).

Som det fremgår af FM og MIM's kommissorium for SO af den 8. februar 2022 (Finansministeriet og Miljøministeriet 2022), skal resultaterne foreligge, så de vil kunne indgå ved det foreslåede genbesøg i 2023/2024 som en del af grundlaget for en beslutning om håndtering af den resterende kvælstofindsats frem mod 2027. I landbrugsaftalen (Regeringen et al 2021) beskrives opgaven således:

> *Aftaleparterne er enige om, at der skal gennemføres en evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen ("second opinion"), bl.a. under inddragelse af internationale forskere. En second opinion vil omfatte en evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen mhp. at afdække, om der er foretaget antagelser, forudsætninger eller valg, som vil kunne lede til en justeret opgørelse af et resterende kvælstofindsatsbehov inden for de juridiske og naturvidenskabelige rammer for vandrammedirektivet.*
>
> *En second opinion skal også omfatte en opdateret vurdering af effekten af kvælstofbaselinen og betydningen af opgørelser af kvælstofudledningen på baggrund af senest tilgængelige data. Aftaleparterne drøfter kommissorium på baggrund af et oplæg fra regeringen. Der afsættes 29 mio. kr. til indsatsen. Der nedsættes en task-force, der ledes af Finansministeriet. Gennemgangen skal være afsluttet mhp. at kunne indgå i genbesøget i 2023/2024.*

En SO skal således gennemgå det faglige grundlag for opgørelsen af kvælstofindsatsbehovet, som det fremgår af vandområdeplanerne 2021-2027 sendt i høring den 22. december 2021 og vedtaget i juni 2023.

SO'en gennemføres i tre faser. Fase I og II forestås af FM/MIM og omfatter en redegørelse for det nuværende juridiske og naturfaglige grundlag samt handlerum inden for vandrammedirektivet, herunder fokus på mindst seks forskellige elementer i vandplansarbejdet under inddragelse af uvildige internationale forskere.

Fase III forestås af MST med bistand fra forskningsinstitutioner og omfatter en opdatering af statusbelastningen og baselinen for 2027, et styrket modelgrundlag under inddragelse af input fra faser I og II samt en revideret opgørelse af det resterende indsatsbehov for kvælstof fordelt på deloplande og tilhørende virkemidler.

Fase III-arbejdet er opdelt i tre aktivitetsspor, som ses i figur 1.1 nedenfor.

Aktivitetsspor "Second Opinion" Fase III

1. Opdatering af statusbelastning og baseline 2027

2. Styrket modelgrundlag:

    a. Fosfor: Identifikation af muligheder for supplerende fosforindsats.
    b. Sæsonfokuseret indsats: Identifikation af muligheder for yderligere anvendelse af kvælstofvirkemidler med særlig effekt i sommerhalvåret.
    c. Inddragelse af input fra fase I og II.
    d. Inddragelse af resultaterne fra "lokale analyser"

3. Opdatering af et revideret resterende indsatsbehov fordelt på oplande og tilhørende virkemidler.

Figur 1.1. *Aktivitetsspor i "Second Opinion", fase III*

Nærværende notat omhandler alene delelement a og b under aktivitetsspor 2[1] i *Styrket modelgrundlag* og indgår dermed som en af flere tekniske rapporter, som samlet set udgør rapporteringen af aktivitetsspor 2. De resterende tekniske rapporter udgøres af Thodsen et al (2024), COWI (2023), Højberg et al (2024), Erichsen et al (2024) og Jacobsen (2024) foruden en sammenfattende rapportering af Erichsen (2024).

1.2 Formål og forudsætninger

1.2.1 Formål med SO, fase III, styrket modelgrundlag

I forbindelse med forarbejdet til vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) blev effekterne af en mere fokuseret fosforregulering vurderet på et foreløbigt grundlag, blandt andet på grundlag af kystvandenes specifikke fosforfølsomheder beregnet i VP3-modelprojektet (se eksempelvis Erichsen et al 2021). På baggrund heraf blev der udpeget kystvande med tilhørende kystvandoplande, hvor en supplerende fosforindsats potentielt ville kunne supplere og/eller erstatte dele af en kvælstofindsats, men det reelle kystvandoplandsspecifikke potentiale for en sådan supplerende fosforindsats var på daværende tidspunkt ikke kendt i detaljer.

Tilsvarende blev der identificeret en række kystvandoplande, hvor en målrettet reduktion af kvælstofudledningen i vækstsæsonen potentielt kan reducere det beregnede reduktionsbehov af kvælstof på årsniveau.

Formålet med projektet omkring *Styrket modelgrundlag*, aktivitetsspor a og b, er at kvantificere effekterne af reduktioner i fosfortilførsler henholdsvis reduktion af kvælstofudledning fokuseret på vækstsæsonen og afslutningsvis bidrage med viden, der kan indgå i opdateringen af indsatsbehov i forbindelse med genbesøget.

[1] De to delelementer c og d rapporteres særskilt. Aktivitetsspor 1, *Opdatering af statusbelastning og baseline 2027*, gennemføres i et særskilt projektspor uafhængigt af aktivitetsspor 2. Aktivitetsspor 3 gennemføres ligeledes i et særskilt projektspor, men baseret på input fra aktivitetsspor 1 og 2.

Det samlede projekt (*Styrket modelgrundlag*, aktivitetsspor a og b) er organiseret i syv arbejdspakker (AP'er), som bidrager til projektets samlede formål med henblik på at analysere potentialerne for anvendelse af de supplerende virkemidler (fosfor, reduktioner målrettet vækstsæsonen) samt miljøeffekterne og omkostningseffektiviteten af forskellige kombinationer af disse indsatsmuligheder i forhold til at adressere et resterende indsatsbehov ved genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 i 2023/2024.

- AP1: Belastning og kildefordeling af kvælstof- og fosfortilførsler.
- AP2: Punktkildebidrag/virkemidler (inklusive økonomi).
- AP3: Diffust bidrag/virkemidler.
- AP4: Styrket modelgrundlag – beregning af virkemiddeleffekter (scenarier, fortolkning).
- AP5: Økonomi/omkostningseffektivitet.
- AP6: Opdateringer af modelgrundlaget (input fra faser 1 og 2 samt lokalanalyser).
- AP7: Projektledelse og -koordinering.

1.2.2 Formål med AP5, økonomiske analyser og omkostningseffektivitet

Dette notat indeholder en teknisk gennemgang af arbejdet udført under den del af AP5, som omfatter modellerne *TargetEconN* og *TargetEconP* i projektet omkring *Styrket modelgrundlag* (fase III), og indeholder derudover en opsamling af afhængighed til andre arbejdspakker, metode og resultater.

Dette notat har til formål at beskrive den del af AP5, som vedrører anvendelsen af modellerne *TargetEconN* for kvælstof (N) og *TargetEconP* for fosfor (P).

Fokus i denne del af AP5 er på:

- En supplerende fosforindsats: en modellering af omkostningseffektive virkemidler til reduktion af fosfortabene til kystvandoplandene og en vurdering af, hvilken effekt reduktionerne af fosfor i kystvandoplandene har på indsatskravene til kvælstof.
- Sæsoneffekter: en modellering af omkostningseffektive kvælstofvirkemidler, der tager hensyn til sæsoneffekter. Sæsoneffekterne indregnes for punktkilder (rensning af spildevand, regnvandsbetingede udløb (RBU), dambrug, spildevand fra industri) samt drænvirkemidler (minivådområder).

Derudover indgår den fulde palet af virkemidler for kvælstof- og fosforreduktioner som beskrevet i Hasler et al (2022), Hasler et al (2023) og Hasler et al (2024b) i modelberegningerne med begge modeller.

AP5 bygger således på tidligere modeludvikling og anvendelse (Hasler et al 2022, Hasler et al 2023, Hasler et al 2024b) samt de øvrige arbejdspakker i SO, fase III. AP1 leverer blandt andet retentionsberegninger for punktkilder. AP2 leverer data for punktkilder. AP3 identificerer og kvantificerer de enkelte kilders andel af næringsstofbelastningen i de enkelte kystvandoplande samt reduktionspotentialer for anvendelse af specifikke virkemidler, både for fosfor og kvælstof. AP4 kvantificerer responsen på miljøtilstanden, det vil sige reduktioner i sommerklorofyl-a og Kd (lysfølsomhed) i vækstsæsonen, på forskellige niveauer af reduktioner af punktkilder og diffuse bidrag og identificerer forskellige kombinationer af indsatser, som kan adressere et resterende indsatsbehov.

Hvordan dataene og forudsætningerne fra de øvrige arbejdspakker samt tidligere modeludvikling inddrages i modellerne, beskrives i metodekapitlet i dette notat.

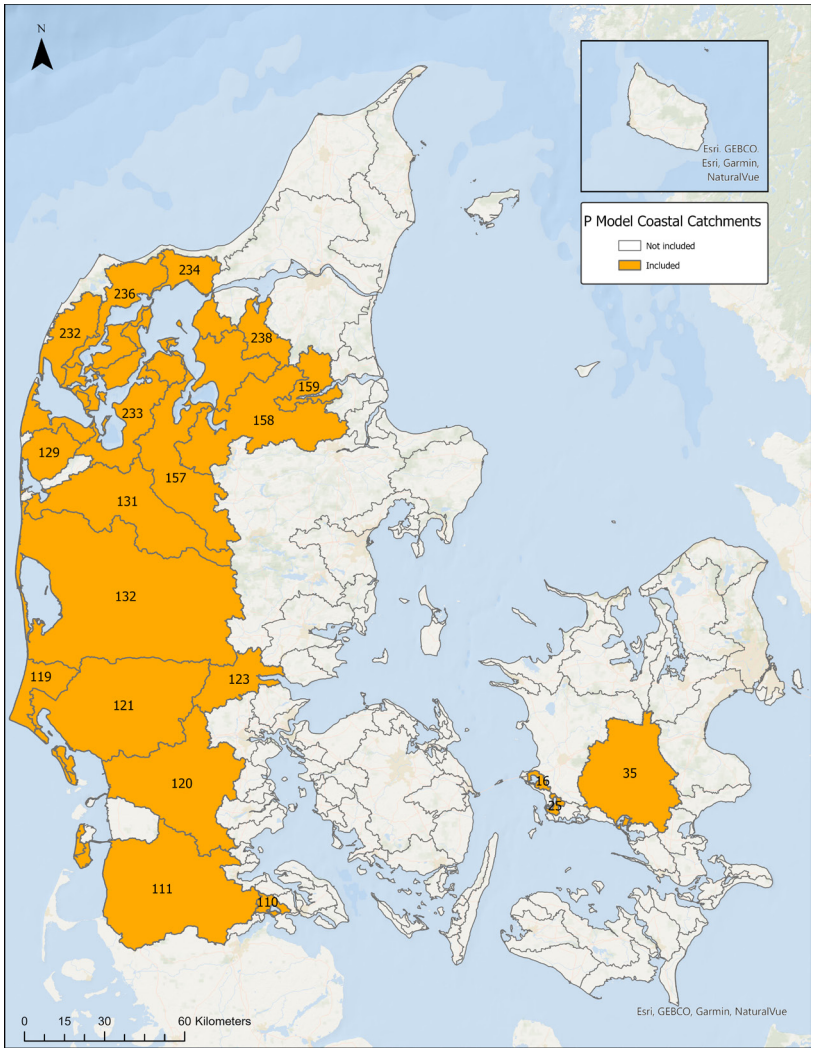
Der gennemføres analyser på såvel punktkildevirkemidler som landbrugsrelaterede virkemidler.

