

Høringssvar fra Landbrug & Fødevarer
til
Forslag til vandområdeplaner 2021-2027
22. juni 2022

Landbrug & Fødevarer



1	Sammenfatning	2
2	Kystvande	6
2.1	Alger og ålegræs beskriver kystvandes miljøtilstand	6
2.1.1	Lystilgængelighed alene beskriver ikke ålegræssets udbredelse	6
2.2	Mangelfuld analyse af andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer	7
2.2.1	Presfaktoranalysen blev ikke udført med den mest egnede metode	7
2.2.2	Utilstrækkeligt datagrundlag til den valgte analysemetode	7
2.2.3	Forudsætninger for analysen frikender på forhånd potentielt væsentlige presfaktorer	8
2.3	Referencetilstand – Danmark sigter for højt	9
2.3.1	Kvælstofudledning år 1900 væsentligt højere end hidtil antaget	10
2.3.2	Ringe sammenhæng mellem ålegræs, -proxy og kvælstofreferencer	10
2.3.3	Kvælstofmål baseres på en ulige byrdefordeling	14
2.3.4	Kvalitetsparametres påvirkning af kvælstoftilførsel varierer meget	17
2.4	Ringere datagrundlag giver større usikkerhed på estimater af kvælstofudledning	22
2.5	Sæsoners betydning er ikke indregnet, trods anbefaling i international evaluering	23
2.6	Fosfor har væsentlig betydning for algevækst	24
2.7	Mange mekanistiske modeller rammer helt skævt	24
2.7.1	Statistiske modeller bygger på forkerte antagelser om biologiske sammenhænge	26
2.7.2	Usikkerhedsberegninger baseret på et forkert grundlag	26
2.7.3	Kemisk tilstand	27
3	Reduktionsmål for kvælstof: Ikke plads til yderligere målrettet regulering	28
3.1	Målrettet regulering skal holdes i ro	28
3.2	De erhvervsøkonomiske konsekvenser kan blive enorme	28
4	Kvælstofindsatsen skal klares med virkemidler uden for dyrkningsfladen	30
4.1	Kollektive virkemidler som førsteprioritet	30
4.2	Der skal flere virkemidler på paletten	30
4.3	Marine virkemidler skal bringes i spil	31
4.4	De omfattende ambitioner skal matches af et effektivt set-up	32
5	Vandløb	33
5.1	Viden om presfaktorer og tilstand er for ringe	33
5.2	Indsatser og hensyn skal balanceres	33
5.3	Vandløbenes fysiske forhold – der er behov for korrekt udpegning, afgrænsning og prioritering	34
5.3.1	Udpegning – naturlige eller stærkt modificerede vandløb?	35
5.3.2	Afgrænsning af vandløb med oplande under 10 km ²	40
5.3.3	Prioritering: hvilke indsatser skal gennemføres – og hvor?	40
5.3.4	Revideret strækningsopdeling – optimeret udpegning og prioritering af indsatser	41
6	Grundvand	42
7	Oversigt over bilag	43

1 Sammenfatning

Landbrug & Fødevarers høringssvar til udkast til vandområdeplaner 2021-2027 og tilhørende bekendtgørelser, faglige rapporter mv. indeholder en række bemærkninger, hvor hovedfokus er på konkrete mangler, fejl og udeståender i det faglige grundlag og i udmøntningen af Vandrammedirektivets bestemmelser.

Vigtige dele af vandområdeplanerne er i større eller mindre omfang udformet med ophæng i den politiske aftale om grøn omstilling af dansk landbrug fra oktober 2021. Aftalen er på én gang ambitiøs på klima- og vandmiljødagsordenen og balanceret i forhold til behovet for at opjustere det faglige grundlag, fremme valg af optimale indsatser og sikre et stærkt og moderne landbrug.

L&F bakker op om aftalen og den balancerede tilgang til de store udfordringer, som skal håndteres i de kommende år. Udkast til vandområdeplaner er – de gode intentioner til trods – desværre fortsat baseret på et på mange måder fejlbehæftet og utilstrækkeligt fagligt grundlag. Desuden er det en meget alvorlig mangel, at der ikke er foretaget en samlet analyse af omkostningerne ved at nå miljømålene med de beskrevne virkemidler. Det regnestykke skal følge med de endelige planer, så konsekvenserne ved planerne er fuldt belyst.

Der er med den politiske aftale om grøn omstilling af landbruget heldigvis lagt op til, at væsentlige udeståender skal håndteres, med second opinion på kvælstofindsatsen, herunder lokalt funderede analyser, fokus på virkemidler uden for dyrkningsfladen frem for yderligere dyr og ineffektiv regulering på markdriften samt styrkelse af implementeringen af varige løsninger via et nyt og slagkraftigt administrativt set-up.

Det er bydende nødvendigt, at vandområdeplanerne afspejler disse forhold præcist og med en tydelig erkendelse af, at der må og skal ske ændringer i det foreliggende grundlag, og ikke – som nu – blot lade som om, at de beskrevne indsatskrav og indsatser er baseret på opdateret faglig viden, og dermed er dét, der skal føres ud i livet.

Det er tilsvarende nødvendigt, at der tænkes i helheder, når vandmiljømålene skal nås sammen med mål om klima og natur. Alle relevante udfordringer og løsninger skal tænkes sammen, og i den forbindelse er bred inddragelse af alle aktører en vigtig forudsætning.

Nedenfor følger en opsummering af L&F's hovedanbringender fra høringssvaret. De efterfølgende afsnit i høringssvaret underbygger og supplerer de nævnte forhold nærmere.

Kystvande

I den internationale evaluering i 2017 blev der foreslået en lang række ændringer for at forbedre modelgrundlaget for fastsættelse af kvælstofmål i danske kystvande. En del af forslagene blev gennemført, men der er stadig ganske mange udeståender, ligesom nye udfordringer er kommet til.

Som det vil fremgå af høringssvarets afsnit om kystvande, er der en meget lang liste med fejl, mangler og udeståender i det faglige grundlag, der ligger til grund for indsatskravene. Alle disse problematiske forhold bidrager til vores samlede konklusion: De fastsatte reduktionsmål er ikke på nogen måde fagligt velunderbyggede.

Nedenfor følger et overordnet og kort oprids af de væsentligste problemer med de anvendte metoder og antagelser.

Der opereres fortsat udelukkende med at reducere kvælstofudledningen for at nå målet om god økologisk tilstand. Ingen andre presfaktorer bliver adresseret, til trods for en bred anerkendelse af, at det vil være nødvendigt for at sikre de ønskede forbedringer i miljøtilstanden. Det helt overordnede problem med det enøjede fokus på kvælstof er, at landbruget fortsat pålægges unødigt store og i mange tilfælde meget dyre reduktionskrav, samtidig med at vi ikke kan forvente at nå miljømålene.

Sammenhængen mellem kvælstof og ålegræssets dybdeudbredelse, som er den ene af to kvalitetsparametre, er ikke entydig, som det ellers er lagt til grund i beregningerne. Særligt her mangler fokus på andre presfaktorer. Endvidere anvendes en lysparameter, K_d , som proxy for ålegræsset. Den internationale evaluering anbefalede specifikt en udskiftning af K_d , men dette er ikke sket. Konsekvensen er, at vi slet ikke kan stole på, at effekten af kvælstofreduktioner på ålegræssets udbredelse reelt vil være som beregnet.

Der er ligeledes alvorlige problemer med måden, sommerklorofyl og $-K_d$ bruges til at fastsætte kvælstofmålene på. Et beregnet kvalitetsindeks giver et mål for, hvor godt de mekanistiske modeller er i stand til at beregne sommerklorofyl og $-K_d$ i de enkelte vandområder. Indekset viser, at hhv. 10 og 9 modeller ud af 11 ifølge indekset er "poor", dvs. dårlige. Med andre ord: Modellerne er ikke i stand til at ramme rigtigt.

Ud over at modellerne således ifølge DHI's egne beregninger ikke kan beregne kvalitetsparametrene med rimelig præcision, er kvælstoffølsomheden ifølge oplysninger fra Miljøstyrelsen også lav i mange vandområder. Det vil sige, at ændringer i kvælstofudledningen kun har ringe betydning for miljøtilstanden.

Et tydeligt symptom på, at modellerne er dårlige til at beregne kvalitetsparametrene, er, at såvel dybdegrænser for ålegræs som klorofylreferencer i flere områder har ændret sig voldsomt fra VP2 til VP3. Uden nogen væsentlig ændring i de målte data er en del af Nissum Fjord f.eks. gået fra at være klassificeret som "høj økologisk tilstand" til "dårlig økologisk tilstand". Mange vandoplande tildeles også indsatskrav, der er gået fra ingenting i VP2 til voldsomme krav i VP3 – eller modsat – uden at der er sket væsentlige ændringer i målinger i perioden mellem de to planperioder.

Det er naturligvis helt ødelæggende for tilliden til det faglige grundlag, at det kan gå fra én yderkant til en anden, blot ved en opdatering af modellerne.

I den internationale evaluering blev det anbefalet at indberegne tidspunktet for udledning af næringsstoffer, da det kan have afgørende betydning for effekten på miljøet, om næringsstoffer tilføres i algernes vækstsæson eller udenfor. På trods af, at datagrundlaget muliggør det, vælger man *ikke* at tage denne mulighed i brug. Således ligger kvælstofreduktionerne nu hovedsageligt i vinterhalvåret, hvor miljøgevinsten særligt i vandområder med kort opholdstid er minimal.

Summen af fejl og mangler i modellerne betyder, at mange delresultater lander så skævt, at de viser, at kvælstofudledningen skal længere ned end naturbidraget, hvis vi skal nå den gode økologiske tilstand. At naturen i sig selv skulle stå i vejen for miljøet, er et budskab, der ikke giver megen mening. Derfor omskrives disse resultater da også, så vi ikke kommer længere ned end naturbidraget. Det endelige kvælstofmål får også en minimumstærskel på naturbidraget + 50 pct.

Vi står altså med modeller, der ikke kan regne rigtigt, og når de beregnede kvælstofmål så er åbenlyst umulige, omskrives de uden nogen faglig begrundelse.

Ikke kun af hensyn til landbruget, men i allerhøjeste grad også af hensyn til miljøet, må og skal det faglige grundlag for kystvandenes miljømål ændres, så vi sikrer os, at vi får reelle miljøforbedringer for de store og dyre indsatser, vi gennemfører, og at der kan sættes ind på rette tidspunkt og over for de rigtige presfaktorer.

I alle de tilfælde, hvor fejl og mangler skyldes manglende viden eller data, er det naturligvis en forudsætning, at de tilvejebringes først, og at eventuelle indsats sættes i værk i takt med, at det faglige grundlag og de anvendte beregningsmetoder rent faktisk er i stand til at underbygge indsatsen.

Store økonomiske konsekvenser skal undgås

Reguleringen af landbruget er allerede i dag af omfattende karakter. De enkelte bedrifter skal – ud over at leve op til en række generelle restriktioner – i mange vandoplande tillige forholde sig til krav om målrettede efterafgrøder, der allerede i dag resulterer i en økonomisk byrde.

Det betyder, at der på ingen måde er råderum til skærpede krav, og ingen landmænd må blive pålagt et større krav til målrettede efterafgrøder end det, der gælder i dag. Yderligere målrettet regulering vil blive ekstremt dyrt, både for de berørte landmænd og for samfundet som helhed, samtidig med, at miljøeffekten er tvivlsom. I de hårdest ramte områder kan konsekvensen blive, at indsatskravet vil gøre det umuligt at drive rentabelt landbrug i fremtiden. I den forbindelse er det stærkt kritisabelt, at der ikke er fremlagt konsekvensberegninger fra statens side.

Der er i stedet behov for at gøre den eksisterende regulering langt mere fleksibel, så landmanden kan leve op til kravene på den måde, som passer bedst for den enkelte, og evt. yderligere reduktionsbehov skal klares ved at vælge virkemidler uden for dyrkningsfladen. Det skal desuden være målet at erstatte hele eller dele af den eksisterende målrettede regulering med virkemidler uden for dyrkningsfladen. Det er langt billigere på sigt, da mange af løsningerne har en varig og sikker effekt, og samtidig vil f.eks. vådområder, udtagning og skovrejsning kunne bidrage med forskellige sidegevinster, i form af øget naturindhold, klimaeffekt m.m.

Hvis der fortsat er behov for indsats efter justeringer som følge af second opinion, introduktion af marine virkemidler og fuld udnyttelse af mulighederne for at etablere kollektive virkemidler, kan det vise sig nødvendigt at tage Vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser om mindre strenge miljømål i brug, begrundet i uforholdsmæssigt store omkostninger.

Vandløb

På vandløbsområdet er der fortsat behov for at få kortlagt både den økologiske og kemiske tilstand langt bedre, end det er tilfældet i dag. Tilsvarende skal både viden om og fokus på alle relevante presfaktorer opgraderes markant. Kommer der ikke bedre viden på banen, vil det ikke være muligt at iværksætte de rigtige indsats på et oplyst grundlag, der kan sikre, at vandløbenes økologiske og kemiske tilstand forbedres i nødvendigt omfang.

Ud over at forbedre de fysiske forhold i vandløbene, er påvirkning med spildevand en væsentlig faktor, som også fremhæves i udkast til vandplaner. På det grundlag virker den yderst begrænsede indsats over for spildevand i forskellige former nærmest som en falliterklæring.

Vandløbsindsatsen skal ses i kontekst af klimaforandringerne, som fører til behov for at kunne lede større mængder vand væk. Vandområdeplanerne og de tilhørende indsatsprogrammer skal derfor balanceres, så både miljø og afvandringsbehov og klimasikring tilgodeses.

Der er fortsat et udtalt behov for at få gennemgået udpegningerne i en samlet og ensartet analyse. Det er ikke sket, til trods for at Danmark stikker helt ud i forhold til øvrige EU-lande med sammenlignelig geografi og arealanvendelse. Blot 4-5 pct. af vandløbene i vandområdeplanerne er udpeget som stærkt modificerede, til trods for at Danmark er blandt de mest regulerede og systematisk afvandede lande i Europa. Til sammenligning har lande som Tyskland, Polen og England mere end 20 pct. stærkt modificerede vandløb – på trods af, at de har taget langt færre vandløbsstrækninger med i forhold til landenes størrelse.

Landbrug & Fødevarer har fået udviklet et analyseværktøj hos EnviDan A/S, som ud fra tilgængelige data er i stand til at beregne vandløbenes fysiske påvirkningsgrad og risikoen for afvandingsmæssige konsekvenser ved at gennemføre fysiske indsatser. På baggrund af analyserne mener L&F, at der skal ske følgende justeringer i vandløbstemaet:

- Vandløb med ingen eller lille fysisk påvirkning udpeges som udgangspunkt som naturlige
- Vandløb med moderat fysisk påvirkning og lille risiko for afvandingsmæssige konsekvenser udpeges som udgangspunkt som naturlige
- Meget fysisk påvirkede vandløb med risiko for væsentlig afvandingsmæssige konsekvenser ved indsatser skal udpeges som stærkt modificerede. Denne gruppe udgør 4.300 km. Af dem er 1.900 km vandløb med oplande < 10 km², og da denne kategori ikke skal tages med i vandplanerne, bør de tages ud af planerne.
- Vandløb med moderat fysisk påvirkning og med middel til stor risiko for afvandingsmæssige konsekvenser skal som udgangspunkt udpeges som stærkt modificerede. Denne gruppe af vandløb kan vurderes nærmere for kvalificering af udpegningen, f.eks. ved inddragelse af lokale aktører.

Opdelingen af vandløbene i strækninger er ikke hensigtsmæssig i alle tilfælde, hverken når det gælder i forhold til korrekt udpegning eller den efterfølgende forvaltning mht. mere eller mindre vedligeholdelse, klimasikring, vandindvinding mv. L&F opfordrer til at inddele vandløbene ud fra fysiske karakteristika, så det bliver muligt at opnå bedre og mere præcise udpegninger som hhv. naturlige og stærkt modificerede strækninger (gælder især de moderat fysisk påvirkede strækninger). I nogle tilfælde skal nuværende strækninger deles op, i andre kan strækninger slås sammen.