Modellerne *TargetEconP* og *TargetEconN* er sat op til at beregne en omkostningseffektiv gennemførelse af fastsatte indsatskrav for fosfor og kvælstof og beregner på denne baggrund kombinationer af virkemidler, der opfylder indsatskravene. Som del af analyserne sammenholdes resultaterne fra de udførte analyser under SO med de økonomiske VP3-analyser, som er gennemført af Aarhus Universitet og Københavns Universitet (Hasler et al 2022, Jacobsen 2022). Analyserne skal indgå i det videre arbejde (beslutningsgrundlag) med *Opdatering af et revideret resterende indsatsbehov fordelt på oplande og tilhørende virkemidler*, men dette arbejde ligger uden for dette projekt.

2. Kystvandoplande i SO-analyserne med *TargetEconN* og *TargetEconP*

2.1 Fosforoplande

I forbindelse med forarbejdet til vandområdeplanerne 2021-2027 blev effekterne af en mere fokuseret fosforregulering vurderet på et foreløbigt grundlag, blandt andet på grundlag af kystvandenes specifikke fosforfølsomheder beregnet i VP3-modelprojektet (se eksempelvis Erichsen et al 2021). På baggrund heraf blev der udpeget kystvandoplande, hvor en supplerende fosforindsats potentielt ville kunne supplere og/eller erstatte dele af en kvælstofindsats. Disse fremgår af figur 2.1 nedenfor, og det er disse kystvandoplande, der anvendes i fosformodelleringen med *TargetEconP*. Nogle af kystvandoplandene, der er udpeget som fosforfølsomme, er dog ikke med, da der ikke er søoplande i disse kystvandoplande. Da optimeringen i *TargetEconP* er på søoplande (se afsnit 3), er dette en nødvendig begrænsning.



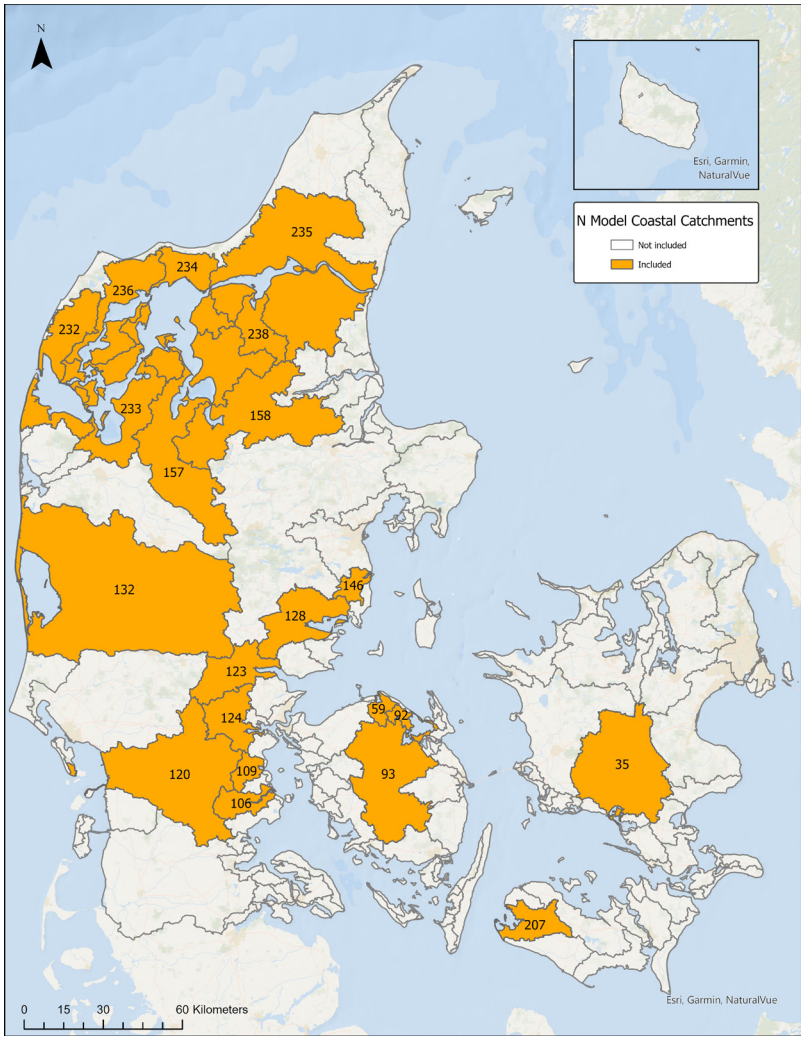
Figur 2.1. *Kystvandoplande (nummererede), der indgår i fosformodelleringen med TargetEconP*

De kystvandoplande, som er med i *TargetEconP*-analysen, er de kystvandoplande, der har en P-effekt, og som også er med i DHI's analyse (Erichsen et al 2024). Det er også et krav, at de skal være forbundet til søoplande, således at virkemidler kan optimeres i modellen. Da COWI's analyse af punktkilder (COWI 2023) omfatter et lidt andet udvalg af kystvandoplande end de øvrige, er der kystvandoplande, hvor der ikke er estimater fra COWI for punktkilderne. Disse kystvandoplande (hvor der ikke er estimater fra COWI) er alligevel medtaget i analysen, og der vil derfor ikke være punktkildereduktioner i disse kystvandoplande. Oversigten over de vandområder, der er med i fosforanalysen, findes detaljeret beskrevet i bilag 1 til dette notat.

2.2 Kvælstofoplande

Tilsvarende blev der på basis af Erichsen et al (2021) identificeret 23 kystvandoplande, hvor en målrettet reduktion af kvælstofudledningen i algernes vækstsæson kan reducere det beregnede reduktionsbehov af kvælstof på årsniveau. Dette vil sige, at en indsats, der reducerer kvælstoftabet til kysten i perioden marts til september, vil have en større effekt ved kysterne og i havet sammenlignet med en tilsvarende reduktion opnået i den resterende periode af året. De sæsonfølsomme kystvandoplande er identificeret som områder,

hvor opholdstiden er begrænset, således at kvælstofudledningen i efteråret ikke har betydning for algevæksten. Udledningen i vækstsæsonen vil derimod være kritisk. Derfor er disse kystvandoplande sæsonfølsomme i forhold til udledningen af kvælstof. De kystvandoplande, der indgår i *TargetEconN*-modelleringen for kvælstof, er vist i figur 2.2.



Figur 2.2. *Kystvandoplande (nummererede), der indgår i kvælstofmodelleringen med TargetEconN*

De N-følsomme områder, inklusive Limfjorden, som også er dækket af DHI's analyse i AP4 (Erichsen et al 2024), er med i kvælstofanalyserne med *TargetEconN*. Bemærk, at figurer 2.1 og 2.2 omfatter kystvandoplande for analyserne af fosfor (figur 2.1) og kvælstof (figur 2.2), og at kortene derfor omfatter forskellige kystvandoplande. Da COWI's analyse af punktkilder (COWI 2023) som nævnt omfatter et lidt andet udvalg af kystvandoplande end de øvrige analyser, er der kystvandoplande, hvor der ikke er estimater fra COWI for punktkilderne. Disse kystvandoplande er i lighed med fosforanalyserne også medtaget i kvælstofanalysen. Disse kystvandoplande er yderligere beskrevet i bilag 1 til dette notat.

3. Metode og modeltilgang

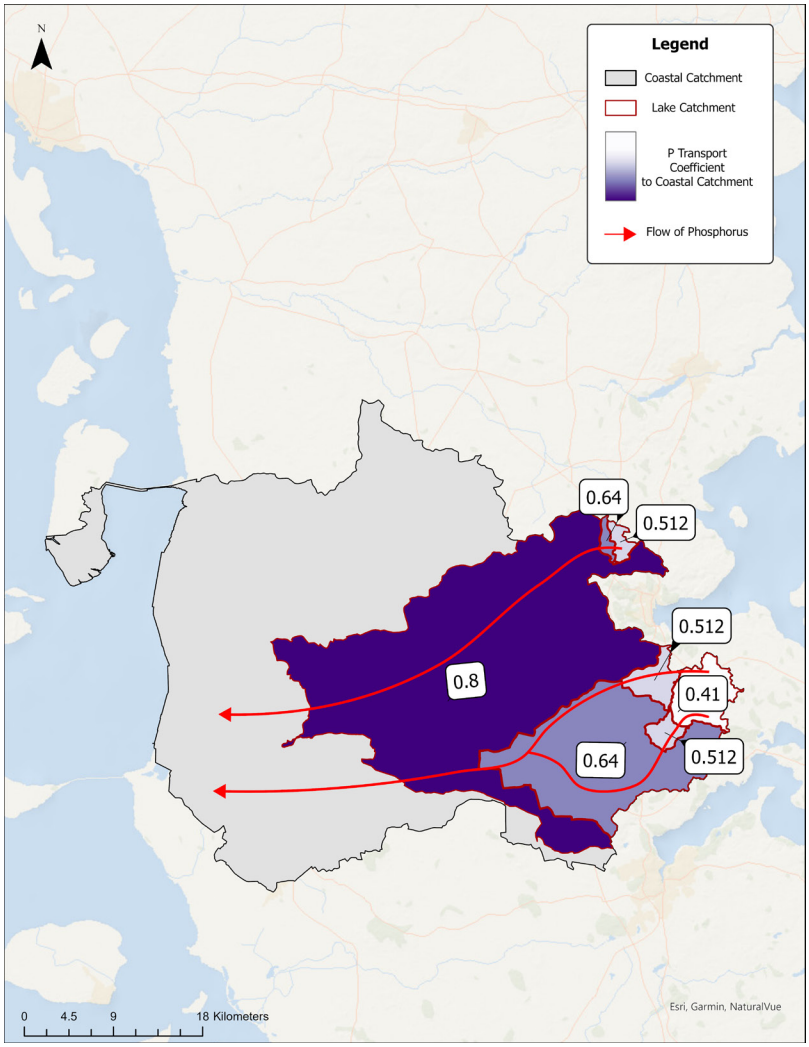
3.1 Modellerne *TargetEconP* og *TargetEconN*

I *TargetEconN*- og *TargetEconP*-modellerne foretages analyserne ved at minimere omkostningerne ved at opfylde N- og P-indsatskravene. Herved fås anvisninger på de mest omkostningseffektive valg og placeringer af virkemidler ud fra en samfundsøkonomisk, "social planner" tilgang. For N anvendes indsatskravene i vandområdeplanerne 2021-27 for kystvandoplandene (Højberg et al 2021), mens kravene for P er indsatskravene til søer i vandområdeplanerne 2021-27 (Højberg et al 2021). Optimeringen i modellerne sigter mod at finde den omkostningseffektive sammensætning og geografiske placering af virkemidler. Optimeringsalgoritmen søger at fordele indsatser, således at omkostningen ved den samlede indsats bliver så lav som muligt. Løsningen er således begrænset af, at reduktionen af P-tilførslen til en sø skal være lig med eller større end indsatskravet for søen, og tilsvarende for N til kystvandoplandene. Den optimale sammensætning af virkemidler bestemmes af omkostningerne ved virkemidlet, potentialet og effekten for det enkelte virkemiddel samt reduktionsbehovet til kystvandoplandene (N) og til søerne (P). *TargetEconN*- og *TargetEconP*-modellerne er geografisk specifikke, hvor data for dyrkning af afgrøder, gødningstildeling, omkostninger og effekter ved virkemidler samt retentionen af kvælstof fra rodzone til kyst og fosfortransporten mellem søerne er indarbejdet i modellerne ved at anvende eksisterende kortlag, som kobles til markniveauet. For kvælstofretention er der anvendt de samme retentionsforudsætninger som i Hasler et al (2022), det vil sige retentionsdata fra Højberg et al (2021).

Der er indarbejdet tabsveje og effekter af P-virkemidler samt retention af fosfor mellem søer, der er forbundet med hinanden i søkæder. Søkæderne er beskrevet mere detaljeret i Hasler et al (2023) og Hasler et al (2024b). I nærværende modellering af fosforreduktioner til kyst er der anvendt den samme søkædemodellering som i Hasler et al (2023), men der er nu modelleret flere søer (se Hasler et al 2024b). Der er kun foretaget analyser i søoplande, hvor der er et fosforindsatsbehov til søerne i vandområdeplanerne 2021-2027. Der er således ikke analyseret kystvandoplande uden søer med et indsatsbehov, selvom der også i disse kystvandoplande (for eksempel Halkær Bredning) kunne være et potentiale i at reducere fosfortabet via både søer og vandløb. I Hasler et al (2024a) er der foretaget en supplerende analyse af fiktive fosforindsatskrav til kyst med formålet at beregne omkostningseffektive indsatser til opfyldelse af en fiktiv fosforindsats til kyst. De fiktive indsatskrav i den supplerende analyse er beregnet på baggrund af virkemidlernes potentiale for fosfortab i hele oplandet.

I nærværende notat er der også kun modelleret søoplande, der er forbundet med de fosforfølsomme kystvandoplande.

Der er søkædetransportkoefficienter til kyst i den transportmatrice, MST har stillet til rådighed for søkædemodelleringen, og disse er anvendt for at kunne modellere fosforreduktionerne helt til kyst. For de søoplande, der er med, anvendes de samme fosfortransportkoefficienter som i den oprindelige model således, og transportkoefficienterne til kyst er tilføjet. I fosfor til kyst-modelleringen summeres opstrøms søreduktioner for at bestemme P-reduktionen i kystvande som illustreret i eksemplet i figur 3.1 og teksten nedenfor.



Figur 3.1. *Eksempel på fosforreduktioner i søoplande inden for et kystopland (Lister Dyb)*

Figur 3.1 viser, hvordan beregningen i en søkæde inden for et kystvandopland beregnes i forhold til at angive fosforreduktionen til kyst. I eksemplet i figur 3.1 er fosforreduktionen i kystopland 111 beregnet som fosforreduktioner implementeret i søoplandene i kystvandoplandet Lister Dyb (søoplande 960, 965, 968, 972, 974, 985 og 7052). Det samme princip er anvendt for alle kystvandoplande, hvor der er søer med et indsatskrav.

Princippet er, at fosforreduktionerne i søerne i kæde multipliceres med transportkoefficienten mellem hvert enkelt søopland og kystvandoplandet. Fosfortransportkoefficienterne for kystvandoplandet i eksemplet er vist på etiketterne i figur 3.1.

Metoden tager udgangspunkt i, at søoplandene er omsluttet af kystvandoplandet og danner et hydrologisk netværk inden for kystvandoplandet. Fosfor i vandstrømmen bevæger sig fra øst til vest og går gennem de indbyrdes forbundne søoplande og i sidste ende ind i kystområdet. Det er illustreret ved de røde pile.

De hvide felter i figur 3.1 angiver P-transportkoefficienten fra hvert søopland til kystoplandet. Opstrøms søer bidrager med mindre P til kystoplandet på grund af tab i oplandet og variationer i retentionen (P-tab inden for hvert søopland x P-transport til kyst = samlet P-tab til kystoplandet).

Farveintensiteten i figuren viser styrken af fosfortransporten fra hvert søopland til kystoplandet.

For renseanlæg, træer langs vandløb og minivådområder beregnes placeringen inden for søoplande og ID15-oplande[2]. For virkemidler i recipienterne er der fastsat potentielle områder, hvor virkemidlerne har effekt, for eksempel strækninger af vandløb.

For begge modeller antages det, at der kun kan placeres ét virkemiddel med én given arealstørrelse per beslutningsenhed. I beskrivelsen af virkemidler i Hasler et al (2024b) gives der mere detaljerede oplysninger om modelleringen af hvert virkemiddel. I fosformodellen er der lagt ind en række kombinationsmuligheder mellem virkemidler, da det er muligt at implementere dem samtidigt.

Modellerne optimerer den omkostningseffektive løsning per kystvandopland og per søopland. Herved kan modellerne anvendes til at beregne de samlede omkostninger ved opfyldelse af et indsatsbehov samt de marginale omkostninger ved en optimal implementering af forskellige virkemidler. Modellerne er tidligere sat op for kvælstofvirkemidler samt for et mindre antal af fosforvirkemidler og er dokumenteret i Hasler et al (2022), Hasler et al (2023) og Hasler et al (2024b). Den matematiske beskrivelse af kvælstofmodellen (målfunktion/kriteriefunktion og restriktioner samt oversigt over modelvariabler) findes i bilag 1 i Hasler et al (2023), og en mere detaljeret beskrivelse af fosformodellen findes i Hasler et al (2023).

Der er ikke lavet en samtidig optimering af kvælstof og fosfor i dette projekt, selvom modellerne kan køres sammen i en integreret model. Det skyldes, at forudsætningerne i SO vedrørende sæsonfølsomhed og fosforeffekter er komplicerede og delvist griber ind i hinanden, hvorfor en samtidig optimering af kvælstof og fosfor med SO-forudsætningerne vil kræve mere tid og ressourcer, end der har været til rådighed i projektet.

Nogle virkemidler har en effekt for både kvælstof og fosfor. Vi har i modelleringen tillagt den fulde omkostning til henholdsvis kvælstof og fosfor i de to modeller, så der er ikke foretaget en fordeling af omkostningerne på kvælstof og fosfor. Dette ville ske automatisk i modellen, hvis vi modellerede kvælstof og fosfor integreret.

3.2 Ændringer i modellerne i SO og sammenligning med tidligere resultater for vandområdeplaner

Der er foretaget ændringer i modellerne *TargetEconN* og *TargetEconP* til beregningerne i SO, hvor forudsætninger og data er tilpasset de øvrige AP'er. Disse ændringer beskrives i de efterfølgende afsnit.

3.2.1 Indsatskrav og sammenligning med tidligere analyser

I Hasler et al (2022) blev der anvendt de foreløbige indsatskrav, som giver 13.075 tons N i en samlet reduktionsindsats. I 2023 blev det endelige indsatsprogram i vandområdeplanerne 2021-2027 vedtaget (Miljøministeriet 2023), og det samlede indsatskrav blev reduceret til 12.955 tons N. Fordelingen af indsatskrav mellem kystvandoplande er også ændret. I de SO-analyser, der præsenteres i dette notat, er de endelige indsatskrav fra 2023 og fordelingen af dem på kystvandoplande anvendt (Miljøministeriet, 2023).

[2] ID15-oplande er oplande for retentionen af kvælstof. ID15-oplande og retention er indlagt i *TargetEconN*-modellen med data fra Højberg et al (2020).

I Hasler et al (2022) blev det beregnet, at en målopfyldelse på 13.014 tons N kunne opnås med *TargetEconN*-modellen til en samlet omkostning på 531 millioner kroner årligt. Til sammenligning er den beregnede omkostning med de nye indsatskrav lavere, 524 millioner kroner årligt, og der opnås en reduktion på 12.924 tons kvælstof årligt, det vil sige 31 tons kvælstof i manko for en fuld målopfyldelse. Halkær Bredning (kystvandopland 238) ved Limfjorden når ikke i mål og har 31 tons kvælstof i manko.

I tillæg til modelleringen af de nye indsatskrav er der også ændret i potentialet for skovrejsning i forhold til Hasler et al (2022). Dette er gjort for at harmonere forudsætningerne med dem i SO-analysen i AP3 (Højberg et al 2024), hvor det er arealer, der er udpeget af kommunerne som ønskede til skovrejsning, der er potentialet. I Hasler et al (2022) er der imidlertid anvendt et noget større potentiale, idet det samlede areal, hvor skovrejsning er muligt, er anvendt, det vil sige landbrugsarealet i omdrift fratrukket de områder, som kommunerne har udpeget som uønskede til skovrejsning. De to skovrejsningspotentialer fordeler sig meget forskelligt på både søoplande og kystvandoplande. Derfor har valget af skovrejsningspotentialet stor betydning for de samlede effekter og omkostninger, da det bestemmer, hvor skovrejsningen kan finde sted i modelresultaterne. I nærværende modellering er der også indlagt en begrænsning om, at skovrejsning ikke kan finde sted på lavbund, og dette er også nyt i forhold til Hasler et al (2022). Det ændrede skovrejsningspotentiale samt begrænsningen i forhold til lavbund er således taget med i beregningerne af de nye indsatskrav fra 2023, og herved forøges omkostningerne til 538 millioner kroner årligt med en målopfyldelse på 12.918 tons N. Mankoen i forhold til en målopfyldelse på 37 tons kvælstof er også i denne beregning i kystvandoplandet Halkær. Dette kystvandopland er således særligt interessant i forhold til, om eventuelle fosforeffekter omregnet til kvælstofækvivalenter eller sæsoneffekter for kvælstof kan medvirke hertil. Dette belyses i kapitel 4 angående resultater.