Viden om den fysiske påvirkningsgrad, og hvor der er øget risiko for afvandingsmæssige konsekvenser, bør tillige bruges til at prioritere vandløbsindsatserne vandløbene imellem, og til at placere indsatserne på delstrækninger, hvor miljøeffekten er størst og arealpåvirkningen mindst.

2 Kystvande

2.1 Alger og ålegræs beskriver kystvandes miljøtilstand

Den økologiske tilstand af et kystvandområde fastlægges ifølge Vandrammedirektivet ud fra tilstanden af følgende tre kvalitetselementer: Algevækst (målt som klorofylkoncentration), angiospermers udbredelse og bunddyr. I Danmark vil "angiospermer" i næsten alle vandområder reelt betyde ålegræs, og det er dybdeudbredelsen, der måles. I enkelte fjorde, hvor andre arter har større udbredelse end ålegræs, anvendes disse som kvalitetselement i stedet.

Der er kun indsatser i vandplanerne i forhold til algevækst og ålegræs, hvorfor kun disse omtales i høringssvaret her.

2.1.1 Lystilgængelighed alene beskriver ikke ålegræssets udbredelse

I vandplanernes modelgrundlag er det ikke ålegræssets udbredelse i sig selv, der indgår. I stedet anvendes lystilgængelighed (Kd) som proxy for ålegræssets udbredelse. Det samme var tilfældet i foregående generation af vandplaner, VP2, og dette blev skarpt kritiseret i den internationale evaluering i 2017. I evalueringen blev det således direkte anbefalet kun at beholde Kd som indikator for ålegræs og makrofytter, indtil en bedre var fundet¹. Dette er beskrevet i en rapport fra Miljøstyrelsen, 2018².

Det er et problem at bruge Kd, fordi lystilgængelighed ikke er den eneste forudsætning for vækst af ålegræs. Der er ingen uenighed om, at der skal være lys, førend der kan vokse ålegræs. Men flere antagelser i brugen af Kd er forkerte, nemlig:

- Det antages, at der er mulighed for ålegræsvækst, alene hvis lysforholdene er i orden. Det er ikke korrekt. Ringe bundforhold kan eksempelvis forhindre ålegræssets udbredelse, ligesom en række andre presfaktorer, hvoraf ingen adresseres i vandplanerne. Det understøttes af international evaluering fra 2017, hvor der i den afsluttende rapport nævnes, blandt manglerne ved brugen af Kd: "utilstrækkeligheden af Kd som repræsentant for alle de faktorer, der er nødvendige for genoprettelse af havgræs".³
- Det antages, at der er en direkte sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og Kd. Det er ikke korrekt. Den internationale evaluering i 2017 konkluderede for eksempel, at der ikke kan demonstreres en stærk sammenhæng mellem de to: "Ingen af de statistiske analyser eller modeller inden for systemet ser ud til at være i stand til at demonstrere en stærk sammenhæng mellem Kd og næringstilførsel i perioden 1990 – 2013"⁴.
- Kd er et fysisk kvalitetselement, som ikke kan erstatte en beskrivelse af ålegræssets udbredelse. Når fokus udelukkende er på Kd, er der mange presfaktorer på ålegræs, der ikke bliver adresseret. Derfor kan man ikke forvente den ønskede forbedring af ålegræssets udbredelse, når de planlagte indsatser kun er rettet mod Kd.

Med fastholdelsen af Kd som proxy går man altså direkte imod anbefalinger og konklusioner fra den internationale evaluering og fastholder en tilgang, der ikke kan forventes at give god økologisk tilstand for kvalitetselementet ålegræs.

¹ Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 11, s. 46. "The panel recommends building on recent efforts towards comprehensive modelling of eelgrass in order to derive a better indicator of macrophytes, but to keep Kd as a proxy meanwhile."

² "Anbefalinger til videreudvikling af modeller og metoder til brug for vandområdeplan 2021-2027" Teknisk rapport, MST Fyn, 2018 (s.8).

³ Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 4.1 "[...] the insufficiency of Kd as a representation of all factors needed for restoration of seagrass, [...]"

⁴ Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 4.1: "In summary, none of the within-system statistical analyses or models seem to be able to demonstrate a strong dependence of Kd on nutrient loading in the period 1990-2013."

2.2 Mangelfuld analyse af andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer

Der er i forløbet med udarbejdelse af vandplanerne blevet gennemført en analyse af andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer⁵. Fra projektets start blev det fastlagt, at det var presfaktorers potentielt direkte påvirkning af klorofylkoncentrationer eller ålegræs i kystvande, der skulle undersøges.

Der bliver imidlertid slet ikke i modelgrundlaget regnet på ålegræs, i stedet bruges proxyen Kd. Det er ikke undersøgt, hvilke faktorer der påvirker Kd.

Hvis det fastholdes at bruge Kd som proxy for ålegræs, bør der udføres en presfaktoranalyse for Kd. Alternativt kunne man vælge at følge anbefalingen fra den internationale evaluering og erstatte Kd med en mere passende parameter.

Da arbejdet med presfaktoranalysen stod på, var der udsigt til, at Kd, som anbefalet, ikke fortsat ville blive anvendt som proxy for ålegræs. Derfor har problemstillingen ikke været påpeget undervejs i forløbet, hvor L&F deltog i projektets følgegruppe.

2.2.1 Presfaktoranalysen blev ikke udført med den mest egnede metode

Det kan have afgørende betydning, hvilken metode der vælges til en analyse. For presfaktoranalysen gennemgås derfor fordele og ulemper ved en række metoder. En samlet konklusion er, at der ikke er tilstrækkeligt med data til rådighed til de metoder, der konkluderes at være bedst egnede⁶. Særligt omtalen af den metode, der benævnes "Delphi metoden", indeholder desværre en række faktuelle fejl. Det fører til udelukkelse af metoden, der ellers netop kunne have håndteret et lidt mindre omfattende datagrundlag.

Den endeligt valgte metode til presfaktoranalysen bygger på først et review til at afgøre, hvilke presfaktorer der potentielt kunne påvirke den økologiske tilstand i danske fjorde og kystvande. Et grundigt review, der ikke er grund til at kritisere, men som jo grundlæggende er en ekspertvurdering. Dernæst estimeres den specifikke påvirkning af hver enkelt presfaktor i den udstrækning, der er data til det. Det er imidlertid problematisk, at vi ender uden fornemmelse af vigtigheden af de presfaktorer, der *kunne* være relevante, men hvor datamaterialet ikke rækker til en kvantificering. Denne udfordring var forudset allerede inden analysearbejdet, hvorfor det undrer L&F, at man alligevel valgte denne metode, der har et relativt tungt databehov.

Hvad angår den fravalgte metode, udviklet af Halpern *et al.* ("Delphi metoden"), finder vi, at gennemgangen bygger på en del misforståelser. Metoden er grundlæggende databaseret for så vidt angår data for presfaktorer og økosystemkomponenter. Ekspertvurderinger indgår i forbindelse med fastsættelsen af såkaldte "sensitivity scores". Dette kan sammenlignes med den ekspertvurdering, i form af et review, der anvendes i DTU Aquas analyse⁷.

L&F har i følgegruppen gjort opmærksom på disse misforståelser helt fra start. Fra L&F's side undrer vi os derfor over, at man har valgt ikke at rette dem og i stedet har insisteret på at anvende en, det svage datagrundlag taget i betragtning, uhensigtsmæssig metode.

2.2.2 Utilstrækkeligt datagrundlag til den valgte analysemetode

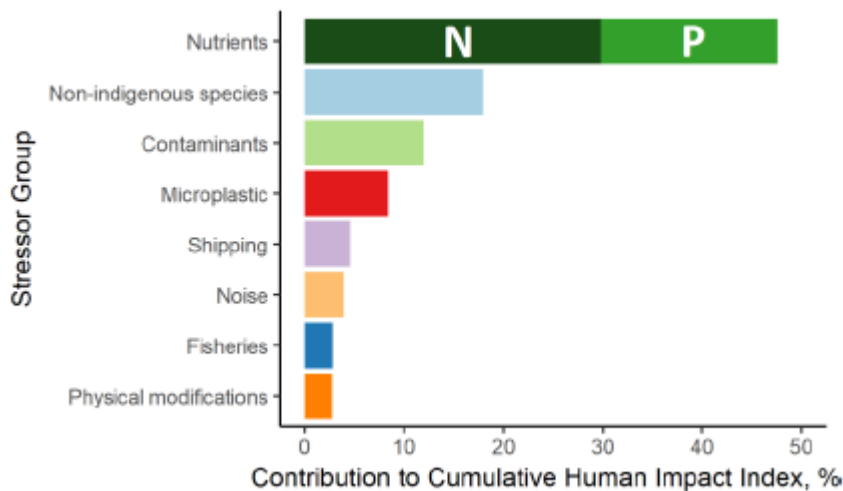
Et gennemgående problem i alle delundersøgelser i projektet om andre presfaktorer er mangel på data eller mangel på data af tilstrækkelig høj kvalitet. Det svækker projektets konklusioner og har ført til, at der igen nu i tredje og sidste planperiode er alvorlige presfaktorer, der ikke adresseres i vandplanerne. Hvad angår kystvande er samtlige indsatser således fortsat rettet alene mod landbrugets kvælstofudledning.

⁵ Petersen *et al.* (2018): Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer. DTU-Aqua, rapport nr. 336-2018

⁶ Petersen *et al.* (2018): Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af metoder til at kumulere effekter af flere presfaktorer i marine områder. DTU-Aqua, rapport nr. 359-2020, s. 36

⁷ Petersen *et al.* (2018): Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer. DTU-Aqua, rapport nr. 336-2018

Næringsstoffer er formentlig den største enkeltstående presfaktor for vandmiljøet generelt, men det er langt fra den eneste, og der er store forskelle på påvirkningen fra vandområde til vandområde. Det er dokumenteret i rapporten "Under the Surface" fra NIVA Danmark, 2017⁸ og illustreres i Figur 1.



Figur 1 Relativ betydning af presfaktorer, grupperet efter type, på danske kystvande, inden for Vandrammedirektivets 1 sømil-grænse. Figur fra NIVA Danmark (2017): Under the Surface: A gradient study of human impacts in Danish marine waters.

Det fremgår af Figur 1, at kvælstof (N) udgør godt 30 pct. af det samlede pres på miljøet i de danske kystvande. Det er altså den største enkeltstående presfaktor men langt fra den eneste. Udelukkende at sætte ind mod kvælstof betyder derfor to ting:

- Vi kan ikke forvente at nå god økologisk tilstand, når væsentlige presfaktorer ikke adresseres.
- Der er høj risiko for væsentlig større kvælstofreduktionskrav, end hvis en helhedsorienteret metode var anvendt.

I den internationale evaluering i 2017 blev spørgsmålet om andre presfaktorer adresseret. Evalueringspanelet anerkendte nødvendigheden af at nedbringe graden af eutrofiering, hvis god økologisk tilstand skal opnås, men samtidig blev det understreget, at det ikke nødvendigvis er tilstrækkeligt at afhjælpe eutrofiering for at forbedre den økologiske tilstand, hvis der er behov for indsatser mod yderligere presfaktorer⁹.

At der således endnu en gang udelukkende regnes på, og besluttet indsatser i forhold til, kvælstofudledning er skuffende og efterlader os med vandplaner, der har voldsomme konsekvenser for landbruget, uden at de ønskede miljøeffekter opnås.

2.2.3 Forudsætninger for analysen frikender på forhånd potentielt væsentlige presfaktorer

Der er tre grundlæggende problemer ved den anvendte tilgang til at analysere betydningen af andre presfaktorer:

⁸ NIVA Danmark (2017): Under the Surface: A gradient study of human impacts in Danish marine waters.

⁹ "remediation of eutrophication problems may not suffice to improve ecological quality, if additional action on other stressors is needed." *International evaluation of the Danish marine models*, 2017, s. 14.

1. En presfaktor anses kun som væsentlig, hvis den i sig selv kan ændre den økologiske tilstand for et vandområde¹⁰
2. Presfaktorens effekt undersøges i forhold til et helt vandområde¹¹
3. Økosystemeffekter tages ikke i betragtning; der ses udelukkende på direkte påvirkning af kvalitetselementer

Ad 1: Næringsstoffer er muligvis den eneste presfaktor, der alene kan ændre den økologiske tilstand i et helt vandområde. Det er imidlertid ikke det samme som, at alle andre presfaktorer er irrelevante.

Det kumulerede pres fra flere faktorer kan påvirke miljøet i alvorlig grad, selvom de enkelte presfaktorer hver for sig ikke betyder, at vurderingen af den økologiske tilstand i et vandområde ændres.

Ad 2: En enkelt presfaktor kan have væsentlig indflydelse i en mindre del af et vandområde, uden tilstandsvurderingen af det samlede vandområde påvirkes. Effekten af presfaktoren "fortyndes", fordi den ikke påvirker hele vandområdets samlede bedømmelse. Som et tænkt eksempel kan en væsentlig fiskebanke eller et stort ålegræsbed ødelægges fuldstændig af stedbestemte presfaktorer som klappning eller bundtrawl. Men til trods for at effekten på økosystemet i eksemplet er indiskutabel, vil presfaktorerne med den valgte tilgang konkluderes at være uden betydning, da det samlede vandområdes tilstand ikke ændres.

Ad 3: Økosystemeffekter, herunder kaskadeeffekter, er reelt ikke inddraget i analysen. Kun direkte påvirkning af kvalitetselementerne ålegræs og klorofyl er undersøgt. Denne tilgang er udtryk for en fuldstændig mangel på biologisk forståelse af økosystemet, hvor en ubalance ét sted naturligvis påvirker en lang række andre faktorer. Manglende levesteder for torskeyngel, evt. pga. opfiskede stenrev, kan f.eks. på sigt betyde en voldsom stigning i antal krabber, der igen er en væsentlig presfaktor for ålegræs. Effekten er der altså, men der kan ikke nødvendigvis påvises en sammenhæng én til én mellem stenrev og ålegræs.

L&F må på det kraftigste opfordre til, at man i vandplanerne går over til at anlægge et helhedsperspektiv, uden hvilket vi ikke kan forvente at opnå god økologisk tilstand.

2.3 Referencetilstand – Danmark sigter for højt

Tilstanden af kvalitetselementerne vurderes ifølge Vandrammedirektivet i forhold til en referencetilstand, eller "høj økologisk tilstand", der beskrives som følger:

*Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for overfladevandområdet svarer til, hvad der normalt gælder for den pågældende type under uberørte forhold, og der er ingen eller kun meget ubetydelige tegn på ændring.*¹²

Det vil sige, at den høje økologiske tilstand er en tilstand, hvor de biologiske kvalitetselementer skal have værdier svarende til en uberørt tilstand. Det er altså kvalitetselementernes tilstand, ikke presfaktorens omfang, der skal være svarende til uberørt.

Det har hidtil været vurderingen, at miljøtilstanden i danske kystvande var rimeligvis upåvirket af menneskelig aktivitet omkring år 1900. Stort set samme vurdering har fundet sted hos vores allernærmeste naboer i Slesvig-Holsten, der bruger historiske data fra perioden omkring 1880 som reference for Østersøen, og med en modelleringstilgang bruges samme periode som reference for Nordsøen. Dette er nærmere beskrevet i Bilag

¹⁰ Jens Kjerulf Petersen (2021): Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning. DTU Aqua rapport nr. 381-2021. S. 9

¹¹ Jens Kjerulf Petersen (2021): Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning. DTU Aqua rapport nr. 381-2021. S. 9

¹² "Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger", Bilag V, tabel 1.2

1. I Nederlandene anses perioden omkring så sent som 1930 som dækkende for en referencesituation. Dette beskrives i Bilag 2.