Ændringerne af indsatskravene har således medført lavere omkostninger end i beregningerne fra 2022 (Hasler et al 2022), men ændringen i skovrejsningspotentialet forøger omkostningerne noget. Det er denne version af *TargetEconN* med nye indsatskrav og et ændret skovrejsningspotentiale, vi bruger som basis for at beregne de sparede omkostninger, når fosforeffekterne omregnes til en kvælstofeffekt i de fosforfølsomme kystvandoplande i kapitel 4.

For de kystvandoplande, der er med i kvælstofmodelleringen som sæsonfølsomme i SO, er den samlede omkostning 258 millioner kroner årligt, og kvælstofreduktionen er i alt på 7.576 tons N. Disse resultater er beregnet med den samme model, som er anvendt nationalt, med opdaterede indsatskrav og et potentiale for skov. Men der er en forskel mellem den nationale model og *TargetEconN*-modellen for de sæsonfølsomme kystvandoplande: I disse kystvandoplande er der indarbejdet nye estimater for omkostninger og effekter ved punktkilder i henhold til resultaterne i COWI (2023), AP2 i SO. Se videre under næste afsnit om punktkilder.

Analysen af de sæsonfølsomme kystvandoplande beskrevet ovenfor anvendes som sammenligningsgrundlag for kvælstofscenarierne for sæsonfølsomhed i kapitel 4.

3.2.2 Punktkilder

I SO er der beregnet omkostninger og effekter ved punktkilderne rensningsanlæg, regnvandsbetingede udløb (RBU), dambrug og industri i AP2 (COWI 2023). Disse omkostninger og effekter indgår i analyserne med både *TargetEconN* og *TargetEconP*, og de tidligere effekt- og omkostningsestimater fra Miljøstyrelsen er således udskiftet for disse kystvandoplande. Dette har blandt andet medført, at der er tilført virkemidler (dambrug og industri), samt at virkemidlerne på rensningsanlæg er reduceret til færre rensningstrin end anvendt i

Hasler et al (2022). Indarbejdelsen af disse virkemidler mod punktkilder er indarbejdet på samme måde som i Jacobsen (2024). I tabel 3.1 er virkemidlernes omkostninger (fra minimum til maksimum), effekter (fra minimum til maksimum) og potentialer beskrevet for renseanlæg, RBU, industri og dambrug. Som det ses af tabellen, er der for de fleste virkemidler et stort spænd mellem minimum og maksimum, både for kvælstof og fosfor og for både omkostninger og effekter. Tabellen viser effekterne for kvælstof, både med og uden sæsoneffekter, samt for fosfor.

Tabel 3.1. *Oversigt over omkostninger, effekter og potentialer i forhold til fosfor og kvælstof med og uden sæsoneffekter for punktkilderne renseanlæg, RBU, dambrug og industri*

Punktkilde	Fosfor				
	Omkostning (kr. per enhed)	Effekt (kg P per enhed)	Potentiale (antal af anlæg)	Effekt m. sæsoneffekter	Potentiale m. sæsoneffekter
Rense-anlæg	0 (ikke i løsningen)	0 (ikke i løsningen)	62	Sæsoneffekter ikke adresseret i *TargetEconP* i fosfordelen af SO.	
RBU	7.982-1.739.751	0,8-26,5	4.100 placeringer		
Dambrug	4.720-143.757	0,08-2.181	133 placeringer		
Industri	0 (ikke i løsningen)	0 (ikke i løsningen)	3 anlæg		
Punktkilde	Kvælstof				
	Omkostning (kr. per enhed)	Effekt u. sæsoneffekter (kg N per enhed)	Potentiale u. sæsoneffekter (kg N)	Effekt m. sæsoneffekter (kg N per enhed)	Potentiale m. sæsoneffekter (kg N)
Rense-anlæg	237.766-10.537.060	164-42.076	63 anlæg 300.111 kg N	164-47.049	35 anlæg 187.214 kg N
RBU	29-6.714.192	0,012-1.147	938 placeringer	0,041-1.411	4.376 placeringer 125.615 kg N
Dambrug	7-694.779	0,25-25.041	147 placeringer	62-25.041	86 placeringer 381.846 kg N
Industri (spilde-vand)	- (ikke i løsningen)	- (ikke i løsningen)	- (ikke i løsningen)	- (ikke i løsningen)	- (ikke i løsningen)

Kilde: COWI (2023) samt Jacobsen (2024).

3.2.3 Kvælstofvirkemidler og sæsoneffekter i modellen *TargetEconN*

TargetEconN-modellen anvendt i SO omfatter alle kvælstofvirkemidler beskrevet i Hasler et al (2022): efterafgrøder, energiafgrøder, mellemafgrøder, vådområder, skovrejsning, tidlig såning, normreduktion (10 procent og 20 procent), etårig brak, permanent udtagning af henholdsvis høj- og lavbundsjorde, minivådområder, randzoner (10 meter og 20 meter), spildevandsrensning og overløb. Virkemidlerne beskrives ikke yderligere her, men der henvises til Hasler et al (2022), på nær for punktkilderne, der som ovenfor nævnt er baseret på COWI (2023).

For punktkilderne og drænvirkemidlet minivådområder er der indarbejdet sæsoneffekter for kvælstofbaseret på AP3 (Højberg et al 2024) og AP4 (Erichsen et al 2024). Sæsoneffekterne er indarbejdet for drænvirkemidlet minivådområder samt for punktkilderne, men ikke for efterafgrøder og normreduktion, da det har været nødvendigt at begrænse analyserne af ressourcehensyn. Det er kun kvælstofækvivalenterne, der anvendes. Fosfor regnes ikke ind i analysen af sæsonfølsomhed.

Omkostningerne ved at anlægge minivådområder er uændrede i forhold til Hasler et al (2022). Antallet af minivådområder er begrænset af, at der skal forefindes et opland til minivådområderne på henholdsvis 20 ha, 50 ha og 100 ha. Selve minivådområdet vil være henholdsvis 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha til de respektive størrelser på oplandene til minivådområder. En yderligere beskrivelse af modelleringen af minivådområder inden for ID15-oplandene findes i Hasler et al (2022).

For minivådområderne er der for at modellere sæsoneffekterne anvendt potentialerne beregnet i Højberg et al (2024). Vi har anvendt udpegningen af potentialeområderne på 10 procent, da dette anses som mest realistisk i henhold til kommunikation med AP3 i SO. Det vil sige, at det er disse 10 procent, der indgår som potentialet beregnet for ID15-oplande, og at potentialet anvendes på ID15-niveau i *TargetEconN*. Vi har både anvendt effektestimaterne beregnet for scenariet på 10 procent, men også for scenariet på 100 procent. For de 10 procent forøges den vægtede gennemsnitlige effekt af minivådområder fra 4,2 kg N per ha minivådområdeopland til 11,3 kg N per ha minivådområdeopland. Men der er her variationer mellem kystvandoplandene. For 10 procent scenariet fås der derfor en stor variation i, hvor minivådområder har effekt. Vi har derfor valgt at også anvende de mere gennemsnitlige effektestimater i scenariet på 100 procent, som reducerer effekterne ved minivådområder i forhold til scenariet på 10 procent. Vi fastholder dog anvendelse af scenariet på 10 procent for udvælgelsen af de bedste arealer til minivådområder inden for hvert ID15-område. For detaljer om disse effektestimater henvises til Højberg et al (2024).

Derefter er korrektionen for sæsoneffekterne i forhold til effekterne i vækstsæsonen fra AP4 indarbejdet for både minivådområder og punktkilderne og for minivådområderne både for scenarierne på 10 procent og 100 procent. Som beskrevet i Erichsen et al (2024) betyder disse korrektioner af effekterne, at vi kvantificerer responsen på miljøtilstanden i havet, det vil sige reduktioner i sommerklorofyl-a og Kd (lysfølsomhed) i vækstsæsonen. For rensningsanlæg, RBU, dambrug, industri og minivådområder er der i Erichsen et al (2024) for hvert kystvandopland beregnet en ækvivalent for effekten af virkemidlet i vækstsæsonen. Denne ækvivalenteffekt kan være større, lig med eller mindre end 1. For dambrug er den i Erichsen et al (2024) opgjort til mellem 0,7 og 2,2 og til mellem 0,8 og 5,7 for RBU. For spildevandsrensning er ækvivalenteffekten opgjort til mellem 0 og 7,2 samt til mellem 0 og 0,4 for minivådområder. For minivådområderne betyder dette, at effekten reduceres betragteligt, når ækvivalenteffekten fra Erichsen et al (2024) anvendes. I henhold til Erichsen et al (2024) (tabel 5.1) betyder en værdi mellem 0 og 1, at reduktionen er mindre effektiv end en jævnt fordelt helårsreduktion. I scenarierne har vi beregnet resultater med og uden denne sæsonkorrektion.

3.3 Fosforvirkemidler i modellen *TargetEconP*: eksisterende og nye

I SO er der indarbejdet en række nye virkemidler til fosforreduktion. Dette er de samme virkemidler, som er beskrevet for fosfor i Højberg et al (2024). Foruden disse er der også en række fosforvirkemidler (”eksisterende”), der er indarbejdet i en tidligere version af modellen (Hasler et al 2023).

De virkemidler, der er lagt ind i *TargetEconP*, er præsenteret i tabel 3.2. Præsentationen af virkemidlerne bygger på Hasler et al (2024b), der igen bygger på fremstillingen i Hasler et al (2023) for de eksisterende virkemidler, som allerede er implementeret i modellen. For nye eller opdaterede virkemidler er fremstillingen

i Hasler et al (2024b) baseret på Højberg et al (2024), Eriksen et al (2020), Andersen et al (2020), Andersen og Heckrath (2020), Andersen og Nilsson (2023) samt diverse dokumenter fra kommuner beskrevet nærmere i Hasler et al (2024b). For markvirkemidler består omkostningerne af tab af indtægter fra arealerne, målt som dækningsbidrag (DB), som er beregnet for et gennemsnit over årene 2013-2018, samt eventuelle etablerings- og driftsomkostninger ved virkemidlet (Andersen et al 2020, Hasler et al 2023). Omkostningerne ved de øvrige virkemidler består af anlægs- og etableringsomkostninger, beregnet som årlige omkostninger, samt et årligt drift- og DB-tab fra et eventuelt tab af landbrugsareal ved for eksempel en oversvømmelse af arealerne.

Der, hvor der ikke er angivet andet, er effekterne (en reduktion i fosfortab) fra kortlægningen af risikoarealer for fosfortab via erosion samt matrice- og makroporetab i Andersen og Heckrath (2020) anvendt. Omkostningerne er beregnet i Hasler et al (2023) for de virkemidler, der ikke er opdaterede. For de øvrige virkemidler redegøres der for omkostningsberegningerne i Hasler et al (2024b).