2.3.1 *Kvælstofudledning år 1900 væsentligt højere end hidtil antaget*

Observationer dokumenterer, at ålegræsset i perioden omkring år 1900 var i høj økologisk tilstand i Danmark.

Et påbegyndt og, tilsyneladende, så godt som afsluttet projekt igangsat af Miljøstyrelsen (MST) har grundigt undersøgt og estimeret kvælstofudledningen omkring år 1900. Foreløbige resultater præsenteret på Plantekongres i januar 2020 viste, at kvælstofudvaskningen fra rodzonen dengang lå på en koncentration omkring 12 mg/l. Det svarer til en udledning til kystvande på 2/3 af udledningen i dag, når der tages højde for ændring i retentionen^{13,14}.

Det betyder, at med en væsentligt højere kvælstofudledning end hidtil antaget, var vandet omkring år 1900 klart nok til, at ålegræsset nåede ud på den målte referencedybde. Sammenhængen mellem ålegræs (eller reelt proxyen Kd) og kvælstof er altså helt anderledes end hidtil antaget med modellerne fra VP2 og de gamle estimater af kvælstofudledningen omkring år 1900.

Rapporten med de nye år 1900-estimer på kvælstofudledning er imidlertid aldrig blevet udgivet i endelig form, og resultaterne er aldrig blevet anvendt. Man har altså bevidst valgt ikke at bruge nyeste viden og udeladt et vigtigt kalibreringspunkt i modelarbejdet; nemlig en kendt, historisk sammenhæng mellem kvælstofudledning og status for et kvalitetselement.

Det er stærkt kritisabelt og tillidsundergravende, at resultatet af en undersøgelse, MST har igangsat, ikke publiceres; særligt når konklusionerne går imod hidtidige antagelser.

Hvorfor udelades så væsentlig viden fra det faglige grundlag, som vandplanerne bygger på?

Det angives i Timmermann (2020)¹⁵, at der er en tidsforsinkelse fra eutrofiering opstår, til udskygning af ålegræs vil finde sted. L&F har efterspurgt et estimat for tidsforsinkelsen men henvises til Timmermann (2020), hvor det blot slås fast, at "Det vil tage tid (flere år) før øgede næringsstofførsler slår fuldt igennem på lysforholdene".

Historiske optegnelser viser, at det opdyrkede areal i 1888 var på 2.893.000 ha; i 1912 var det på 2.892.000 ha¹⁶. Der har altså ikke været nogen ændring af betydning i opdyrket areal i Danmark fra i hvert fald sidste del af 1800-tallet og til starten af 1900-tallet; en periode hvor afgrøder og dyrkningsmetoder heller ikke har ændret sig væsentligt. Dermed må også kvælstofudledningen have haft et nogenlunde konstant omfang i perioden.

Der er derfor ikke noget, der tyder på, at ålegræssets udbredelse er blevet væsentligt negativt påvirket af en kvælstofudledning af den estimerede størrelsesorden, selv set over flere årtier.

2.3.2 *Ringe sammenhæng mellem ålegræs, -proxy og kvælstofreferencer*

2.3.2.1 Lysforhold tillod høj tilstand for ålegræs omkring år 1900

Ålegræssets dybdeudbredelse er målt helt tilbage fra omkring år 1900, der i VP2 og fortsat i VP3 anvendes som referencetidspunkt.

¹³ Ref: "Samlet opgørelse af N-udledningen til kystvande år 1900 - beregnet med DK-modellen", Anker Lajer Højberg, Plantekongres 2020, kan downloades fra https://www.landbrugsinfo.dk/public/0/0/9/plante_find_praesentationer_fra_plantekongresserne, session nr. 51 "Kvælstoftab i år 1900".

¹⁴Ref: "Landbrugets tab af kvælstof fra marker år 1900", Jørgen Eriksen, Plantekongres 2020, kan downloades fra

https://www.landbrugsinfo.dk/public/0/0/9/plante_find_praesentationer_fra_plantekongresserne, session nr. 51 "Kvælstoftab i år 1900".

¹⁵ Karen Timmermann "Referencetilførsler af kvælstof til brug for Vandplan 3". AU/DCE notat, 2020

¹⁶ C. Bjørn (red.)(1988): "Det danske landbrugs historie 1810-1914"

Historiske målinger af ålegræssets dybdeudbredelse fra perioden omkring år 1900 anvendes som reference. Dermed kan vi konkludere, at der omkring år 1900 var lysforhold, der tillod ålegræsvekst i høj økologisk tilstand.

Som beskrevet i afsnit 2.3.1 viser beregninger fra AU, at kvælstofudledningen til havet i pågældende periode var hele 2/3 af den nutidige udledning, hvilket er markant højere end hidtil antaget.

Med andre ord: Ålegræsset har trivedes fortrinligt ved væsentligt højere kvælstofudledninger end antaget i vandplanernes modelberegninger.

Dette til trods vælger man fortsat at bruge det gamle kvælstofestimat i referenceberegningerne.

2.3.2.2 Sigtddybde og kvælstofudledning er ringe korreleret

Modelberegningerne i det faglige grundlag beregner, hvordan miljømålet for Kd opnås, udelukkende ud fra kvælstofreduktioner. Det er ikke en fremgangsmåde, der er fagligt funderet, hvilket bl.a. understreges af observationer i det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA).

Ifølge NOVANA er udviklingen således, at sigtddybden i fjorde og kystvande er uændret i løbet af de seneste godt 30 år, mens den har en svagt stigende tendens i de åbne indre farvande. Begge steder med stor år-til-år variation¹⁷. Det er interessant, og ikke nogen nyhed, at kvælstofudledningen i samme periode, siden 1990, har været stærkt faldende¹⁸. Det er ellers netop tættest på kysten, hvor sigtddybden er dokumenteret uændret, at tilstanden overvejende skulle være bestemt af udledninger fra dansk land¹⁹.

Den eneste forklaring på dette er, at sammenhængen mellem kvælstofudledninger og sigtddybde er langt fra så entydig som antaget; andre faktorer må spille ind. Denne mangel på sammenhæng i data, og de biologiske forklaringer på det, uddybes grundigt i Bilag 3.

To spørgsmål savner besvarelse i spørgsmålet omkring sammenhængen mellem kvælstof, Kd og ålegræs:

- Hvilke Kd-værdier beregnes, hvis det nye estimat for kvælstofudledning i år 1900 indsættes i vandplanernes modeller?
- Hvor meget afviger disse Kd-værdier, og deraf afledte ålegræs-dybdegrænser, fra de rent faktisk målte dybdeudbredelser omkring år 1900?

Hvis ikke de beregnede Kd-værdier, og deraf afledte dybdegrænser, stemmer overens med de historisk målte, kan modellerne ikke siges at være retvisende.

2.3.2.3 Beregnete ålegræsdybdegrænser passer dårligt med målte dybder

Selvom ålegræssets udbredelse blev målt allerede omkring år 1900, er det dog ikke for samtlige danske vandområder, der findes historiske optegnelser. For at fastsætte referencen i vandområder uden historiske målinger bruges derfor en matematisk model, der beskriver udbredelsen som funktion af andre parametre.

Ålegræsdybdegrænserne beskrives i det faglige grundlag som funktion af gennemsnitlig vanddybde, lagdelingsfrekvens og vandudveksling²⁰.

Der er ingen historiske målinger i fjordene langs den jyske vestkyst, der adskiller sig fra andre danske fjorde ved generelt at være lavvandede og udsatte for vestenvinden, hvilket giver en stor resuspension af bundmateriale. Derfor kan referenceværdier for disse ikke fastsættes ud fra en simpel model bygget på data

¹⁷ Marine områder, 2020. NOVANA. AU/DCE (2021), rapport nr. 475.

¹⁸ NOVANA vandløb 2020, s. 48

¹⁹ Marine områder, 2020. NOVANA. AU/DCE (2021), rapport nr. 475.

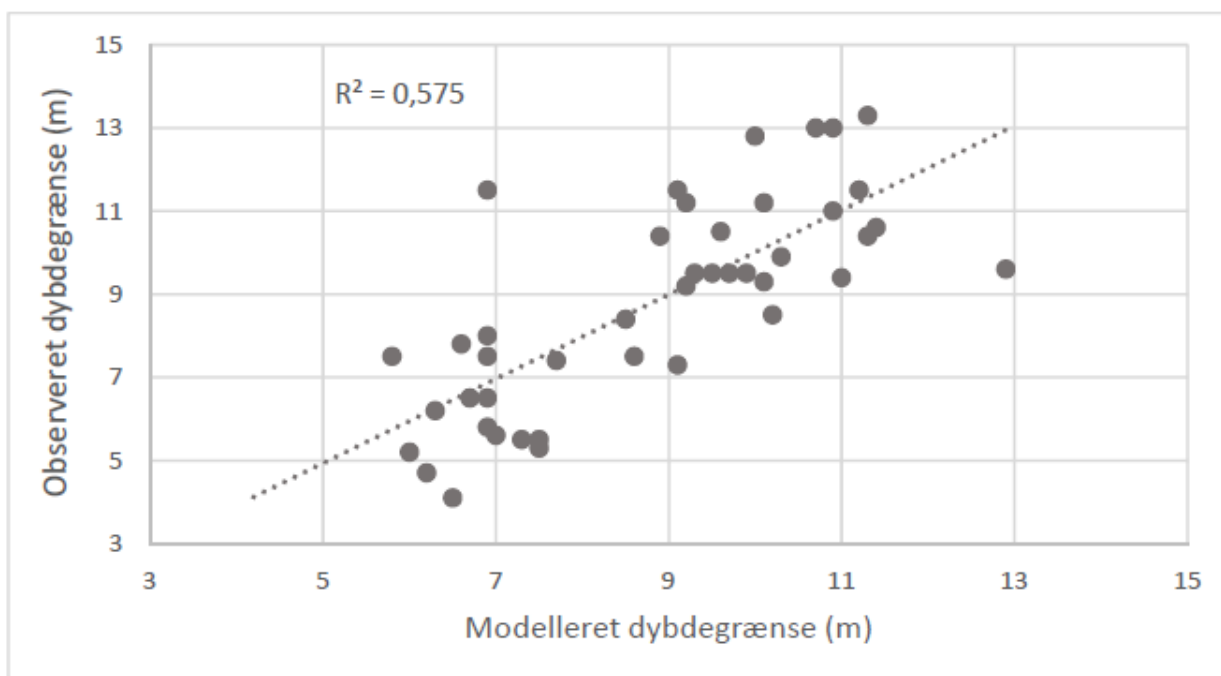
²⁰ AU/DCE (2020): Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Rapport nr. 390

udelukkende fra østvendte fjorde og indre farvande. I Ringkøbing Fjord er referenceværdien for ålegræssets dybdeudbredelse for eksempel nu på 4,2 m²¹ sammenlignet med VP2, hvor den var 3 m²². For Nissum Fjord gælder det, at ålegræs målet er rykket fra 2 m dybde til hhv. 4 og 4,3 m.

Hvad er forklaringen på, at referencen for ålegræssets dybdeudbredelse stiger med 40 pct. i Ringkøbing Fjord, og med mere end 100 pct. i dele af Nissum Fjord fra VP2 til VP3?

Kan det bekræftes, at et vandområdes tilstandsvurdering kan ændre sig, når miljømålet ændrer sig, evt. pga. opdateret modellering, til trods for at måledata er stort set uændrede?

En inspektion af data i den omtalte model viser, at det er problematisk at anvende resultaterne i praksis. Sammenhængen mellem modellerede og målte værdier er ringe, hvilket fremgår matematisk af en R²-værdi på 0,575. Derudover kan det ses direkte i et scatterplot af observerede vs. modellerede dybdegrænser, at der for mange prøver er adskillige meters forskel på de to²³ (Figur 2).



Figur 2 Scatterplot af observerede og modellerede historiske dybdegrænser for ålegræssets hovedudbredelse i de 44 vandområder, hvor der findes mindst én historisk ålegræsobservation. Fra AU/DCE (2020): Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Rapport nr. 390.

Er afvigelser på beregnede ålegræsreferencer på mere end +/- 3 m i forhold til målte data acceptabelt? Hvad vil afvigelser på mere end 3 m kunne betyde i forhold til kvælstofreduktionskrav i et opland?

Hvordan tages der højde for den enorme usikkerhed i modelberegninger af ålegræssets dybdeudbredelse, når beregningerne sidenhen bruges til at fastsætte kvælstofindsatskrav på land?

²¹ AU/DCE (2020): Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Rapport nr. 390

²² Bekendtgørelse nr. 1001 af 29/06/2016: Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder

²³ AU/DCE (2020): Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Rapport nr. 390. Fig. 2.2 s. 15

Det oplyses, at i vandområder, hvor den maksimale vanddybde er mindre end ålegræsdybdegrænsen, kan ålegræssets dybdegrænse ikke bruges til at afgøre, om vandområdet er i god økologisk tilstand²⁴. I stedet anvendes proxyen Kd. Et krav om lys på bunden erstattes altså af et krav om en bestemt klarhed af vandet. Dette er i direkte strid med Vandrammedirektivets tekst. Ifølge direktivet defineres økologisk tilstand hvad angår ålegræs (angiospermer) i forhold til tætheden. Høj økologisk tilstand beskrives således, at "tætheden af angiospermer svarer til uberørte forhold"²⁵. I de danske fjorde måles ikke tæthed men dybdeudbredelse. I en uberørt tilstand vil udbredelsen i lavvandede fjorde gå ud til den maksimale dybde, og dermed må en sådan udbredelse tolkes som høj økologisk tilstand. Hvad Kd er i en sådan situation er underordnet, da selve kvalitetselementet, ålegræs, er i mål.

Diskussionen har været oppe ved tidligere lejligheder, og modargumentet har været, at vandet ikke nødvendigvis er meget klart. Er vanddybden tilstrækkelig lav, kan der være lys på bunden alligevel. Det er imidlertid centralt at påpege, at det bl.a. er derfor, at der er flere kvalitetselementer. Klorofylmålinger giver et mål for algevæksten og dermed den medfølgende forplumring af vandet, og er denne for stor, vil tilstandsvurderingen afspejle dette.

Det er altså ikke hverken AU eller Miljøstyrelsens opgave at nedvurdere tilstanden i et vandområde på baggrund af unødvendige ekstraparametre. Hvis ålegræsset, eller andre angiospermer, når ud på et vandområdes maksimale dybde, er den økologiske tilstand for kvalitetselementet, ifølge Vandrammedirektivets definitioner, høj.

2.3.2.4 Fastsættelse af klorofyl-referenceværdier er for usikker

Algevækst, målt som klorofylkoncentration i vandet, er et kvalitetselement på linje med ålegræs. Da der modsat ålegræs ikke findes historiske målinger af klorofyl, estimeres referenceværdier ved hjælp af modelberegninger baseret på nutidsdata.

Referenceværdier for klorofyl beregnes på baggrund af ferskvandspåvirkning og vanddybde alene²⁶. De to parametre er udvalgt ved at undersøge, hvilke faktorer i to forskellige modelsystemer, der har størst indflydelse på resultatet.

Ferskvandspåvirkning er generelt set tæt korreleret til mængden af næringsstoffer udledt fra land, mens vanddybden siger noget om mængden af vand, de udledte næringsstoffer "fortyndes i". Men ved at nøjes med disse to faktorer, udelades i høj grad anden væsentlig information; f.eks. om vandudskiftning eller tilstedeværelse af sandmuslinger, der lever af alger og dermed reducerer klorofylkoncentrationen. Faktorer der kan have stor betydning i nogle vandområder og måske, i hvert fald hvad angår sandmuslingerne, slet ikke være relevante i andre.

Frigivelse af næringsstoffer fra sediment er en selvstændig faktor, der især har betydning i forhold til randen mod Østersøen. Der anvendes i referencetilstanden lave niveauer af næringsstoffer i Østersøen, svarende til fuld opfyldelse af HELCOM-mål og andre internationale aftaler, for alle lande. Den nuværende eutrofiering i Østersøen afspejler imidlertid en meget høj intern P-belastning fra sediment, som skyldes tidligere tiders udledninger. Det må forventes, at det vil vare adskillige årtier, før der opnås en balance mellem næringstilførsler og sediment i Østersøen, og det tager modelarbejdet tilsyneladende ikke hensyn til. Det betyder, at de danske indsatskrav nu ikke kun er rettet mod at opnå en bæredygtig balance; der kompenseres også for frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet.

²⁴ Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. AU/DCE rapport nr. 390 (2020).

²⁵ Vandrammedirektivets Bilag V, kystvande

²⁶ "Establishing Chlorophyll-A Reference Conditions and Boundary Values Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027", DCE-rapport no. 461, 2021. Afsnit 2.6.1, s. 14

Fra et fagligt synspunkt er det derfor langt fra dækkende for alle områders egenskaber og påvirkninger at fastsætte referencen udelukkende ud fra de to faktorer ferskvandspåvirkning og vanddybde. Ud over de nævnte faktorer, der ikke tages hensyn til, er der også to helt overordnede og generelle problemer ved den anvendte metode til at fastsætte referenceværdier, som nævnes i rapportens egen diskussion.

Det handler om, at modellerne anvendes langt ud over deres kalibreringsområde og på en miljøtilstand, der er væsensforskellig fra den nuværende²⁷. Sammenhængen mellem kvælstofudledning og klorofylkoncentrationer kan nemlig ikke forventes at være den samme ved både høje og lave udledninger og i situationer, hvor miljøtilstanden generelt er ændret – herunder f.eks. ændrede bundforhold, højere vandtemperatur og opfiskning af naturlige stenrev.

Kombineret med at der ikke tages hensyn til andre presfaktorer, historiske eller nutidige, end kvælstof, betyder det, at både referenceværdier og de sidenhen beregnede indsatskrav får en meget høj usikkerhed.

Usikkerheden demonstreres af enorme ændringer fra VP2 til VP3 på klorofylmålene. Et eksempel er Nissum Fjord. I VP2 var miljømålet på 8 µg/l klorofyl, mens kravet i VP3 er gået helt ned på mellem 2,4 og 4,7 µg/l. Altså helt ned til mindre end 1/3 af målet i VP2.

Den enorme ændring i miljømålet betyder også, at tilstandsvurderingen i yderfjorden er gået fra at være "høj økologisk tilstand" til nu at være "dårlig økologisk tilstand" for klorofyl, til trods for at selve algevæksten i fjorden, og dermed klorofylkoncentrationen er stort set uændret.

Er miljømålene for klorofyl ifølge Miljøstyrelsens opfattelse korrekt fastsat i VP2 eller i VP3?
Hvor stor usikkerhed på referenceværdier anser Miljøstyrelsen som acceptabel?

2.3.3 Kvælstofmål baseres på en ulige byrdefordeling

De beregnede kvælstofmålbelastninger (Maximum Allowable Input, MAI), der præsenteres i Vandplanernes bilag 1.1, ligger til grund for indsatskrav til danske landmænd. Det er naturligvis afgørende, at så væsentlig og - for landbruget - omkostningstung lovgivning hviler på et fagligt stærkt forankret fundament, og at resultaterne er stabile, så de berørte landmænd og alle andre kan have tillid til, at indsatserne er meningsfulde og giver væsentlig, miljømæssig værdi.

Det er desværre ikke tilfældet med kvælstofmålene i Vandplanerne, der i adskillige vandområder adskiller sig markant fra målene i foregående planperiode.

Målbelastningen for Bornholm er ét eksempel. Den er faldet med 46 pct., fra 962 tons N/år i VP2, der var højere end den faktiske udledning, og ned til 522 tons N/år. Med så stor en ændring kan der ikke være regnet rigtigt i begge vandplaner, og det er derfor oplagt at bede om svar på, om det er opgørelsen i VP2 eller i VP3, der er fejlbehæftet?

Kvælstofmålet fastsættes under hensyntagen til betydningen af udenlandske kvælstoftilførsler, atmosfærisk input og fosfortilførsel²⁸. Danske kvælstofudledninger er imidlertid den eneste presfaktor, beregningerne fastsætter et indsatskrav for. Men i en række vandområder vil selv reduktioner fra dansk land helt ned til baggrundsbelastningen, svarende til høj økologisk tilstand eller en ren naturtilstand, ikke være tilstrækkeligt til

²⁷ "Establishing Chlorophyll-A Reference Conditions and Boundary Values Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027", DCE-rapport no. 461, 2021. Afsnit 4, s. 25

²⁸ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs". Technical note, oktober 2021. Afsnit 4.1, s. 18

at opnå god økologisk tilstand²⁹. Det gælder for eksempel målet for algevækst ved Vadehavet og Bornholm og enten algevækst eller ålegræs i Ringkøbing Fjord, Kolding Fjord, Skive Fjord og Det sydfynske Øhav. For hele 36 danske vandområder viser beregningerne faktisk, at med den valgte byrdefordeling med nabolande vil selv kvælstofudledning svarende til ren naturtilstand for én eller begge kvalitetselementer ikke være tilstrækkeligt til at opnå god økologisk tilstand³⁰. Det er naturligtvis absurd – at end ikke en tilbagevenden til naturtilstand skulle være tilstrækkeligt.

I en situation, hvor en modelberegning giver et urealistisk resultat, vil den almindelige fremgangsmåde være at se nærmere på hhv. selve beregningerne og forudsætningerne for dem for at finde fejl og/eller årsager. I vandplanernes faglige grundlag sker der imidlertid blot en omskrivning af resultatet. Hvis et kvalitetselement ikke kan nå god økologisk tilstand gennem reduktioner af danske kvælstofudledninger, så fastsættes MAI til referenceudledningen, eller baggrundsbelastningen, fra dansk land³¹. Altså en udledning svarende til, at der ikke er nogen påvirkning af menneskelig aktivitet.

Med andre ord; hvis modelarbejdet fejler, skal vi fra dansk side i princippet nå en påvirkning svarende til, at det givne opland var ubeboet. Samtidig skal vi acceptere, at miljømålet ikke nås.

I de foregående vandplaner, VP2, fandt en tilsvarende omskrivning sted. Det blev på det kraftigste kritiseret i den internationale evaluering med formuleringen *"Efter panelets mening introducerer "oversættelsen" et unødvendigt element af tilfældighed i hele proceduren, der står i kontrast til den generelt vidensbaserede tilgang, og som derfor udsætter hele proceduren for uproduktiv kritik"*³².

Det er uforståeligt, at der endnu en gang omskrives data i vandplanernes faglige grundlag, og L&F må på det kraftigste opfordre til, at landbruget ikke afkræves enorme kvælstofreduktioner uden fagligt solide begrundelser og uden den ønskede miljøeffekt.

Hvad er årsagen til, at modellerne beregner resultater, der er åbenlyst forkerte? Ligger fejlen i selve modellerne? Eller ligger fejlen i forudsætningerne, f.eks. byrdefordelingen med andre lande?

Byrdefordelingen tager udgangspunkt i et scenarie, hvor andre lande opfylder internationale forpligtelser under bl.a. HELCOM og OSPAR samt lever op til deres egne VP2-vandplaner³³. Da miljømålet om god økologisk tilstand er fælles for alle EU-lande, fordrer en fair byrdefordeling dermed, at andre lande også opnår dette.

L&F vil på den baggrund gerne have oplyst, hvilke lande der regner med at have opnået god økologisk tilstand i samtlige overfladevandområder med udgangen af 2. planperiode? Og om disse lande også dermed har nedbragt deres tilførsler af udledte næringsstoffer til danske vandområder til et niveau, der er foreneligt med god økologisk tilstand?

I tilfældet med Bornholm ligger øen som bekendt midt i Østersøen, og der er ingen fjorde eller på anden vis "lukkede" kystvande, så vandet udskiftes straks og bliver ikke langs kysten. Det burde altså være således, at

²⁹ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs". Technical note, oktober 2021. Afsnit 2.3.7, s. 10

³⁰ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Scenario Summary". Tabel 2-1, s. 6

³¹ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs". Technical note, oktober 2021. Afsnit 2.3.7, s. 10

³² Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 4.1, s. 21: "In the opinion of the Panel, the "translation" introduces an unnecessary element of arbitrariness into the whole procedure that is in contrast with the general evidence-based approach and that therefore exposes the entire procedure to unproductive criticism."

³³ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Management Scenario 1 – Regional Treaties and River Basin Management Plans 2015-2021". Afsnit 2.1.1, s. 2

hvis alle HELCOM-mål er nået, så er vandet omkring Bornholm i god økologisk tilstand. Hvad angår kvælstof, har Danmark, som det eneste land, allerede nået sine reduktionsmål under HELCOM³⁴.

På den baggrund: Kan det bekræftes, at Bornholm med indsatskravene i VP3 bliver bedt om at kompensere for andre landes udledninger og/eller ophobning i Østersøens sediment?

2.3.3.1 Kvælstofmål omskrives uden reel politisk stillingtagen

Miljøministeriet har oplyst Folketinget, at det endelige kvælstofmål for et vandområde ikke må være lavere end baggrundsbelastningen plus 50 pct., som er det laveste niveau, MST vurderer er realistisk at komme ned på med de nuværende virkemidler. L&F bifalder absolut, at der gøres overvejelser omkring, hvorvidt et kvælstofmål overhovedet er muligt at nå, selv i teorien. Der er imidlertid overordnet set to problemer med tilgangen. For det første er det et problem, hvis kvælstofmål reelt fastsættes politisk uden egentlig politisk stillingtagen, som grænsen på baggrundsbelastning plus 50 pct. må siges at være.

Denne omskrivning af det endelige kvælstofmål foregår bl.a. i Vadehavsregionen, i øvrigt oven på en omskrivning af delmål i forhold til algevækst.

I Vadehavet er der kun ét kvalitetselement, nemlig algevækst (klorofyl), og beregningen for dette resulterer i et kvælstofmål, der er lavere end naturbidraget³⁵. Målbekræftelsen bliver altså først omskrevet til netop at være naturbidraget³⁶, for derefter at blive omskrevet endnu en gang til 1½ gang naturbidraget. De enorme indsatskrav, landbruget i Sydvestjylland mødes med, beror altså udelukkende på politiske beslutninger, samtidig med at beregningerne fortæller, at vi ikke skal regne med at nå i nærheden af god økologisk tilstand, selv hvis de planlagte reduktioner gennemføres.

Det er stærkt kritisabelt, at indsatskrav således er reelt politisk fastsatte, uden at beslutningen er blevet direkte fremlagt politisk. Ved den forestående second opinion er dette et eksempel på valg og antagelser, der absolut kunne have været gjort anderledes, og som derfor bør vurderes af et uafhængigt panel.

Sættes indsatskravet i forhold til den landbrugsbetingede udledning er resultatet, at f.eks. 78,7 pct. af den landbrugsbetingede udledning til Knudedyb skal reduceres. I dette tilfælde ovenikøbet til et vandområde i Vadehavet, hvor vandet udskiftes flere gange i døgnet, og landbrugets kvælstofudledninger i løbet af efterår og vinter derfor har minimal indflydelse på algevæksten.

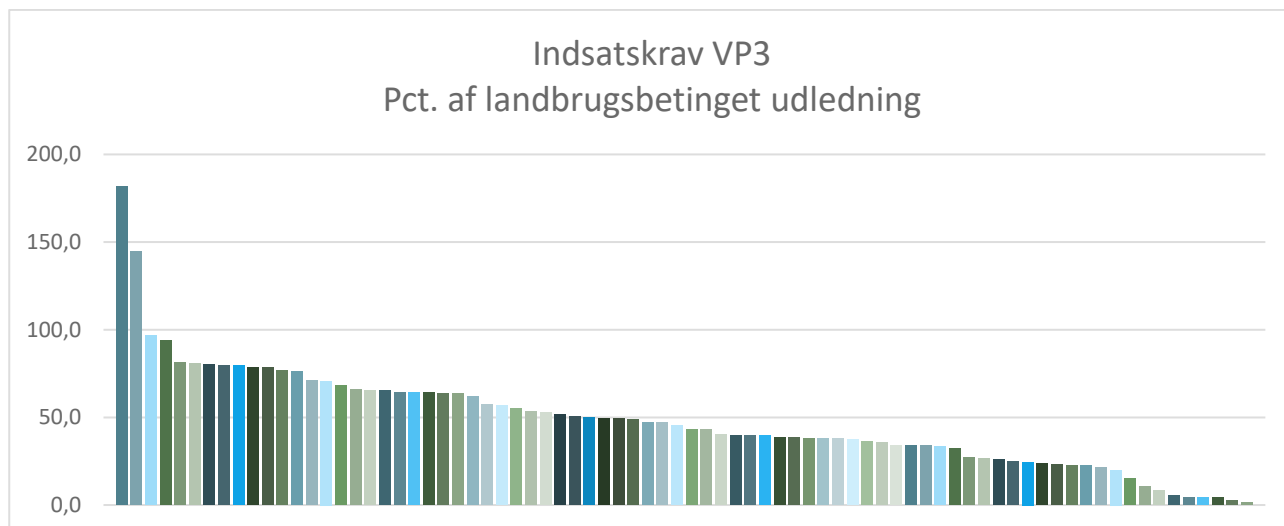
Hvor stor en del af den landbrugsbetingede udledning vurderes det, at det er realistisk at reducere?

En opgørelse af kvælstofindsatskrav i forhold til den landbrugsbetingede udledning kan for alle oplande ses i Bilag 4. Opgørelsen tager udgangspunkt i de fordelte indsatskrav, hvor der tages hensyn til opstrømsreduktioner i nedstrømsvandområder, og at indsatskrav i visse vandområder fordeles over et større område, som forklaret i forbindelse med Bilag 1 og Bilag 1.1 i Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027. Det er indlysende, at Kolding yderfjord og Lillebælt, Snævringen, som har indsatskrav på langt over den totale landbrugsbetingede udledning, ikke på nogen mulig måde kan nå i mål. Men mange andre oplande er også ekstremt hårdt ramt. For eksempel skal der i 33 oplande ske mere end en halvering af landbrugets kvælstofudledning til kyst.

³⁴ HELCOM (siden tilgået 16/6 2022): <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/national-nutrient-input-ceilings/>

³⁵ Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Management Scenario 1 – Regional Treaties and River Basin Management Plans 2015-2021, Tabel 2-2, fra s. 7

³⁶ Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Management Scenario 1 – Regional Treaties and River Basin Management Plans 2015-2021, Tabel 2-2, fra s. 7



Figur 3 Indsatskrav beregnet som procent af landbrugsbetinget udledning, for vandområder med indsatskrav i VP3. Kolding Fjord, Ydre og Lillebælt, Snævringen er de to oplande med indsatskrav, der er langt større end den samlede landbrugsbetingede udledning. Figuren i større opløsning og bagvedliggende data findes i Bilag 4, udarbejdet af SEGES (2022).

Når det er så tydeligt, at kvælstofindsatser fra dansk land ikke kan bringe os til god økologisk tilstand, må de ansvarlige myndigheder finde årsagen til dette og enten finde en fagligt baseret løsning eller, alternativt, bruge undtagelsesbestemmelserne i Vandrammedirektivet, i stedet for at fastsætte fagligt arbitrære reduktionsmål, der vil undergrave muligheden for landbrug samtidigt med, at miljømål ikke kommer væsentligt nærmere.