Tabel 3.2. *Oversigt over fosforvirkemidler i TargetEconP*

Virkemiddel	Ny i 2024/ opdateret[3]	Effekt	Potentiale	Omkostning	Kilde
Permanent plantedække, 10 % af marken – erosionsudsatte områder		90 % af erosionstabet.	Marker i omdrift med en P-erosionstabsrisiko fra et fosforrisikokort.	Tabt DB fra marken, 80 kr. per ha i etablering.	Hasler et al (2023), Højberg et al (2024).
Negativ fosforbalance, 10 kg og 20 kg		5 % henholdsvis 20 % reduktion af erosion, matrice og makropore for 10 og 20 kg.	Marker i omdrift med et P-tab (erosion, matrice og makropore) fra et fosforrisikokort.	50 kr. per ha for 10 kg. 100 kr. per ha for 20 kg.	Hasler et al (2023.)

[3] Opdateret i forhold til Hasler et al (2023).

Skovrejsning	Revideret omkostning og potentiale.	100 % af erosionstabet, 35 % af makropore-tabet.	Arealer udpeget af kommunerne som ønskelige for skovrejsning, konsistent med AP3. Ingen skovrejsning på lavbund.	Tabt DB samt indtægt fra skovarealerne (Termansen et al 2023). DB fra marken (2013-2018). For marker, hvor husdyrtrykket er over 0,8 DE per ha, er der en omkostning på 200 kr. per ha for transport af husdyrgødning.	Hasler et al (2023), Termansen et al (2023).
Optimeret jordbearbejd-ning		50 % af erosionstabet.	Marker i omdrift med et P-tab.	200 kr. per ha.	Hasler et al (2023).
Minivåd-områder		45 % af matrice- og makroporetab.	Minivådområde-kort.	33.617 kr. (0,5 ha per 50 ha opland til minivåd-områder). De to øvrige niveauer, 23.255 kr. (0,2 ha per 20 ha opland til minivåd-områder) og 50.391 kr. (1 ha per 100 ha opland til minivåd-områder), der er anvendt i for eksempel Hasler et al (2023), er ikke inddraget i SO-modelleringen.	Hasler et al (2023).

Tørre randzoner, 10 m og 20 m		10 m: 62 % af erosionstab, fosforrisikokort. 20 m: 75 % af, erosionstab, fosforrisikokort.	Vandløbskort og markkort.	Tabt DB fra mark, der anvendes til randzone.	Hasler et al (2023).
Vådområder	Opdateret effekt.	Tabsreduktion på 1,9 kg per ha i fosforrisiko-områder.	Fosforrisikokort.	Tabt DB fra mark og etablerings-omkostninger (sløjfning af dræn), 3.486 kr. per ha. DB fra marken (2013-2018). For marker, hvor husdyrtrykket er over 0,8 DE per ha, er der en omkostning på 200 kr. per ha for transport af husdyrgødning.	Andersen et al (2020), Hasler et al (2023).
P-ådale (P-vådområder)	Opdateret potentiale.	Udvasket P, der allerede er i vandløbet. 15 kg per ha.	Beregnet nyt potentiale på 130.000 ha nationalt ud fra fosforrisikokort, digital højdemodel og vandløbs-trækningskort. Vandløbstype 2 og 3.	For vandløbstype 2: tabt DB fra marken og 9.733 kr. per ha. For vandløbstype 3: tabt DB fra marken og+13.200 kr. per ha.	Hasler et al (2023) og opdatering beskrevet i Hasler et al (2024b).

Træer langs vandløb	Opdateret potentiale.	Brinkerosion 33 %.	Vandløbstræk-ninger og brinker kortlagt i Andersen og Heckrath (2020).	0 kr. per km, 753 kr. per km, 2.154 kr. per km og 2.908 kr. per km for naturlig etablering, naturlig etablering med udtagning, plantning og plantning med etablering.	Andersen og Heckrath (2020), Hasler et al (2023).
Udtagning af landbrugsjord, højbund		100 % erosion, 35 % makroporetab og matrice-udvaskning	Marker i omdrift - lavbundsarealer	DB fra marken (2013-2018). For marker, hvor husdyrtrykket er over 0,8 DE per ha, er der en omkostning på 200 kr pr. ha for transport af husdyrgødning.	Hasler et al (2022).
Integrerede bufferzoner (IBZ). Antagelse: lav sandtilførsel (Andersen et al 2020).	Nyt virke-middel. Poten-tialer er beregnet.	Reduktion af matrice- og matrixtab er beregnet for arealer inden for potentiale-områderne.	Potentiale-områder er beregnet af AU Ecoscience og AU Agro i 2024, og metode er beskrevet i Højberg et al 2024 (bilag B).	7.938 kr. per ha, bestående af anlægs-omkostninger (7.358 kr. per ha per år), tab af landbrugs-produktion (0,15 ha per 75 m IBZ) (282 kr. per ha per år) og pleje (fjernelse af sediment) (297 kr. per ha per år).	Andersen et al (2020), Højberg et al (2024).

Renseanlæg	Opdateret.	Effekt af alle rensningstrin opdateret af Miljøstyrelsen i 2023.	Lokalisering af spildevands-anlæg, data fra Miljøstyrelsen modtaget i 2023.	Omkostninger for rensningstrin baseret på data fra Miljøstyrelsen fra 2023 baseret på data fra 2017-2021.	Data modtaget fra Miljø-styrelsen i 2023.
Overløb	Opdateret.	Effekt af anlæg for overløb opdateret af Miljøstyrelsen i 2023.	Potentiale for forbedring af overløb, data modtaget fra Miljøstyrelsen i 2023.	Omkostninger for forbedring af overløb, baseret på data modtaget fra Miljøstyrelsen i 2023. Data fra årene 2017-2021.	Data modtaget fra Miljø-styrelsen i 2023.
Sandfang	Ny.	7 kg P, 12 kg P og 26 kg P per år per enhed (sandfang), afhængigt af georegion og vandløbsklasse.	Strækninger med planlagte sandfang i vandområde-planerne 2021-2027 er anvendt som potentiale. Der, hvor vandløb krydser flere søoplande, placeres potentialet der, hvor overlappet er størst. Baseret på vandløbskort fra MiljøGIS.	9.328 kr. per år per enhed, 12.460 kr. per år per enhed og 15.592 kr. per år per enhed for vandløbs-klasserne 1, 2 og 3.	Data fra kommuner beskrevet i Hasler et al (2024b). Effekter og potentialer fra Højberg et al (2024).

Genslyngning af vandløb	Ny.	Effekterne af genslyngning af morænevandløb er beregnet for vandløbstyper 1, 2 og 3 som en reduktion i brinkerosion på hhv. 47 %, 0 % og 39 %. (Såkaldt effektfaktor). For hedeslette er effekten negativ. Her foretages i stedet hævning af vandløbsbund.	Potentialet er sat lig med foreslåede indsatser i vandområde-planerne 2021-2027 fra MiljøGIS. I alt 198 km.	For vandløbs-klasserne 1, 2 og 3 er der et DB-tab for 10 m, 60 m og 150 m på hver side af vandløbet samt anlægsomkost-ninger på 7.000 kr. per km per år, 25.000 kr. per km per år og 25.000 kr. per km per år.	Andersen og Heckrath (2020), Andersen og Nilsson (2023), Højberg et al (2024), Miljø-styrelsen (2019).
Hævning af vandløbsbund	Ny.	Effekt af hævning af vandløbs-bunden for morænevandløb er beregnet for vandløbstyper 1,2 og 3. Reduktion af brinkerosion på 52 %, 37 % og 27 % (effektfaktor). For hedeslettevand-løb hhv. 39 %, 33 % og 28 %.	Potentiale for vandløbsklasser 1, 2 og 3 på moræne og hedeslette.	5.000 kr. per km per år, 8.000 kr. per km per år og 19.000 kr. per km per år.	Højberg et al (2024).

Okkerfældnings-anlæg	Ny.	140 kg P per okkeranlæg per år.	60 nye okkeranlæg. Potentiale fra foreslåede indsatser i vandområde-planerne 2021-2027. Vandløbsklasse 1 og 2. Data fra MiljøGIS.	121.537 kr. per okkeranlæg per år	Andersen et al (2020), Højberg et al (2024).

Figur 3.3. *Potentialeområder for IBZ*

Note: De sorte markeringer viser drænede oplandsarealer til IBZ.
Kilde: Højberg et al (2024).

Virkemidlet permanent plantedække er et eksisterende virkemiddel i *TargetEconP*, og det skal præciseres, at dette virkemiddel adskiller sig fra permanent udtagning af hele marken. Permanent udtagning på høj- og

lavbund omfatter hele marken, mens virkemidlet permanent plantedække her omfatter etablering af striber med permanent græs og urteagtig vegetation på dyrkede marker for at reducere tab af jord og fosfor med overfladisk afstrømmende vand. Permanent plantedække anlægges kun på den del af marken, der er udsat for erosion, det vil sige mindre områder (0,1-0,2 ha), og virkemidlet er indarbejdet i modellen ved, at dette plantedække omfatter 10 procent af markens areal. Omkostningen bygger på Andersen et al. (2020) og er beregnet i henhold til den andel af marken, der omlægges og tages ud af omdrift. Denne beskrivelse af virkemidlet er identisk med beskrivelsen i Hasler et al (2023, side 22), og virkemidlet er indarbejdet på samme måde i de to modelversioner.

4. Resultater

4.1 Fosformodellering

4.1.1 Scenarie

For modelleringen af en yderligere fosforindsats er der beregnet ét scenarie. Dette scenarie omhandler opfyldelse af indsatskravene i vandområdeplanerne 2021-2027 (Miljøministeriet 2023) for fosfor til de 447 søer. Modelleringen foretages som i Hasler et al (2023) ved, at søerne er forbundet i kæder, modelleret ved en transportmatrix mellem søerne, som medfører, at fosforreduktioner i opstrøms søer også har en effekt i nedstrøms søer. Denne kædemodellering er beskrevet i Hasler et al (2023, 2024b) og dokumenteret i Miljøstyrelsen (2024). Da søoplandene i modellen er koblet til kystvandoplandene, beregnes fosforreduktionen helt ud til kyst i anvendelsen her i SO. Dette er nødvendigt for at beregne fosforeffekten til kyst og omregne denne til en kvælstofeffekt. Ved anvendelse af omregningskoefficienter fra AP4 (Erichsen et al 2024) omregnes fosforreduktionen til kvælstofækvivalenter i fosforkystvandoplandene (helårsækvivalent TP (total for fosfor) til helårsækvivalent TN (total for kvælstof)), og herved kan der beregnes en reduktion i kvælstofindsatskravene for disse kystvandoplande.