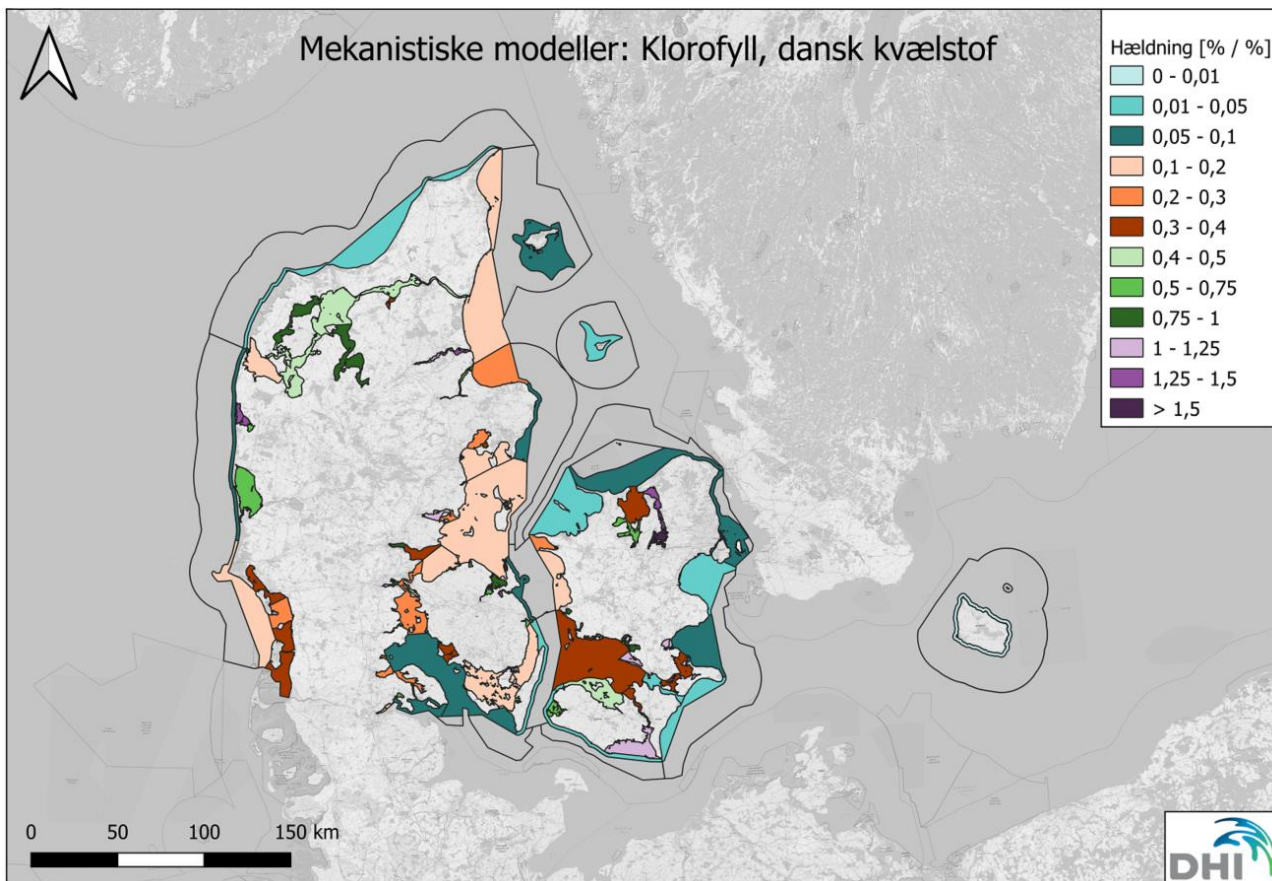
2.3.4 Kvalitetsparametres påvirkning af kvælstoftilførsel varierer meget

Mellem danske fjorde og kystvande er der enorm forskel på, hvor følsom deres miljøtilstand er for kvælstofudledninger fra dansk land. Et mål for sensitiviteten findes i hhv. Kd- og klorofylmodellernes dosis-respons-kurver. Kurverne tolkes således, at jo stejlere hældning, desto større miljøeffekt har danske udledninger af kvælstof.

Selve dosis-responskurverne præsenteres ikke i høringsmaterialet. I materialet findes kun histogrammer, der angiver, hvor mange modeller der har hældninger i hvilke intervaller³⁷. Vandområderne navngives imidlertid ikke i rapporten, hvorfor MST er blev adspurgt om at fremsende de data, der ligger til grund for histogrammerne i rapportens resultat afsnit.

L&F modtog efter gentagne henvendelser og cirka seks ugers ventetid et enkelt kort, der med en farvekode angiver intervaller for hældningen af dosis-respons-kurven for de enkelte kystvande. Dog kun for parameteren klorofyl, ikke for Kd (Figur 4).

³⁷ Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs, afsnit 3



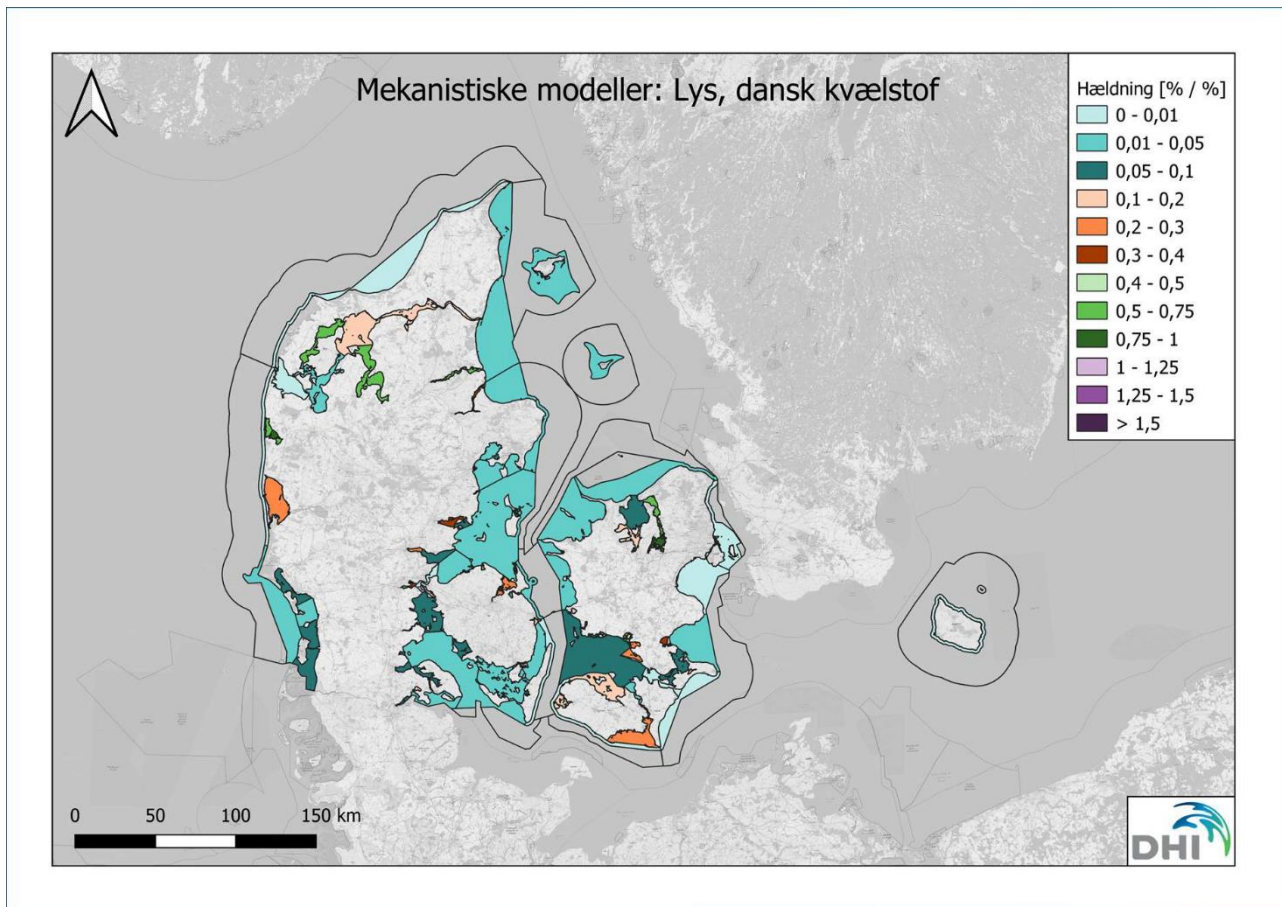
Figur 4 Hældning af dosis-respons-kurver for klorofyllmodeller. Jo lavere værdi, desto mindre betydning har danske kvælstofudledninger for algevæksten (udtrykt som klorofyllkoncentration) i det pågældende vandområde. Kort fremsendt af MST til L&F 26. april 2022.

Da mange fjorde er små og/eller smalle, er det for visse vandområder temmelig svært at aflæse værdier på kortet. Dog ses det tydeligt, at algevæksten rundt om for eksempel Bornholm, hvor kvælstofmålet beregnes til at være lavere end naturbidraget, er stort set upåvirket af udledninger netop fra Bornholm.

Ved aflæsning af kortet bør man være opmærksom på, at intervallerne, der bruges til farvelægning, ikke er lige brede. De sidste fire intervaller dækker over samme spænd som de første otte.

Fire uger efter kortet i Figur 4 blev modtaget, fulgte tilsvarende kort for dosis-respons-kurver for modeller for lysgennemtrængning (K_d). Med kortet fulgte også denne gang en oversigt over, hvilke fjorde der er placeret i hvilken kategori af hældninger, hvilket letter aflæsningen.

En forespørgsel om helt enkelt at få den tabel, der viser hældningen i hvert enkelt vandområde, og som ligger bag såvel nedenstående kort som de oprindelige opgørelser i modelrapporten, er ikke blevet imødekommet inden høringsfrist.



Figur 5 Hældning af dosis-respons-kurver for Kd-modeller. Jo lavere værdi, desto mindre betydning har danske kvælstofudledninger for vandets klarhed (Kd) i det pågældende vandområde. Kort fremsendt af MST til L&F 30. maj 2022.

Det fremgår tydeligt af Figur 5, at kvælstofudledningen fra dansk land, overordnet set, har meget ringe betydning for Kd, der bruges som proxy for ålegræssets udbredelse. Dette er i fuld overensstemmelse med den biologiske forklaring, der gives i Bilag 3.

Tilbage står følgende i forhold til ålegræs: Forholdet mellem den anvendte proxy, Kd, og ålegræs, er ikke entydigt. Kvælstofsensitiviteten for proxyen er i langt de fleste vandområder meget begrænset. Vi kan altså ikke på nogen måde forvente, at vi ved kvælstofindsatser alene skulle kunne opnå den gode økologiske tilstand for ålegræs, som Vandrammedirektivet foreskriver.

Den ringe kvælstofsensitivitet i en lang række modeller, især for Kd men også for klorofyl, betyder, at kvælstofmålene i en lang række tilfælde bliver urealistisk lave. I mange fjorde bliver de beregnede mål så lave, at de er lavere end naturbidraget. I de tilfælde omskrives resultatet, så naturbidraget i stedet indgår i de videre beregninger³⁸. Bornholm er et eksempel på en lokalitet, hvor dette foregår, men det fremgår af samlerapporten for scenarierne, at det gælder for hele 36 vandområder³⁹, at kvælstofmålet beregnes som lavere end naturbidraget men omskrives netop til dette for et eller begge kvalitetselementer. Det er bekymrende, at vandområder med hårdt ramte oplande, såsom – men ikke kun – Vadehavsregionen, Flensborg Fjord, Ringkøbing Fjord og Skive Fjord, ifølge scenarierapporten⁴⁰ netop er ramt af beregninger med resultater, der

³⁸ "In cases where one or both of the indicators cannot reach their GES value by reducing N-loading from Danish catchments, N-MAI for that indicator is cut off/truncated at the reference loading". S. 10 i AU/DHI (2021): Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 / Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs

³⁹ Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Scenario Summary. Tabel 2-1, s. 6

⁴⁰ Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Management Scenario 1 – Regional Treaties and River Basin Management Plans 2015-2021, Tabel 2-2, s. 7

omskrives til baggrundsbelastning. Det understreger, at modellerne ikke er gode til at beskrive disse fjorde, og at introducere en omskrivning af beregnede resultater svækker tilliden til modelarbejdet generelt, jf. kritik i International Evaluering 2017⁴¹, som beskrevet i afsnit 2.3.3.

Det bemærkes, at hvis byrdefordelingen med andre lande viser sig at være årsag til, at kvælstofmålet i mange vandområder for et eller begge kvalitetselementer beregnes til mindre end baggrundsbelastningen, kan problemet omfatte samtlige danske kystvande, da samme beregningsmetode i forhold til byrdefordeling er brugt i hele landet. Selvom målbelastningen ikke ender lavere end baggrundsbelastningen, kan det stadig være forkert.

Reelt kan årsagen selvfølgelig være en anden; det er ikke muligt at afgøre ud fra de oplysninger, der er tilgængelige i forbindelse med nærværende høring. Det er derfor fuldstændig afgørende, at årsagen til de store forskelle i kvælstofmål fra VP2 til VP3 klarlægges.

2.3.4.1 Statistiske og mekanistiske modelresultater forudsættes fejlagtigt at være ens

Kvælstofmål for hvert enkelt vandområde beregnes med enten en mekanistisk eller en statistisk model, og i en række vandområder med begge modeller. Da der naturligvis kun kan være ét kvælstofmål i et vandområde, skal resultaterne for de to modeltyper sammenregnes. Det sker, i lighed med fremgangsmåden i VP2, ved et simpelt gennemsnit⁴². Dette til trods for, at det internationale evalueringspanel i 2017 netop anbefalede at gå væk fra tilgangen med gennemsnit, da de to modeltyper ikke anses for at være lige gode⁴³.

Det er for det første problematisk, at der anvendes en metode, som går imod anbefalingen fra den internationale evaluering.

Ved at bruge gennemsnit tillægges resultaterne fra de to modeltyper derudover lige stor vægt, hvilket implicit betyder, at de to modeltyper antages at være lige gode. For at undersøge, om dette er tilfældet, sammenlignes modelresultater i de områder, hvor begge modeltyper er anvendt.

I beregninger af klorofylreferencer er der for i alt 16 vandområder beregnet både en statistisk og en mekanistisk model⁴⁴. I data ses relativt store forskelle i resultaterne i de enkelte vandområder for de to modeltyper. En statistisk signifikant forskel afvises dog på baggrund af en såkaldt P-værdi på 0,09⁴⁵. En inspektion af data viser imidlertid, at der er noget helt galt (Figur 6).

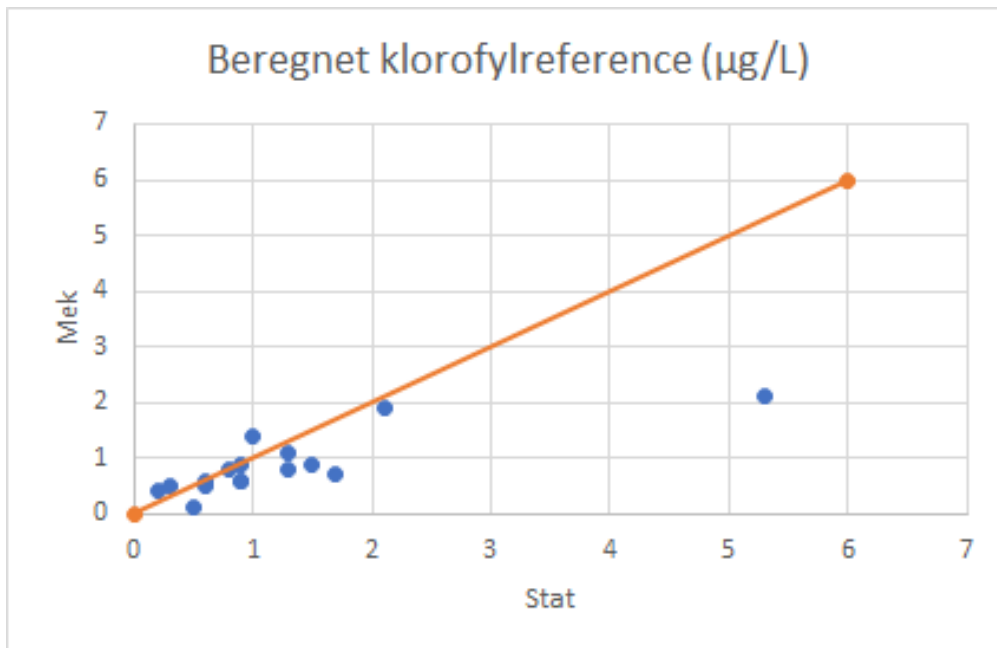
⁴¹ Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 4.1, s. 21: "In the opinion of the Panel, the "translation" introduces an unnecessary element of arbitrariness into the whole procedure that is in contrast with the general evidence-based approach and that therefore exposes the entire procedure to unproductive criticism."

⁴² afsnit 4.1.4 i rapporten "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 / Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs"

⁴³ "The Panel recommends simplifying the calculation procedure by removing the averaging steps between models, between indicators, between water bodies within types and between water bodies on a regional basis." S. 6, Executive Summary – International evaluation of the Danish marine models. 2017.

⁴⁴ "Establishing Chlorophyll-A Reference Conditions and Boundary Values Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027", DCE-rapport no. 461, 2021.

⁴⁵ "Establishing Chlorophyll-A Reference Conditions and Boundary Values Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027", DCE-rapport no. 461, 2021. Afsnit 3.2



Figur 6 Klorofylreferencer for de 16 vandområder, hvor der både beregnes en statistisk (Stat) og en mekanistisk (Mek) model. Orange linje er ideallinjen, $x=y$. I den ideelle situation, hvor de to modeltyper regner ens, skulle alle punkter altså ligge omkring den orange linje. Data stammer fra DCE-rapport no. 461 (2021): "Establishing Chlorophyll-A Reference Conditions and Boundary Values Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027".

Figuren sammenligner klorofylreferencer beregnet med hhv. mekanistisk og statistisk model og indeholder kun data for vandområder, hvor der beregnes med begge modeller. Det ses først og fremmest, at der er et helt ekstremt punkt, hvor den statistiske model beregner en værdi for klorofylreferencen omkring 5,3 $\mu\text{g/L}$, mens den mekanistiske beregner lige godt 2 $\mu\text{g/L}$, for det samme vandområde.

Hvis der ses bort fra den ekstreme prøve, ses det dog stadig, at resultaterne beregnet med mekanistiske modeller generelt resulterer i lavere værdier end statistiske.

De statistiske argumenter for påstanden om, at de to modeltyper skulle regne ens, gennemgås og uddybes i Bilag 5. Konklusionen er, at påstanden kan afvises. Der er således *ikke* grundlag for at konkludere, at statistiske og mekanistiske modeller giver enslydende resultater, og dermed er det faglige grundlag for at bruge et gennemsnit af statistiske og mekanistiske modelresultater ikke til stede.

Den internationale evaluering i 2017 bifaldt princippet med at bruge to forskellige modeltyper⁴⁶. Men når de to modeltyper fører til signifikant forskellige resultater, bør det straks undersøges, hvad grunden til dette er. Et gennemsnit af to signifikant forskellige beregninger kan ikke antages at være det bedste resultat.

2.3.4.2 Systembidraget dækker over for mange ukendte variable

Problemet med en modeltilgang, hvor kvælstof er den eneste variable faktor, ses tydeligt i beregninger på Kd. Generelt opdeles indikatorværdien (dvs. klorofylkoncentrationen eller Kd) i modellerne i, hvad der kan forklares med udenlandsk tilført næringsstoffer, atmosfærisk bidrag, dansk bidrag – og så "systembidraget". "Systembidraget" er den del af indikatorværdien, der ikke kan forklares ud fra de andre bidrag, og defineres som feedback mekanismer, klimaændringer, usikkerheder og effekten af forsinkelse i forhold til at opnå miljøeffekt af indsatser; herunder ophobning af næringsstoffer i sedimentet⁴⁷.

⁴⁶ Herman *et al.* (2017): International evaluation of the Danish marine models. Afsnit 11, s. 46.

⁴⁷ "Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 / Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs" figur 3-6

I 40 ud af 105 vandområder, dvs. 38 pct., forklarer "systembidraget" imidlertid mere end halvdelen af indikatorværdien. Altså mere end halvdelen af f.eks. Kd i et vandområde forklares ud fra en ikke klart defineret rest. Når så stor en del af forklaringen skal findes i "systembidraget", kræver det en klarere definition end den givne.

Der er mange presfaktorer, der ikke inddrages i modelberegningerne, og betydningen af disse vil komme til at ligge i systembidraget. Særlig for Kd er det velkendt, at ophvirvling af organisk (farvet) materiale kan have afgørende betydning. Det vil sige, at f.eks. mudderbund, fravær af ålegræs og manglende (fjernede) stenrev i sig selv kan påvirke Kd voldsomt. Med den her anvendte tilgang vil den manglende indregning af andre presfaktorer imidlertid blive maskeret i "systembidraget".

For at sikre, at der sættes effektivt ind mod de rigtige presfaktorer, er det helt afgørende, at disse defineres, monitoreres og inkluderes direkte i beregningerne.

2.4 Ringere datagrundlag giver større usikkerhed på estimater af kvælstofudledning

Kvælstofudledningen til de enkelte kystvande fastlægges som en blanding af målte og umålte oplande. Ved hjælp af en modellering, der baserer sig på blandt andet andelen af landbrug i oplandet, sammen med geologiske parametre, bruges data fra målte oplande til at estimere udledningen i de umålte.

Nedbørsmålinger er en anden parameter, der er afgørende for bestemmelsen af kvælstofudledning. Nedbøren måles på DMI's nedbørsstationer, der er fordelt over hele landet. I 2010/2011 skete imidlertid en stor reduktion i antallet af nedbørsstationer, ligesom placeringen nu i højere grad er koncentreret omkring de større byer (Bilag 6). Betydningen af denne ændring for fastsættelsen af kvælstofudledning er ikke blevet undersøgt, men det er anslået, at der er tale om en undervurdering af nedbør i forhold til tidligere⁴⁸.

Da vandafstrømninger i perioden 1990 til 2018 benyttes til at beregne den baggrundstilførsel/referencetilførsel af næringsstoffer til kystvandene, som danner grundlag for beregninger i vandplanernes faglige grundlag, er der en række relevante spørgsmål i denne forbindelse:

Hvor stor effekt har den sandsynlige underestimering af nedbør haft på estimatet for kvælstofudledningen til havet for perioden 2011-2018 for de mindre vandoplande?

For både Djursland og Bornholm gælder det, at antallet af målestationer er reduceret markant. Fra hhv. 32 og 36, og helt ned til hhv. 4 og 5 stationer efter 2011⁴⁹. Altså reduktioner på 88 og 86 pct. Til sammenligning er reduktionen på landsplan på 69 pct. Djursland og Bornholm er samtidig to områder, der har oplevet at gå fra at være i mål med kvælstof i VP2 til at have væsentlige indsatskrav i VP3.

Hvor stor betydning vurderes den sandsynlige underestimering af nedbør at have haft på den ændring, der ses til indsatskrav til Djursland og Bornholm?

Er der foretaget en vurdering af, hvad det betyder for usikkerheden i modellerne, at nedbørsstationerne nu hovedsageligt er placeret omkring de større byer?

⁴⁸ Svendsen, L.M. & Jung-Madsen, S. (red.) 2020. Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata. Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. Fagligt notat nr. 2020|51 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_51.pdf

⁴⁹ Bilag 6: SEGES (2022): Fagligt høringsnotat omkring homogenitetsbruddet i nedbørsstationer og dennes betydning for vandplanerne.

2.5 Sæsoners betydning er ikke indregnet, trods anbefaling i international evaluering

Siden 1980'erne er der sket et betydeligt fald i fosfor- og kvælstofbelastningen til danske kystvande som følge af indsatser for punktkilder og i landbruget. Væksten af alger i danske kystnære farvande og fjorde er reduceret signifikant som følge af disse reduktioner⁵⁰.

Inde i fjordene er algevæksten typisk fosforbegrænset i foråret; marts, april, maj. Omkring maj/juni ændres det til en kvælstofbegrænsning. Kendskab til vandudveksling i danske fjorde og kystvande er derfor helt centralt i forhold til at afgøre, hvorvidt udvaskede næringsstoffer fra det nære opland har betydning for forårets og sommerens miljøtilstand.

Kvælstof udledes og forbliver som opløst stof i vandet og bliver derfor, som følge af vandudskiftning, ført ud af fjorden. Det betyder, at kvælstof, der udledes i løbet af efterår og vinter, langt de fleste steder vil være ude af fjorden igen, før algevæksten i maj/juni bliver kvælstofbegrænset. Fosfor vil i højere grad end kvælstof blive i fjorden, fordi det binder sig til partikler, der ophobes på fjordbunden, og det kan frigives i løbet af sommeren.

Dette betyder i grove træk, at for at forbedre tilstande i fjordene, skal fosforudledningen reduceres hele året, mens kvælstof skal reduceres i sommermånedene.

Det, vi ser i vandplanerne, er imidlertid for kystvandenes vedkommende udelukkende indsatser rettet mod diffuse kvælstofkilder, dvs. landbrug. De foreslåede indsatser vil særligt reducere udledningen i efterårs- og vintermånedene, hvor miljøeffekten altså vil være mindst.

I den internationale evaluering i 2017 blev det netop anbefalet at fokusere på sommertilførsler af kvælstof. Som opfølgning på anbefalingen blev 18 vandområder med "stort eller middel" potentiale for sæsonregulering identificeret⁵¹. L&F er ikke enig i, at potentialet dækker så få kystvande, men selv i disse kun 18 vandområder er sæsonbaseret kvælstofindsats ikke en del af vandplanerne i høring.

Det er stærkt kritisabelt, at anbefalingen fra den internationale evaluering endnu en gang ikke bliver fulgt.

Det er lige så kritisabelt, at der i vandplanerne ses bort fra, at effekten af kvælstofreduktioner er stærkt sæsonafhængig – når de planlagte kvælstofreduktioner altovervejende vil finde sted i efterårs- og vintermånedene. Effekten af dette bliver, at landbruget pålægges større reduktioner end nødvendigt, samtidig med at miljøeffekten bliver mindre end antaget i beregningerne.

Problemstillingen beskrives og dokumenteres yderligere i Bilag 7.

Miljøstyrelsen bedes redegøre for, om der forventes den samme miljøeffekt af kvælstofreduktioner, uanset hvornår på året de ligger?

Skal tilledningen af næringsstoffer reduceres i sommerhalvåret, kræver det i langt højere grad indsatser på spildevandsområdet. Potentialet for reduktioner her er stadig betydeligt, især på de mindre anlæg, hvor kravene til rensningsgrad er lempeligere end på de større anlæg. Også en reduktion af antallet af overløbshændelser vil have markant positiv virkning, selvom det største potentiale dog findes i det rensede spildevand. Status og muligheder beskrives mere detaljeret i Bilag 8.

⁵⁰ AU/DCE (2021): NOVANA – Marine områder 2020, rapport nr. 475. Figur 5.3, s. 67.

⁵¹ Muligheder for optimeret regulering af N- og P-tilførslen til kystvandene med fokus på tilførslen i sommerhalvåret. Analyse og kvantificering. AU, DHI, GEUS, DTU, dec. 2021

2.6 Fosfor har væsentlig betydning for algevækst

Algevæksten i danske fjorde er typisk begrænset af kvælstoftilgængelighed midt på sommeren. Men om foråret er det til gengæld i næsten alle fjorde fosfortilgængelighed, der sætter begrænsningen. Skal algevæksten reduceres over hele sommerhalvåret er det derfor afgørende, at der tages hensyn til, hvornår på sæsonen det giver mening at reducere tilgængeligheden af hhv. fosfor og kvælstof.

Fagligheden bag dette argument er uddybet i Bilag 9.

Konklusionen er, at en manglende fosforreduktion om foråret ikke kan kompenseres ved at reducere kvælstof senere på sæsonen. Men som vandområdeplanerne er udformet nu, udelukkende med kvælstofindsatser til kystvande, er det netop, hvad der forsøges. I bilaget præsenteres fordelingen af perioder med hhv. fosfor- og kvælstofbegrænsning i en række forskellige vandområder. Det fremgår heraf, at algevæksten i f.eks. Mariager Fjord kun er kvælstofbegrænset en ganske kort periode i august måned. Alligevel har fjorden et indsatskrav i VP3 på 237 tons N, svarende til 80 pct. af den landbrugsbetingede udledning (se Bilag 4).

Hvilken miljøeffekt forventes at blive opnået ved at gennemføre kvælstofreduktioner i vandområder, hvor algevæksten kun delvist eller slet ikke er kvælstofbegrænset?

Der er beregnet scenarier med forskellige fosforreduktioner. På hvilket grundlag er det blevet besluttet ikke at inddrage indsatskrav for fosforreduktioner i VP3?

2.7 Mange mekanistiske modeller rammer helt skævt

Der er udarbejdet 11 mekanistiske modeller, der til sammen dækker samtlige danske kystvandområder. For hver af de 11 mekanistiske modeller er udført en rapport, der beskriver de tekniske detaljer omkring den biogeokemiske modellering og modellens performance på parametre som bl.a. klorofyl og Kd. Rapporterne er skrevet ud fra samme skabelon, hvorfor gennemgangen her vil ske overvejende summarisk.

For at fastslå modellens performance beregnes tre indekser ud fra valideringsdata: Spearman Rank, P-Bias og Cost Function, hvoraf de to første beskrives udførligt i rapporten "Development of Mechanistic Models – Assessment of model performance". Et fjerde indeks, Modelling Efficiency Factor (MEF), beskrives i samme rapport, men i sidste ende anvendes den ikke. I stedet anvendes Cost Function, der så altså ikke beskrives sammen med de to andre indekser.

Det er besynderligt, at der ikke er fundet tid til at holde rapporten opdateret med beskrivelse af de indekser, der rent faktisk anvendes.

Den væsentligste af indekserne er Spearman Rank, der groft sagt giver et tal for, hvor godt målte og beregnede data passer sammen.

Hvis Spearman Rank er dårlig, så er det underordnet, om bias er stor eller lille. Der fokuseres derfor her på vurderingen af modellerne i forhold til Spearman Rank.

Den beregnede Spearman Rank klassificeres i fire klasser: "Excellent", "Very good", "Good" og "Poor"⁵². Der angives i samtlige modelrapporter, at der er et mål om, at 75 pct. af modellerne opnår "Excellent", "Very good" eller "Good" som performance, set over de tre indekser (Spearman Rank, P-Bias og Cost Function). Modellerne beregner i alt 11 parametre (TN, TP, DO, DIP, DIN, klorofyl og Kd; de sidste fire både helårs- og sommer-). Det er imidlertid kun 2 ud af de 11, "Klorofyl, sommer" og "Kd, sommer", der anvendes til fastlæggelse af kvælstofmål i de enkelte vandområder.

Derfor findes i Tabel 1 en opgørelse over den gennemsnitlige Spearman Rank performance, ifølge AU/DHI's konklusioner i egne rapporter, på de relevante modeller; sommerklorofyl og sommer-Kd.

⁵² DHI (2020): Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Limfjorden. Technical documentation on biogeochemical model, afsnit 5.3.2. Samme afsnit gengives i samme afsnit i tilsvarende rapporter for de øvrige mekanistiske modeller.

Tabel 1 Opgørelse af modelperformance på klorofyl, sommer og Kd, sommer for de 11 mekanistiske modeller. Der er tale om gennemsnitsperformance for modellen, som opgjort i modeldokumentationen⁵³.

Model	Klorofyl, sommer	Kd, sommer
North Sea	poor	poor
Roskilde Fjord	poor	poor
Smålandsfarvandet	poor	poor
Ringkøbing Fjord	poor	good
Odense Fjord	poor	good
Northern Belt Sea	poor	poor
Nissum Fjord	poor	poor
Mariager Fjord	poor	poor
Southern Belt Sea	poor	poor
Inner Danish Waters	poor	poor
Limfjorden	good	poor
Pct. der er Excellent, Very good eller Good	9%	18%

For sommer-klorofyl og sommer-Kd har hhv. 9 og 18 pct. af modellerne en performance, der er bedre end "poor" (Tabel 1).