4.1.2 Fosforreduktioner og kvælstofeffekt

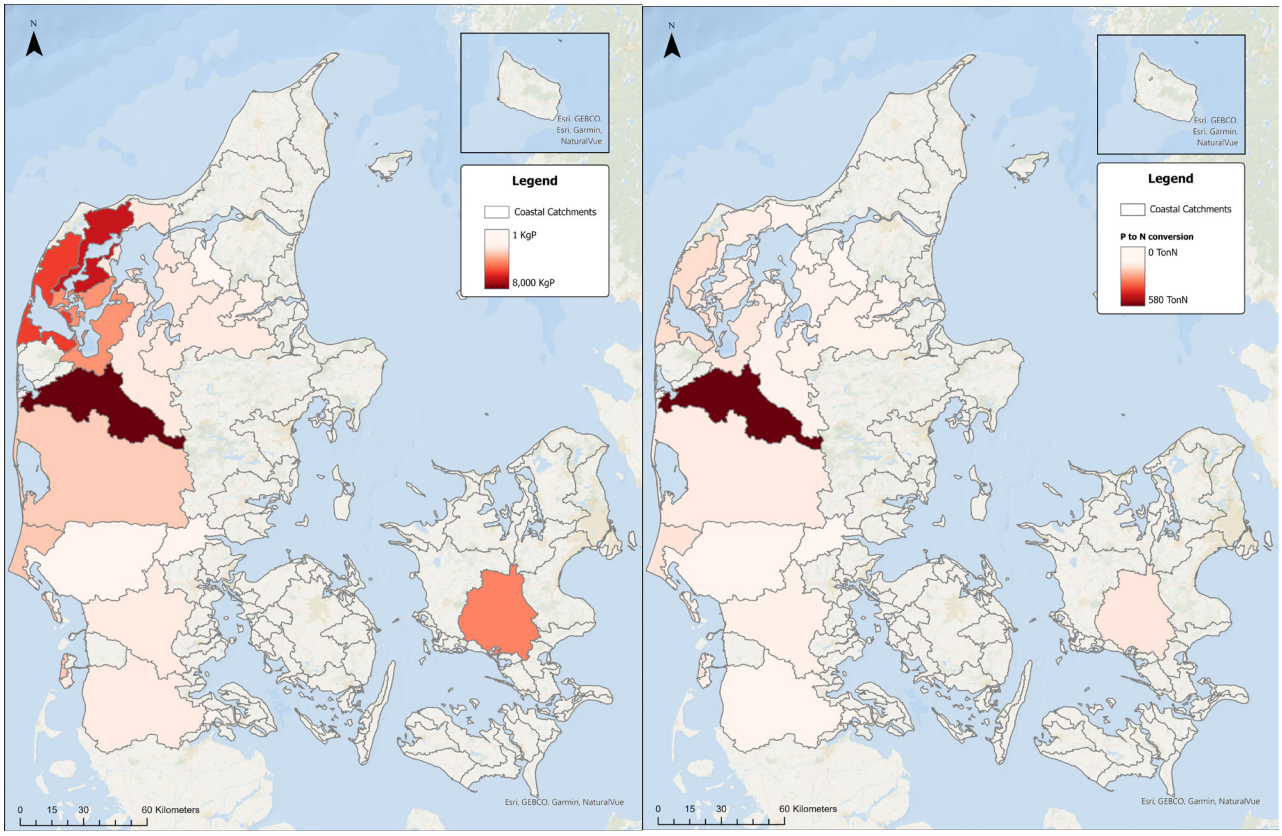
Tabel 4.1. *Reduceret fosfor til kyst, omregning til N-ækvivalenter*

Kystvandopland	Navn	Reduceret P til kyst (kg P)	P til N (tons N)
16	Korsør Nor	-	-
25	Skælskør Fjord og Nor	1	0
35	Karrebæk fjord	3.360	47
110	Nybøl Nor	39	0
111	Lister Dyb	391	4
119	Vesterhavet, syd	1.372	45
120	Knudedyb	433	13
121	Grådyb	33	1
123	Vejle Fjord, ydre	35	0
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	7.983	580
132	Ringkøbing Fjord	1.503	30
158	Hjarbæk Fjord	432	10
159	Mariager Fjord, indre	237	7
232	Nissum Bredning	4.667	70
233	Kås Bredning og Venø Bugt	2.838	42
234	Løgstør Bredning	644	6
236	Thisted Bredning	6.006	23
238	Halkær Bredning	-	-
129	Nissum fjord, ydre	-	-
157	Bjørnsholm Bugt, Riisgarde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	533	9
Total		30.507	888

Kilde: Erichsen et al (2024).

I alt reduceres der 30.507 kg fosfor, omregnet til 888 tons kvælstof ved fosforindsatsen i disse kystvandoplande, hvoraf der er en stor reduktion i kystvandopland 131**,** Nissum Fjord, Felsted Kog, på 7.983 kg P, omregnet til 580 tons N. Ækvivalenten for dette område i Erichsen et al (2024), er på 72,7, jævnfør bilag 2 i dette notat. Det vil sige, at fosforeffekten er stor i dette kystområde sammenlignet med mange af de øvrige kystvandoplande. I kystvandopland 238, Halkær Bredning, ses det, at der ikke er en fosforreduktion og dermed heller ikke en ækvivalerende kvælstofeffekt. Det er som nævnt i kapitel 3 dette kystvandopland, der ikke når i mål, når vi modellerer kvælstofindsatskravene. I *TargetEconN* er dette det eneste kystvandopland, der ikke når i mål. Det vil sige, at en tilføjelse af fosforeffekterne som en kvælstofeffekt ikke løser problemet med en manglende målopfyldelse. Dette implicerer ikke, at der ikke er potentialer for fosforreduktion i dette kystvandopland. Årsagen til modelresultatet skyldes udelukkende, at der ikke er søoplande med et indsatskrav i kystvandoplandet. Det udelukkes derfor ikke, at det er muligt at reducere fosfortabet via søer og vandløb uden et indsatskrav i dette kystvandopland.

Fordelingen af effekterne for fosfor og en omregnet kvælstofeffekt i kystvandene er også vist på kort i figurer 4.1a og 4.1b nedenfor.



Figurer 4.1a og 4.1b. *Fosforreduktioner i kystvandoplande med en omregnet fosforeffekt til kvælstof (tons) til højre (4.1a) og fosforeffekt (kg) til venstre (4.1b)*

Omkostningerne ved denne fosforreduktion på i alt 30.507 kg til kystvandoplandene er beregnet til 243 millioner kroner samlet.

For at beregne de sparede omkostninger, når fosforeffekterne regnes ind som ækvivalerende kvælstofeffekter, er *TargetEconN* – kvælstofmodellen – kørt med reducerede indsatskrav for kvælstof for de kystvandoplande, hvor dette er relevant. De relevante kystvandoplande er vist i tabel 4.1.

Modellen er kørt for alle 108 kystvandoplande i modellen med den model, der er præsenteret i kapitel 3, samt opdateret med nye indsatskrav og et skovrejsningspotentiale, der er lig med potentialet, som er anvendt i Højberg et al (2024) for fosforvirkemidlerne, det vil sige det areal, der er angivet af kommunerne som ønskeligt til skovrejsning.

Omkostningerne ved at nå kvælstofindsatskravene for perioden 2021-2027 er som beskrevet i kapitel 3 beregnet til 538 millioner kroner årligt med en målopfyldelse på 12.918 tons kvælstof og en manko på 37 tons kvælstof i Halkær Bredning. Halkær Bredning er fosforfølsomt, men der er ikke søer i kystvandoplandet til den her anvendte søkædemodellering.

Der er kun de fosforeffektive kystvandoplande, som får en reduceret kvælstofindsats, og det samlede indsatskrav reduceres til 12.140 tons kvælstof. Omregningen fra P til N for alle fosforfølsomme kystvandoplande er, som det fremgår af tabel 4.1, 888 tons. Kystvandopland 119 har intet N-indsatskrav, men fik 53,66 tons "N" fra en P-reduktion. Kystvandopland 233 har 14,7 tons i N-indsatskrav og fik 43,34 tons

"N", så der opnås en overopfyldelse. På grund af disse kystvandoplande reduceres P til N-reduktionen fra 888 tons N til 815 tons N.

Omkostningen ved at opnå dem er beregnet til 509 millioner kroner årligt. Der opnås en besparelse på 29 millioner kroner, hvis fosforeffekterne regnes ind.

Det skal dog bemærkes fem væsentlige forhold:

1. De omkostninger, der er ved at opnå fosforeffekterne, er ikke tillagt kvælstofeffekten, da det er antaget, at fosforindsatskravene skal opfyldes for at opnå en god økologisk status i søerne. Hvis omkostningerne ved at udføre fosforvirkemidlerne i disse kystvandoplande tillægges den ækvivalerede kvælstofeffekt, så fås der ingen besparelse, da omkostningerne ved fosforindsatsen klart overstiger de sparede omkostninger.
2. Fosforreduktioner er kun beregnet for kystvandoplande, der har indsatskrav til søoplande i kystvandoplandet.
3. Der kan være mulige fosforreduktioner i kystvandoplande, hvor der ikke er søoplande med et indsatskrav for fosfor. Der er efter afslutningen af redaktionen af nærværende notat udført en supplerende analyse for at identificere muligheder for omkostningseffektive fosforindsatser i kystvandoplande, men med fiktive indsatskrav, da disse ikke er fastlagt.
4. De reducerede kvælstofindsatser i de fosforfølsomme kystvandoplande kan medføre øgede krav i nedstrøms kystvandoplande. Et eksempel på sådanne opstrøms-nedstrøms forhold er mellem Odense Fjord og Aarhus-bugten. En reduktion i Odense Fjord kan således medføre et øget behov for en indsats i Aarhus-bugtens kystvandopland. De øgede omkostninger ved at opnå forøgede indsatskrav er ikke medtaget i nærværende beregninger, da disse forøgelser ikke er kendte.
5. Indsatskravet for N reduceres med 815 tons N og ikke den fulde N-effekt på 888 tons, da nogle kystvandoplande får negative indsatskrav, efter P-effekten på N er trukket fra. På grund af disse oplande reduceres P til N-reduktionen fra 888 tons N til 815 tons N.

4.1.3 Virkemidler anvendt

Modellen er som beskrevet kørt med det fulde sæt af virkemidler som beskrevet i tabel 2.1. Det er ikke alle virkemidler, der bliver anvendt i modelleringen, men de fleste bliver anvendt i større eller mindre grad. Tiltag på rensningsanlæg anvendes ikke i modelleringen, hvilket kan skyldes, at der ikke er mange lokaliteter for dette i de modellerede søoplande. Af tabel 4.2 nedenfor ses reduktioner i kg fosfor, omkostninger samt omkostningseffektivitet for de anvendte virkemidler. I de celler, hvor der står to virkemidler, er det en kombineret anvendelse af disse, som er modelleret, for at tillade, at flere virkemidler implementeres samtidigt på samme mark.