Man har altså et mål om en modelperformance, hvor 75 pct. af kvalitetsparametrene performer bedre end "poor". Men på de parametre, der er relevante for fastsættelse af vandplanernes kvælstofmål, opnås dette mål kun for hhv. 9 og 18 pct., svarende til hhv. 1 og 2 ud af 11 modeller.

Hvorfor vælger man at fastsætte kvælstofmål med baggrund i modeller, der klassificeres som "ringe" i de tilhørende modelrapporter?

Det virker i øvrigt som en fejl, at Limfjords-modellen for sommer-klorofyl klassificeres som "good". Middelværdien for de 12 målestationer er 0,22, medianværdien er 0,14. Begge ligger altså <0,3, som svarer til "poor"⁵⁴.

At en model performer dårligt er ikke nødvendigvis tegn på, at der er regnefejl i modellen. Det er også en mulighed, at modellens input ganske enkelt ikke kan forklare det kvalitetselement, der forsøges beregnet. Den generelt ringe performance for modellerne, der skulle kunne beregne klorofyl og Kd, kunne sagtens være en indikation på dette. Hvis input ikke kan forklare output, vil performance blive ringe – uanset hvor gode, modellørens matematiske kundskaber er.

Der gives i hver modelrapport et eksempel, fra én målestation, på sammenhængen mellem målte data og de forskellige modellers prædiktioner. En oversigt over data fra samtlige målestationer findes på <http://rbmp2021-2027.dhigroup.com/>.

Siden har dog i en væsentlig del af høringsperioden ikke været tilgængelig eller med nedsat funktionalitet. L&F må derfor gøre opmærksom på, at med den manglende tilgang til modeldata har muligheden for at gennemgå data for de forskellige modeller på vandområdeniveau været væsentligt begrænset for interessenter.

På baggrund af data gemt lokalt af SEGES, er der dog udarbejdet et notat omkring modelleringen i Skive, Ringkøbing og Mariager Fjorde (Bilag 10). Den overordnede konklusion af gennemgangen er, at grundet en ringe systemforståelse i de tre fjorde, bliver modellerne ude af stand til at beskrive væsentlige parametre såsom kvælstof- og fosforbegrænsning og ikke mindst klorofyl og Kd, der bruges som grundlag for at fastlægge

⁵³ DHI (2020): Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Limfjorden. Technical documentation on biogeochemical model, afsnit 5.3.2. Samme afsnit gengives i samme afsnit i tilsvarende rapporter for de øvrige mekanistiske modeller.

⁵⁴ DHI (2020): Development of Mechanistic Models - Mechanistic Model for Limfjorden. Technical documentation on biogeochemical model. Table 5-2 s. 27-28.

kvælstofindsatskrav på land. For Skive Fjord vurderes modelleringen af klorofyl dog som "overordnet fornuftig"; her er det kun Kd, der er problematisk.

Med baggrund i modellernes ringe performance (iflg. Spearman Rank) og gennemgangen af Skive, Ringkøbing og Mariager fjorde tyder det kraftigt på, at enten modellernes opbygning eller deres inputdata er mangelfulde.

Det er fuldstændig afgørende for vandplanernes troværdighed, at det faglige grundlag er solidt, og at de anvendte modeller er i stand til at modellere såvel fysisk-kemiske som biologiske processer i de enkelte kystvande.

2.7.1 *Statistiske modeller bygger på forkerte antagelser om biologiske sammenhænge*

For 22 vandområder, i alt 46 målestationer, er der i tillæg til en mekanistisk model også udviklet en statistisk (Bayesian) model. Selve den matematiske del af modelleringen virker overordnet set fornuftigt udført, men det gælder for de statistiske modeller som nævnt ovenfor i afsnit om de mekanistiske, at hvis input ikke kan forklare output, så vil der blive tale om en dårlig model.

Vandplanernes indsatskrav i forhold til kystvande er udelukkende kvælstofreduktionskrav. Det stemmer rigtig dårligt overens med, at for de statistiske modeller er "load", en kombination af kvælstof- og fosfortilførsler, kun en betydende inputvariabel for klorofyl på 31 af de udvalgte 46 målestationer⁵⁵. På 15 målestationer er det altså ikke næringsstofftilførslen, der er afgørende for klorofylkoncentrationen, ifølge de statistiske modeller. Det gælder blandt andet Odense inderfjord, Lister Dyb og Ringkøbing Fjord⁵⁶, som alle tre alligevel har betragtelige indsatskrav.

For de statistiske modeller på Kd, ålegræsproxyen, forholder det sig ikke bedre. Det angives, at kun modeller, hvor "load" udvælges som betydende variabel, bliver anvendt til at fastlægge kvælstofmål. Dog noteres det også, at selv hvor Kd stort set ikke ændres ved en reduktion af næringsstofftilførslen, blev "load" alligevel inkluderet som forklarende variabel⁵⁷. Modeller for kun 16 ud af i alt 44 målestationer havde load som forklarende variabel, men det gælder som for de statistiske klorofylmodeller, at der er kvælstofindsatskrav i VP3 også til vandområder, de resterende 28 målestationer ligger i.

Der er en række årsager til de ringe sammenhænge mellem inputvariable og hhv. klorofyl og Kd. Blandt disse kan nævnes følgende:

- Modellerne korrelerer fem måneders næringsstofftilførsel til klorofyl eller Kd. Men kun i meget få områder har vandet så lang en opholdstid, og den reelle sammenhæng er derfor svag til ikkeeksisterende.
- "Load" bruges for at beregne den samlede påvirkning fra næringsstoffer. Men når "load" skal adskilles i kvælstof og fosfor, undersøges ikke muligheden for, at kvælstof er begrænsende i visse perioder, fosfor i andre. Som det typisk vil være tilfældet.

Ovennævnte årsager gennemgås mere detaljeret i Bilag 11.

2.7.2 *Usikkerhedsberegninger baseret på et forkert grundlag*

I "Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027" opgives usikkerheden på kvælstofmålene, vandområde for vandområde, ikke. Det er helt overordnet set problematisk, at der skal iværksættes omfattende og meget omkostningstunge kvælstofindsatser på land, uden at vi har viden om, hvorvidt vi kan regne med, at de vil føre til de ønskede miljøforbedringer i vandmiljøet.

⁵⁵ AU/DCE (2021): Modelling Chlorophyll-a concentrations in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach – Documentation report. S. 17.

⁵⁶ AU/DCE (2021): Modelling Chlorophyll-a concentrations in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach – Documentation report. Table 2b, s. 21.

⁵⁷ AU/DCE (2021): Modelling Light Conditions in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach – Model Documentation. S. 22.

I VP2 blev usikkerheden i første omgang opgivet til at være +/- 10 pct.; et tal der efter kritik fra DTU blev korrigeret til +/- 13 pct i forbindelse med den internationale evaluering i 2017.

For mange vandområder, ét af mange eksempler er Bornholm, gør det sig gældende, at målbelastningen har ændret sig væsentligt mere end +/- 13 pct. fra VP2 og til udkast til VP3. Vi må altså konstatere, at angivelsen af usikkerhed i VP2, selv efter korrektionen, har været stærkt fejlbehæftet.

I VP3 ved vi, at modelgrundlaget, i form af de mekanistiske modeller, ikke er i stand til at beregne kvalitetsparametrene klorofyl og Kd tilfredsstillende (se afsnit 2.7). En mulig og sandsynlig forklaring er, at betydende presfaktorer ikke er medtaget som forklaringsvariable. Hvis vi skal nå Vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i danske kystvande, er det afgørende, at vi sætter ind med de rette virkemidler. For at kunne vurdere om det er tilfældet med de planlagte indsatser i VP3, savnes et overordnet skøn af sikkerheden for, at vi kan regne med at nå miljømålet, hvis VP3 gennemføres.

2.7.3 Kemisk tilstand

For kystvandene gælder, at de ud over målet om god økologisk tilstand også skal opfylde målet om god kemisk tilstand. Det fremgår imidlertid af Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027 (s. 16), at kun 14 kystvande er i god kemisk tilstand, 105 i ikke-god og 4 i ukendt kemisk tilstand.

Kravet om god økologisk tilstand og god kemisk tilstand er sidestillede – fejler den ene, kan vandforekomsten samlet set ikke være i god tilstand.

L&F savner viden om betydningen af den ikke-gode kemiske tilstand for vandmiljøet ud fra en helhedsbetragtning, herunder en analyse af betydningen af ikke-god kemisk tilstand for den økologiske tilstand gennem påvirkning af forskellige elementer i vandmiljøet.

Der savnes også et estimat for, hvornår der kan forventes at indtræffe god kemisk tilstand.

3 Reduktionsmål for kvælstof: Ikke plads til yderligere målrettet regulering

Af landbrugsaftalen fremgår det, at kvælstofindsatsen baseres på frivillighed, og at aftalen muliggør, at kvælstofindsatsbehovet realiseres med kollektive virkemidler, så det ikke bliver nødvendigt at øge den målrettede regulering. Aftaleparterne i landbrugsaftalen har samtidig forpligtet sig til at finde yderligere finansiering til den kollektive indsats, hvis det bliver nødvendigt.

Indsatsbehovet for reduktion af kvælstofudledningen skal som nævnt ovenfor realiseres ved at etablere flere kollektive virkemidler. Skovrejsning, vådområder, udtagning af lavbundsjord og minivådområder er alle kendte løsninger, som effektivt fjerner kvælstof, ikke begrænser landbrugsproduktionen, og som har en langvarig virkning, i modsætning til målrettet regulering realiseret med f.eks. efterafgrøder og reduceret gødningskvote, der kun har effekt et år ad gangen.

Udover at landmændene skal vælge at deltage i de kollektive ordninger, stiller det dog også store krav til myndighederne om at sikre, at rammerne for de kollektive virkemidler er til stede og barriererne fjernet, så der kan ske fremdrift inden genbesøget i 2023/2024. Virkemidler uden for dyrkningsfladen er beskrevet nærmere i afsnit 4.

3.1 Målrettet regulering skal holdes i ro

I forslaget til vandområdeplanerne 2021-2027 fordeler indsatskravet sig meget anderledes, end det er tilfældet nu. Der er store områder, som i dag har et indsatskrav, der i VP3 står til at gå fri – og omvendt.

Det er i det videre arbejde med vandområdeplanerne afgørende at sikre, at det maksimale niveau for målrettet regulering på det nuværende indsatsniveau (31 pct. målrettede efterafgrøder) *ikke* øges som følge af Miljøstyrelsens justerede beregningsmodel.

En stigning i målrettet regulering udover nuværende niveau vil være ekstremt omkostningsfuldt for den enkelte bedrift, da de billigste efterafgrøder og alternativer allerede er taget i brug, jfr. Bilag 12. De alvorlige negative konsekvenser for landbrugets indtjening og tabet af både produktion og lokale arbejdspladser skal ses i sammenhæng med det utilstrækkelige faglige grundlag og store usikkerheder bag reduktionsmålene.

Rammerne for at de kollektive virkemidler kan hente minimum 4.500 tons kvælstofreduktion skal sikres, så supplerende regulering på 3.000 tons kvælstofreduktion fjernes helt. Men målet bør tillige være, at indsatsen uden for dyrkningsfladen også kan bidrage til at fjerne hele eller dele af den nuværende målrettede regulering ved at reducere yderligere op til 3.500 tons kvælstof. I afsnit 4 beskrives valg af og rammer for virkemidler nærmere.

3.2 De erhvervsøkonomiske konsekvenser kan blive enorme

L&F finder det særdeles kritisabelt, at Miljøministeriet ikke har fremlagt erhvervsøkonomiske beregninger for en potentiel meget indgribende og dyr regulering – herunder en omregning fra samlede tons kvælstof på landsplan til procent efterafgrøder, som er det reguleringstryk, landmanden skal forholde sig til. De helt store omkostninger for landmanden opstår, når der ikke er mere plads til de almindelige efterafgrøder i markplanerne, så der i stedet skal tages andre og markant dyrere virkemidler i brug, som f.eks. efterafgrøder med sædskifteændringer (vintersæd til vårsæd), normreduktioner og brak.

Da myndighederne helt uforklarligt *ikke* selv har beregnet og fremlagt de økonomiske konsekvenser af at øge den målrettede regulering, har SEGES udarbejdet en analyse af de driftsøkonomiske konsekvenser, på baggrund af offentliggørelsen af Miljøstyrelsen og Miljøministeriets beregninger af behovet for kvælstofreduktioner den 17. juni 2021 i Landbrugsavisen ([Nyt kvælstofkort](#)). Analysen blev foretaget ud fra de daværende offentliggjorte forudsætninger om bl.a., at indsatsen er på samlet 6.500 tons N fordelt på hele

landbrugsarealet, et maksimalt indsatsbehov på 21,5 kg N/ha fra rodzonen og ændringer til den danske implementering af kommende CAP og klimatiltag. Langt den største effekt på landbrugets produktion forventes stadig at komme fra kravene til den målrettede regulering. Analysen viste et fald i landbrugskompleksets beskæftigelse på ca. 14.000 arbejdspladser og et fald i landbrugets bidrag til BNP på 8,2 mia. kr., hvilket er meget voldsomme konsekvenser. Analysen er vedlagt som Bilag 13.

Analysen understreger de alvorlige økonomiske konsekvenser, det kan få for det samlede landbrugserhverv, hvis især den målrettede regulering øges væsentligt. Det understreger ligeledes vigtigheden af, at ministeriet foretager en analyse af de erhvervsøkonomiske konsekvenser af at øge den målrettede regulering, når det optræder som en mulighed i vandplanerne i høring. En sådan analyse vil forventeligt vise, at øget målrettet regulering er en ødelæggende vej at gå, hvis det ønskes at bevare en stærk fødevarerproduktion i Danmark.

Udvikling af en ny reguleringsmodel er også et udviklingstiltag i vandområdeplanerne for 2021-2027. Landbrug & Fødevarer ser positivt på at få en ny og mere omkostningseffektiv reguleringsmodel, som skal være outputbaseret fremfor den nuværende inputbaseret regulering, og det er vigtigt at understrege, at en ny reguleringsmodel skal anvendes til at lempe en målrettet regulering, der allerede i dag er meget byrdefuld, og give den større sikkerhed for miljømæssig effekt. En ny reguleringsmodel kan ikke begrunde et øget reguleringstryk, men skal i stedet gøre den eksisterende regulering mere fleksibel for landmanden.

Markmodellen er L&F's bud på en ny kvælstofreguleringsmodel, der er udledningsbaseret på bedriftsniveau, hvor landmanden får maksimalt råderum og fleksibilitet til at opfylde sin miljøforpligtigelse på den måde, der passer bedst til hans bedrift og arealer. Markmodellen regulerer på den del af kvælstoffet, der udvaskes fra marken, og som har betydning for den samlede udledning til vandmiljøet.

4 Kvælstofindsatsen skal klares med virkemidler uden for dyrkningsfladen

Det giver på alle måder god mening at håndtere den fastsatte kvælstofindsats med virkemidler uden for dyrkningsfladen. Mange af løsningerne – herunder de eksisterende kollektive virkemidler - vådområder, minivådområder, skovrejsning og udtagning af lavbundsjord – har varig virkning. Det betyder, at omkostningseffektiviteten vil stige over tid, idet virkemidlet efter en ofte forholdsvis høj engangsinvestering til etablering vil fjerne kvælstof år efter år uden nævneværdige yderligere omkostninger, helt modsat f.eks. efterafgrøder og kvotereduktion, der medfører et tab hvert eneste år for at opretholde effekten, hvorved regningen bare bliver større og større. Endvidere vil virkemidler uden for dyrkningsfladen ofte bidrage med bedre natur, biodiversitet og robusthed over for klimaforandringer, hvilket ikke er tilfældet med restriktioner på dyrkningsfladen.