Tabel 4.2. *Virkemidler, reduktioner og omkostninger for alle fosforkystvandoplande*

Virkemiddel	Reduktion (kg P inden transport i søkæde)	Omkostning (kr.)	Omkostnings-effektivitet (kr. per kg P)	Spænd i omkostningseffektivitet (kr. per kg P mellem kystvandoplande)
RBU	216	6.471.224	29.897	29.896-29.896
Minivådområder	621	8.473.061	13.648	5.229-13.876.700
Dambrug	120	18.557	155	309
Okker	140	121.537	868	868
Sandfang	119	208.688	1.754	1.377- 1.780
Genslyngning	231	470.510	2.037	1.951-2.580
Hævet vandløbsbund	1.564	925.500	592	307-15.827
Træer langs vandløb	34.242	6.805.011	199	12-2.242.905
Skovrejsning	39	2.031.784	52.325	22-73.621.445
Udtagning af højbund	2.925	203.401.223	69.533	370-197.550.987
Randzoner (20 m)	0	0	-	
Vådområder	0	0	-	
Vedvarende græs og negativ fosforbalance 20 %	70	445.665	6.372	595-57.080
Negativ fosforbalance 20 % og jordbearbejdning	61	717.413	11.763	610-154.629
Negativ fosforbalance 20 % og randzoner 10 m	80	304.264	3.821	314-30.335
Negativ fosforbalance 20 % og randzoner 20 m	27	339.148	12.702	714-435.745
Vedvarende græs /permanent plantedække	107	228.111	2.125	33-38.461.425
Negativ fosforbalance	281	731.830	2.606	389-514.286
Jordbearbejdning	3	2.932	1.032	546-3.301
Fosforvådområder	13.648	10.825.730	793	669-1.599
IBZ	20	25.068	1250	1.107-14.984

Virkemidlerne rensningsanlæg og industrispildevand er med i modellen, men er ikke med i løsningerne og er derfor ikke med i tabel 4.2.

Som det fremgår af tabel 4.2, er træer langs vandløb det mest omkostningseffektive virkemiddel i de fleste kystvandoplande, fulgt af fosforvådområder/P-ådale og i nogle kystvandoplande også skovrejsning og N-vådområder. Træer med vandløb er modelleret til en omkostning på 2.908 per km ved antagelse af, at der både er en naturlig etablering af træer, men også en tilplantning. Det vil sige, at vi har anvendt den højeste omkostning i virkemiddelkataloget (Andersen et al 2020), og vi tolker derfor resultatet som sikkert.

Fosforvådområderne er også populære i modellen, men potentialet herfor er usikkert bestemt. Det betyder, at dette resultat skal fortolkes med denne usikkerhed in mente, og dermed kan løsningen blive dyrere. N-vådområderne er nu modelleret med en effekt på 1,9 kg fosfor per år, hvilket kan være højt, da der også kan optræde tab fra områderne. Dette resultat skal derfor også tolkes med varsomhed. I Hasler et al (2024b) beregnes følsomhedsanalyser på dette for at udforske konsekvensen af at reducere effekten.

I kolonnen til højre i tabel 4.2 er der angivet et spænd i omkostningseffektiviteten mellem kystvandoplande. For nogle virkemidler er spændet meget stort. Dette skyldes både variationer mellem kystvandoplande i omkostningerne ved virkemidlerne og i effekterne. Hvis denne analyse blev udført på markniveau, ville den vise større variationer. I Hasler et al (2024b) udføres følsomhedsanalyser af at begrænse potentialerne for virkemidlerne til de arealer, hvor der er høje risici for tab, det vil sige en høj effekt af virkemidlerne.

4.2 Kvælstof og sæsoneffekter

4.2.1 Scenarier for sæsoneffekter for minivådområder og punktkilder

TargetEconN-modellen er anvendt til at beregne en omkostningseffektiv gennemførelse af indsatskravene i vandområdeplanerne 2021-2027 for de kystvandoplande, der er defineret som sæsonfølsomme, og som er med i DHI's modellering (Erichsen et al 2024), jævnfør oversigten i bilag 1.

Sæsoneffektmodelleringen består som nævnt af to trin:

1. Indarbejdelse af en ændret effekt af drænvirkemidlet minivådområder i de sæsonfølsomme kystvandoplande fra AP3 (jævnfør Højberg et al 2024). Dette medfører, at minivådområderne får en meget højere effekt i de fleste ID15-oplande, jævnfør kapitel 3.
2. Indarbejdelse af en sæsonfølsomhed i recipienterne ved årsækvivalenter fra DHI (AP4, Erichsen et al 2024) for virkemidlerne minivådområder, dambrug, renseanlæg, RBU samt industri. Herved får nogle af virkemidlerne en højere effekt, mens minivådområderne får en meget mindre effekt, idet konverteringskoefficienterne alle er under 1.

For at beregne effekterne heraf har vi valgt at modellere disse scenarier for en omkostningseffektiv fordeling af virkemidler i de sæsonfølsomme kystvandoplande:

1. Uden sæsoneffekter
2. Med sæsoneffekter i kystvandoplandet, men ikke i kystvandet, det vil sige kun ændrede effekter for minivådområder fra AP3 (Højberg et al 2024). Sæsoneffekterne implementeres for minivådområder i ID15-oplandene i kystvandoplandene, da minivådområder modelleres per ID15-opland i *TargetEconN* (og også i *TargetEconP*).
3. Med sæsoneffekter både i kystvandoplandet og i recipienterne med anvendelse af konverteringskoefficienter fra Erichsen et al (2024).

4.2.2 Resultater af scenarier

I tabel 4.3 er der vist omkostninger, effekter (kg N til kyst) samt omkostningseffektivitet (kr. per kg N) for kvælstofkystvandoplandene. Tabellen illustrerer, at der er små forskelle mellem kystvandoplandene i omkostningerne ved at opnå disse indsatskrav, og at disse forskelle ikke har betydning for omkostningseffektiviteten i kystvandoplandene. Der er ligeledes små forskelle i den opnåede reduktionseffekt og målopfyldelse.

Der er som nævnt i kapitel 3 regnet på effektestimater fra Højberg et al (2024) – scenariet på 10 procent og de mere gennemsnitlige effektestimater i scenariet på 100 procent, som reducerer effekterne ved minivådområder i forhold til scenariet på 10 procent. Scenariet på 10 procent er som nævnt anvendt for udvælgelsen af de bedste arealer til minivådområder inden for hvert ID15-område.

Tabel 4.3. *Oversigt over resultater for sæsonfølsomme kystvandoplande med og uden sæsoneffekter*

	Model uden sæsoneffekter			Model med sæsoneffekter, scenarie på 100 procent			Model med sæsoneffekter, scenarie på 10 procent		
Kyst	Omkostning (kr.)	Reduktion N (tons)	Kr. per kg N	Omkostning (kr.)	Reduktion N (tons)	Kr. per kg N	Omkostning (kr.)	Reduktion N (tons)	Kr. per kg N
35	5.125.648	203	25	5.125.686	203	25	5.125.686	203	25
59	2.294,811	52	44	2.184.024	52	42	2.183.993	52	42
92	545.203	18	30	547.294	18	30	545.524	18	30
93	16.347.193	402	41	16.297.760	402	41	16.337.094	402	41
106	5.697.962	82	70	5.018.751	82	61	5.018.751	82	61
109	4.204.841	67	63	4.214.869	67	63	4.210.676	67	63
120	54.326.491	1.725	31	53.419.307	1.725	31	53.331.991	1.725	31
123	2.265.789	96	24	2.355.395	96	25	2.355.394	96	25
124	10-483.007	243	43	10.641.089	243	44	10.592.803	243	44
128	6765.657	208	33	6.765.467	208	33	6.765.467	208	33
132	44.178_242	1.647	27	45.242.569	1.647	27	45.242.569	1.647	27
146	814.837	31	26	817.650	31	26	817.650	31	26
157	26.315.220	718	37	24.015.591	718	33	24.053.737	718	33
158	30.340.024	897	34	30.361.597	897	34	30.340.035	897	34
207	1,583,044	47	34	1.583.027	47	34	1.583-027	47	34
232	3.662.611	209	17	3.667.479	209	18	3.666.937	209	18
233	110.057	15	7	110.088	15	7	110.088	15	7
234	36.966	10	4	37.035	10	4	37.035	10	4
235	-	-	-	-	-	-	-	-	-
236	16.025.204	54	30	16.028.545	540	30	16.029.062	540	30
238	30.025.808	367	82	29.848.192	366	81	29.848.192	366	81
Total	261.148.615	7.576	34	258.281.417	7.576	34	258.195.711	7.576	33

Omkostningerne ændres beskedent mellem de tre scenarier. Således er omkostningerne lavest ved indarbejdelse af scenariet på 10 procent, fulgt af scenariet på 100 procent. Dette er scenarier, hvor effekterne af både minivådområder og punktkilder er sæsonkorrigerede. Forskellen mellem scenarierne på henholdsvis 10 procent og 100 procent er forsvindende lille for minivådområderne, da effekterne af minivådområder bliver lille, når der sæsonkorrigeres ved kyst i henhold til Erichsen et al (2024). Hvis der ikke sæsonkorrigeres ved kyst, er forskellen meget større mellem scenarierne på henholdsvis 10 procent og 100 procent.

Det ses, at den beregnede omkostningseffektivitet for alle scenarier er meget lav i de fleste kystvandoplande, både for sæsonkorrigerede og ikke-sæsonkorrigerede kystvandoplande. Årsagerne til de lavere reduktionsomkostninger sammenlignet med resultaterne fra Hasler et al (2022) og også Jacobsen (2022) er i høj grad nye og lavere indsatskrav fra 2023 samt den ændrede fordeling mellem kystvandoplande og kun i ringe grad sæsoneffekterne.

For minivådområderne gælder det, at det har en effekt at indregne de mere specifikke effekter i scenarierne på henholdsvis 10 procent og 100 procent, og at den forøgede effekt især i scenariet på 10 procent medfører en forøgelse af minivådområdearealet, da dette bliver relativt mere fordelagtigt i forhold andre virkemidler. Der vælges et langt mindre minivådområdeareal, når sæsoneffekten ved kyst indregnes. Det medfører, at effekterne reduceres meget til de samme omkostninger.

5. Konklusion

Effekterne af en yderligere fosforindsats og sæsonkorrigering af effekterne af virkemidler er undersøgt med de økonomiske modeller *TargetEconP* og *TargetEconN*. Modellerne er bygget over det samme datagrundlag. Men mens *TargetEconP* minimerer omkostningerne ved at opnå indsatskrav for fosfor til søer, så minimerer *TargetEconN* omkostningerne ved at opnå indsatskrav for kvælstof til kyst. I fosformodelleringen med *TargetEconP* er reduktionerne i fosfortab modelleret til kyst fra søoplandene, således at det er muligt at beregne kvælstofeffekterne af den yderligere fosforindsats. Sæsoneffekterne er beregnet med modellen *TargetEconN* for sæsoneffekterne for kvælstof for punktkilderne renseanlæg, regnsvandsbetingede overløb, dambrug, industri samt dambrug.

De beregnede sparede omkostninger ved, at fosforeffekterne regnes ind som ækvivalerende kvælstofeffekter, er beregnet ved reducerede indsatskrav for kvælstof for de kystvandoplande, hvor dette er relevant. Det samlede indsatskrav reduceres til 12.140 tons N, og omkostningen ved at opnå det er beregnet til 509 millioner kroner årligt, hvilket er en besparelse på 29 millioner kroner årligt sammenlignet med de beregnede omkostninger ved opfyldelse af vandområdeplanerne 2021-2027 uden fosforeffekten. Det er imidlertid vigtigt, at de reducerede kvælstofindsatser i disse vandområder kan medføre øgede krav i nedstrøms kystvandoplande. Et eksempel på sådanne opstrøms-nedstrøms forhold er mellem Odense Fjord og Aarhus-bugten. En reduktion i Odense Fjord kan således medføre et øget behov for en indsats i Aarhus-bugtens kystvandopland.

En indarbejdelse af sæsoneffekter påvirker ikke kvælstofeffekterne, da modellen er sat op til at opnå indsatskravene til de laveste omkostninger. Indarbejdelsen påvirker omkostningerne til et vist niveau, men kun lidt. Således er omkostningerne lavest, når sæsoneffekterne regnes ind for både kystvandopland og i recipienten. Der er et relativt stort areal med minivådområder, når kun sæsoneffekten i kystvandoplandet indregnes. Når sæsoneffekten i både kystvandopland og ved kyst regnes ind, så reduceres omfanget af minivådområder.

Referencer

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport nr. 397. https://dce2.au.dk/pub/SR397.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. Videnskabelig rapport nr. 379. https://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf

Andersen, H. E. & Nilsson, I.-E. F. 2023. Fosforeffekt af vandløbsvirkemidler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport nr. 272. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR272.pdf

COWI. 2023. Second opinion fase III, styrket modelgrundlag – punktkilder. https://mst.dk/media/4vzflaua/second-opinion-fase-iii-styrket-modelgrundlag-punktkilder-final-version.pdf. (Samt regneark omfattende N- og P-analyser, som ikke er offentligt tilgængelige).

Erichsen, A. C., Nielsen, S. E. B., Timmermann, K., Højberg, A.L., Eriksen, J. & Pedersen, B. F. 2021. Muligheder for optimeret regulering af N- og P-tilførslen til kystvandene med fokus på tilførslen i sommerhalvåret. Analyse og kvantificering. https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/228142340/Muligheder_for_optimeret_regulering_af_N_og_P_tilf_rslen_til_kystvandene_med_fokus_p_tilf_rslen_i_sommerhalv_ret.pdf

Erichsen, A.C. (redaktør). 2024. Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Synteserapport. DHI. Teknisk Rapport 11827024.

Erichsen, A. C., Larsen, T. C., Christensen, J. P. A. & Timmermann, K. 2024. Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Styrket modelgrundlag, scenarier og fortolkninger. Arbejdspakke 4. Teknisk rapport. DHI.

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174. https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf

Finansministeriet & Miljøministeriet (2022). Kommissorium for "Second Opinion". https://fm.dk/media/25992/kommissorium-for-second-opinion_a.pdf

Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G. & Nainggolan, D. 2022. Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027. Scenarier for fuld implementering af VP3 indsatskrav for kystvandoplande 2021-2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø- og Energi. Videnskabelig rapport nr. 502. http://dce2.au.dk/pub/SR502.pdf

Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G., Andersen, H. E., Hechrath, 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. Videnskabelig rapport nr. 560. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR560.pdf

Hasler, B., Filippelli, R., Andersen, H. E., Levin, G. 2024a. Supplerende økonomiske analyser af fosforreduktioner til kyst med TargetEconP-modellen - Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. IFRO Udredning.

Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G., Andersen, H. E., Nainggolan, D. & Hechrath, G. 2024b. Omkostningseffektiv fosforindsats i søoplande. Dokumentation og opdatering af modellen TargetEconP. IFRO Rapport.

Højberg, A. L., Thodsen, H., Børgesen, C. D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B. O., Troldborg, L., Hoffmann, C. C., Kjeldgaard, A., Holm, H. M., Audet, J., Ellermann, T., Christensen, J. H., Bach, E. O., & Pedersen, B. F. 2021. National kvælstofmodel – version 2020. Metode rapport. GEUS. https://doi.org/10.22008/gpub/38119

Højberg, A. L., Børgesen, C. D. & Andersen, H. E. 2024. Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler.

Jacobsen, B.H. 2022. Økonomiske konsekvensberegninger af scenarier for vandområdeplaner 2021-2027 med brug af SMART-modellen. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourcevidenskab. IFRO Udredning 2022/03. https://static-curis.ku.dk/portal/files/320645278/IFRO_Udredning_2022_03.pdf

Jacobsen, B. H. 2024. Omkostninger ved at nå kvælstofkrav i vandområdeplanerne 2021-2027 – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourcevidenskab. IFRO Udredning 2024/12.

Miljøministeriet. 2023. Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN: 978-87-91824-01-2. https://edit.mst.dk/media/njvlvhax/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf

Miljøstyrelsen. u.å. Indsatsbehov beregnet i kæde – hvor opstrøms indsats bidrager til at løfte et indsatbehov. Udateret notat, upubliceret.

Regeringen, Venstre, Dansk Folkeparti, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Nye Borgerlige, Liberal Alliance & Kristendemokraterne. 2021. Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug af 4. oktober 2021 mellem regeringen, Venstre, Dansk Folkeparti, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Nye Borgerlige, Liberal Alliance og Kristendemokraterne. https://fm.dk/media/25302/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug_a.pdf

Termansen, M., Hasler, B., Levin, G., Filippelli, R., Lundhede, T., Strange, N., Nainggolan, D., Bladt, J. & Zandersen, M. 2023. National arealforvaltningsmodel for vand, klima, biodiversitet og friluftsliv. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. IFRO Udredning 2023/09. https://static-curis.ku.dk/portal/files/369464083/IFRO_Udredning_2023_09.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Trolle, D., Erichsen, A. & Larsen, T. 2023. Næringsstofbelastning, kildeopsplitning og kvælstofretention - AP1 i "Second opinion" fase III (Vandplan 3 genbesøg). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport nr. 293. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR293.pdf

Bilag 1. Oversigt over kystvandoplande i N- og P-analyserne

De N-følsomme områder, inklusive Limfjorden, som også er dækket af DHI's analyse i AP4 (Erichsen et al 2024), er med i kvælstofanalyserne. Disse kystvandoplande er markeret med en lys grå farve.

De kystvandoplande, der har en P-effekt, som også er med i DHI's analyse, og som er forbundet til søoplande, er med i fosforanalysen. Disse kystvandoplande er markeret med en mørk grå farve.

Tabel B1. *Oversigt over kystvandoplande, der er med i kvælstof- og fosforanalyserne*

Kystvandopland	Nr.	N-følsom	N og Limfjorden, følsom	P-effekt	DHI-analyse	Søoplande
Korsør Nor	16			1	1	1
Skælskør Fjord og Nor	25			1	1	1
Kalundborg Fjord	29	1	1	1		
Karrebæk Fjord	35	1	1	1	1	1
Avnø Fjord	37			1	1	
Nærå Strand	59	1	1	1	1	
Kertinge Nor	85			1	1	
Odense Fjord, ydre	92	1	1		1	
Odense Fjord, Seden Strand	93	1	1		1	1
Haderslev Fjord	106	1	1		1	1
Juvre Dyb	107			1	1	
Hejlsminde Nor	109	1	1	1	1	
Nybøl Nor	110			1	1	1
Lister Dyb	111			1	1	1
Vesterhavet, syd	119			1	1	1
Knudedyb	120		1	1	1	1
Grådyb	121			1	1	1
Vejle Fjord, indre	122	1	1			1
Vejle Fjord, ydre	123	1	1	1	1	1
Kolding Fjord, indre	124	1	1		1	1
Horsens Fjord, indre	128	1	1		1	1
Nissum Fjord, ydre	129			1	1	1
Nissum Fjord, mellem	130			1	1	
Nissum Fjord, Felsted Kog	131			1	1	1
Ringkøbing Fjord	132	1	1	1	1	1
Randers Fjord, indre	136			1		1
Randers Fjord, ydre	137			1		
Norsminde Fjord	146	1	1	1	1	

Bjørnsholm Bugt, Riisgarde, Bredning, Skive Fjord, og Lovns Bredning	157	1	1	1	1	1
Hjarbæk Fjord	158	1	1	1	1	1
Mariager Fjord, indre	159			1	1	1
Køge Bugt	201			1		1
Nakskov Fjord	207	1	1		1	1
Nissum Bredning	232		1	1	1	1
Kås Bredning og Venø Bugt	233		1	1	1	1
Løgstør Bredning	234		1	1	1	1
Nibe Bredning og Langerak	235	1	1		1	1
Thisted Bredning	236		1	1	1	1
Halkær Bredning	238	1	1	1	1	1
I alt		18	23	31	35	29
Med i N-analysen			21			
Med I P-analysen				21		

Bilag 2. P til N-ækvivalenter

Tabel B2. *P til N-ækvivalenter*

ID	Kystvandopland	Årsækvivalent, TP til helårs-TN-gns.
16	Korsør Nor	5,5
25	Skælskør Fjord og Nor	6,1
29	Kalundborg Fjord	0,2
35	Karrebæk Fjord	14,1
37	Avnø Fjord	10,9
59	Nærå Strand	72,2
85	Kertinge Nor	4,3
92	Odense Fjord, ydre	5,8
93	Odense Fjord, Seden Strand	24,8
106	Haderslev Fjord	1,0
107	Juvre Dyb	17,2
109	Hejlsminde Nor	23,1
110	Nybøl Nor	4,9
111	Lister Dyb	9,3
119	Vesterhavet, syd	33,1
120	Knudedyb	29,4
121	Grådyb	36,9
122	Vejle Fjord, ydre	0,2
123	Vejle Fjord, indre	0,3
124	Kolding Fjord, indre	5,3
128	Horsens Fjord, indre	1,5
129	Nissum Fjord, ydre	22,3
130	Nissum Fjord, mellem	37,4
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	72,7
132	Ringkøbing Fjord	19,8
146	Norsminde Fjord	72,1
157	Bjørnsholm Bugt, Risgaarde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	17,6
158	Hjarbæk Fjord	22,3
159	Mariager Fjord, indre	29,8
201	Køge Bugt	2,9
207	Nakskov Fjord	6,1
232	Nissum Bredning	15,1
233	Kås Bredning og Venø Bugt	14,8
234	Løgstør Bredning	9,3
235	Nibe Bredning og Langerak	19,5
236	Thisted Bredning	3,8
238	Halkær Bredning	76,2

Kilde: Erichsen et al (2024).