I første omgang skal det tilstræbes at klare hele det supplerende indsatskrav på sammenlagt 4.500 t kvælstof (1.500 t med kollektive virkemidler + 3.000 t forventet yderligere indsats efter 2025, jf. Vandområdeplanernes Bilag 1), men det bør være en klar ambition også at erstatte hele eller dele af de eksisterende 3.500 t udledt kvælstof, der reduceres via dyr og ineffektiv målrettet regulering.

4.1 Kollektive virkemidler som førsteprioritet

Den kollektive indsats, der med landbrugsaftalen fra oktober 2021 har fået førsteprioritet over for yderligere målrettet regulering, og som der er afsat omfattende midler til, skal fremmes mest muligt. Det er yderst positivt, men erfaringerne fra tidligere og eksisterende ordninger viser, at der er en lang række barrierer af forskellig art, som hæmmer udrulningen af den kollektive indsats. Nogle er blevet fjernet, men skal det lykkes at sikre en varig og omkostningseffektiv kvælstofreduktion på adskillige tusinde tons kvælstof og udtagning af op til 100.000 ha primært lavbundsarealer i de kommende år, skal der for alvor turbo på arbejdet med at fjerne barrierer og sikre incitamentet.

Listen med barrierer er lang, og vi har en forventning om, at et helt nyt set-up for indsatsen, som bl.a. vil bestå af en national styregruppe og lokale styregrupper og en faglig taskforce, begge med deltagelse af relevante aktører, vil have mandat og ressourcer til at rydde op i udfordringerne. Vores anbefalinger og forventninger til et nyt set up er beskrevet nærmere i afsnit 4.4.

4.2 Der skal flere virkemidler på paletten

Der er behov for, at de eksisterende kollektive virkemidler bliver suppleret af andre løsninger med dokumenteret effekt. På den måde vil det være muligt at vælge den løsning, der lokalt passer ind i landskabet.

Der findes flere mulige drænfiltre, som enten allerede er klar til brug, eller som via pilotordninger kan tages i brug hurtigst muligt. Intelligente bufferzoner er f.eks. for længst beskrevet og dokumenteret af AU, men der er endnu ingen ordning for dette tiltag.

Afbrudte dræn, hvor dræn afbrydes og drænvandet strømmer hen over ådalen på vej ned mod vandløbet (evt. med fordeling og infiltration for at øge effekten) har en dokumenteret effekt, er meget effektivt (fjernelse på 50 % eller mere) og er tillige forholdsvis enkelt at etablere, og vil kunne anvendes på en del lokationer, hvor de nuværende kollektive virkemidler ikke er egnede. Der pågår pt. en vurdering af virkemidlet, men desværre med udsigt til et længere forskningsforløb, hvor yderlige vidensopbygning næppe står mål med indsatsen og de negative konsekvenser ved forsinkelsen. L&F opfordrer kraftigt til at tage afbrudte dræn i brug som virkemiddel, evt. med en konservativt fastsat effekt og/eller som del af en pilotordning. Med det omfattende indsatsbehov er der ingen tid at spilde.

Etablering af små vådområder, der i dag typisk ikke er relevante for kommunerne at tage fat i, bør ligeledes fremmes. De kan bidrage med vigtig reduktion, og vil medvirke til at løse udfordringer ift. naturbeskyttelsesloven med at placere minivådområder, der er karakteriseret som tekniske anlæg, og derfor

kan være svære at få tilladelse til at etablere. For at små vådområdeprojekter skal kunne fremmes, er det nødvendigt at oprette en ordning som lodsejere selv kan søge, der er væsentlig mindre bureaukratisk og tung på forundersøgelser, end det er tilfældet med den almindelige ordning for kvælstofvådområder, som i dag kun kan søges af kommuner eller Naturstyrelsen.

Endnu et oplagt virkemiddel er oprettelsen af vandreservoirs, hvor det primære formål er mulighed for opsamling af drænvand til senere brug ved markvanding. Lang opholdstid og recirkulering af vandet frem for direkte transport til recipienten via dræn er vigtige faktorer. En analyse fra SEGES viser således, at vandreservoirs kan resultere i en fjernelsesrate på > 90 pct. af den kvælstofmængde, der løber ind i reservoiret (Bilag 14).

I nogle tilfælde vil der være økonomi i at oprette et vandreservoir alene ud fra værdien af at kunne vande, men for at få virkemidlet udbredt – med bedre klimasikring af dyrkningen og kvælstoffjernelse til følge – bør der oprettes en tilskudsordning, som baseres på reservoirets kvælstofeffekt.

Ud over de nævnte løsninger, er der flere effektive virkemidler på vej. Det er i den sammenhæng nødvendigt at sikre, at det bliver gjort langt lettere at få testet og godkendt nye virkemidler, så der ikke – som det er tilfældet nu – kan gå mange år, før nye metoder kan tages i brug. Vejen dertil er et enkelt og smidigt godkendelsessystem, hvor virkemidlerne tages hurtigere i brug og monitoreres sideløbende, og ikke skal afvente flere på hinanden følgende forskningsprojekter, hvor selv små justeringer enten forsinker processen eller betyder, at der skal sættes helt nye projekter i søen.

4.3 *Marine virkemidler skal bringes i spil*

Marine virkemidler kan i en række vandområder være et væsentligt bidrag til at sikre målopfyldelse. Der er mange spændende løsninger, og valg af tiltag skal naturligvis ske på baggrund af en konkret, lokal analyse, hvor potentiale, effekt, risiko for negative sideeffekter mv. skal kortlægges.

Med landbrugsaftalen afsættes der 34 mio. kr. til udvikling af marine virkemidler. Tangdyrkning nævnes specifikt i den sammenhæng. L&F er særdeles positiv over for den politiske vilje til at se nærmere på marine virkemidler – noget, vi har peget på i en årrække. Men vi er meget skeptiske over for, at tangdyrkning tillægges en særstatus, idet potentialet for kvælstoffjernelse ifølge en kun to år gammel analyse fra AU⁵⁸ er meget beskedent. Det betyder en lav omkostningseffektivitet samt et arealforbrug, der, hvis en egentlig effekt skal opnås, langt overstiger det mulige.

I et globalt perspektiv kan tangdyrkning muligvis have potentiale som virkemiddel, men som påvist af AU er dette altså ikke gældende under danske forhold.

L&F mener, at der i stedet bør arbejdes for at implementere andre marine løsninger, som har en dokumenteret effekt, og som ofte også vil have en direkte effekt på miljøkvaliteten. Muslingedyrkning er i den sammenhæng helt oplagt at få bragt i spil: Det har en høj omkostningseffektivitet (80 kr./kg kvælstof), den oparbejdede biomasse kan anvendes til bæredygtige formål (f.eks. foder eller til konsum; muslinger som fødevarer har et klimaaftryk på niveau med mineralvand⁵⁹), og så har muslingernes filtration en direkte, positiv effekt på vandets klarhed. Gennem filtration reduceres klorofylkoncentrationen, et af de økologiske kvalitetselementer, og det klarere vand fremmer samtidig muligheden for større udbredelse af bl.a. ålegræs, et andet kvalitetselement. Ud over forbedringen af kvalitetselementerne reduceres risikoen for iltsvind også.

⁵⁸ AU/DCE: Marine Virkemidler: Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. (2020). Rapport nr. 368.

⁵⁹ Concito (2022): Den store klimadatabase, findes på www.denstoreklimadatabase.dk

Ifølge DTU AQUA skønnes potentialet ved dyrkning af miljømuslinger at være 4.800 tons/år⁶⁰.

Det bør kortlægges detaljeret, hvor muslingeopdræt kan anlægges. Der er en række hensyn, der skal tages højde for, herunder sejlads, rekreative aktiviteter, æstetik, strøm- og bundforhold og algeindhold. Sideløbende eller hurtigst muligt herefter skal der oprettes en tilskudsordning.

Udplantning af ålegræs og sandcapping er andre, lovende marine virkemidler. Begge dele kan ses som restaureringstiltag – ålegræs er i sig selv et økologisk kvalitetselement, der også fjerner kvælstof, binder CO₂ og fungerer som levested for øvrig biota. Sandcapping genskaber de nødvendige bundforhold for ålegræs og andre blomsterplanter og kan være en forudsætning for ålegræsudplantning mange steder, hvor mudderbund ellers forhindrer planterne i at få rodfæste – og dermed også forhindrer naturlig udbredelse af ålegræs.

Marin restaurering skal tænkes ind i planerne – akkurat som det er tilfældet i vandløb og søer. Ellers vil det mange steder være umuligt at opnå forbedringer i den økologiske tilstand inden for en overskuelig fremtid⁶¹.

4.4 De omfattende ambitioner skal matches af et effektivt set-up

De kommende år skal der gennemføres en enorm indsats. Op mod 100.000 ha skal tages ud af drift og vådlægges. Den kollektive kvælstofindsats skal altså op i et højere gear end i dag. L&F bakker op om ambitionerne, og for at det skal lykkes i praksis, er der behov for at sikre samarbejde, sagsbehandling og barrierebekæmpelse på et helt andet niveau, end det sker i dag.

KL, DN og L&F udarbejdede derfor et forslag til effektivt set-up i 2021⁶², og landbrugsaftalen og det efterfølgende arbejde med at udmønte aftalen i praksis har i stort omfang taget anbefalingerne til sig. Det er meget positivt, og vi har store forventninger til det kommende samarbejde, både på nationalt og især lokalt niveau.

Det er i den sammenhæng helt centralt, at alle dele af set-uppet bliver sat i værk hurtigst muligt, og at der i den forbindelse afsættes de nødvendige midler til alle opgaver og roller, fra udtagningskonsulenter, til opgradering af kommunerne til at håndtere de nye opgaver, styrelsernes sagsbehandling og it-løsninger. Sker det ikke, er vi bekymrede for, at udrulningen forsinkes eller sander til.

I forbindelse med udrulning af udtagning og kollektive virkemidler er det nødvendigt at tænke i helheder, og sikre flest mulige synergieffekter. Natur, klimatilpasning mv. skal så vidt muligt tænkes ind i projekterne.

⁶⁰ Petersen, J.K., Bjerre, A.-B., Hasler, B., Thomsen, M., Nielsen, M.M., Nielsen, P. 2016. Blå biomasse – potentialer og udfordringer for opdræt af muslinger og tang. DTU Aqua Rapport 312-2016 <http://l.dtu.dk/akqy>. S. 11.

⁶¹ DTU AQUA: Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. (2021). Rapport nr. 385.

⁶² <https://lf.dk/aktuelt/nyheder/2021/maj/dn-kl-og-lf-med-faelles-plan-for-udtagning-af-landbrugsjord>

5 Vandløb

Vandløbene tjener en række vigtige formål:

- De rummer værdifuld miljø/natur og ecosystem services
- Deres primære, naturgivne funktion er bortledning af vand – herunder afvanding af arealer med dyrknings- og andre formål
- De er en del af infrastrukturen – også for andet end vandets bevægelse (sejlsads, transport mm.)

Med de igangværende klimaforandringer, som resulterer i mere nedbør og hyppigere ekstremhændelser, vil behovet for at sikre afvandingsevnen kun blive større, hvis ikke byer, veje og arealer skal blive ødelagt. Det er derfor nødvendigt at finde balancerede løsninger og sikre helhedsorienteret forvaltning og realistiske udpegninger og mål – også når der arbejdes for at forbedre miljøkvaliteten og sikre målopfyldelse i henhold til vandrammedirektivet.

Der er flere faktorer, som påvirker den økologiske og kemiske tilstand, herunder ikke mindst:

- Vandløbets fysiske forhold
- Vandkemien/-kvaliteten – spildevand, overløb, andre kilder til miljøfarlige stoffer og organisk stof mm.
- Kvantiteten (der kan være både for lidt og for meget vand i perioder)

5.1 Viden om presfaktorer og tilstand er for ringe

For at kunne sætte rigtigt ind og opnå de ønskede forbedringer i miljøtilstanden, og for at kunne prioritere de begrænsede midler, der er afsat til opgaven, er det nødvendigt først at kortlægge alle presfaktorer.

I den sammenhæng er især viden om vandløbenes kemiske tilstand og de forskellige, mulige påvirkningskilder desværre nærmest ikkeeksisterende. Dels er datagrundlaget tyndt og delvist baseret på standardtal og egne indberetninger (spildevand, overløb osv.), dels er den kemiske tilstand kun målt i ganske få pct. af alle vandløb. Vidensniveauet skal hæves, og samlede indsats over for alle presfaktorer skal prioriteres i de vandløb, hvor der er styr på alle data. I den sammenhæng er det vigtigt, at partnerskabet for miljøfremmede stoffer arbejder med et bredt sigte, der også tilgodeser den kemiske tilstand i alle vandforekomster – herunder vandløb.

Også viden om vandløbenes økologiske tilstand lader en del tilbage at ønske. Der er efterhånden rimelig dækning for bundfaunaen og til dels fisk, mens kendskabet til vandplanternes tilstand fortsat er alt for ringe, og det samme gælder for det nye kvalitetselement fytobenthos. Det er i realiteten ikke muligt at iværksætte en velunderbygget indsats før man kender afstanden til målopfyldelse for alle kvalitetselementer, og det bør derfor prioriteres at starte med indsats i de bedst beskrevne vandløb, og sideløbende få opjusteret overvågning og viden i de resterende.

5.2 Indsats og hensyn skal balanceres

I vandplanerne fremhæves påvirkningen med især organisk stof fra spildevand som en af de mest betydende årsager til manglende målopfyldelse. Til trods for det, er der ikke lagt op til særskilte indsats over for udledninger fra renseanlæg, hvor det ellers flere steder vil være muligt og ønskeligt med en højere rensekasse, til gavn for både vandløb, søer og kystvande. Det er i planudkastet opgjort, at alle spildevandsindsats (herunder allerede planlagte tiltag i det åbne land) vil føre til forbedret tilstand på bare 105 km vandløb – set i forhold til forventningen om, at de fysiske indsats vil bane vejen for målopfyldelse på op til 3.850 km. Vi noterer os i den sammenhæng, at der i landbrugsaftalen er lagt op til øget fokus på spildevand – primært af hensyn til kystvandene, men forbedringerne skal ligeledes komme vandløbene til gode. Vi vil holde nøje øje med udmøntningen af den del af aftalen.

Miljøfarlige forurenende stoffer er nævnt som betydende presfaktor med indsatsbehov på ca. 800 km vandløb (både mht. kemisk og økologisk tilstand). Vi opfordrer til, at den nødvendige indsats – kildeopsporing og fjernelse af forureningskilden – opprioriteres maksimalt, og at monitoreringen udvides markant – påvirkningen og indsatsbehovet er formentlig langt større end opgjort, da vidensniveauet om den kemiske tilstand er alt for lavt.

I forbindelse med både målsætninger og indsatser er der behov for at tænke alle bæredygtige aktiviteter ind. Vandløbsloven opererer med en dobbelt formålsparagraf (§1), hvor miljøtilstand og afvanding er sidestillede. Det bør også afspejles i vandplanerne, hvor der i udkastet (bl.a. udkast til vejledning til indsatsbekendtgørelsen) kun lægges vægt på, at miljøforholdene skal fremmes i forbindelse med vandløbsforvaltningen.

Når de mange fysiske indsatser skal planlægges og gennemføres, er det vigtigt at sikre tidlig og løbende dialog med lodsejerne. På den måde vil det være muligt at placere og dosere indsatserne, så de gavner miljøet mest muligt, medfører færrest mulige gener og bliver mest omkostningseffektive. Da indsatserne skal gennemføres med fuld erstatning og klageadgang, vil det – både af hensyn til lodsejer og økonomi – være formålstjenesteligt at prioritere indsatser dér, hvor arealkonsekvenserne er mindst (reduceret afvandingsklasse, defigurering mm.) og med virkemidler, der i sig selv har den mindst mulige påvirkning af vandføringen.

Klimaforandringerne påvirker både afvandingsbehovet og levevilkårene for de økologiske kvalitetselementer. Dette bør der tages højde for i vandplanlægningen, så man ikke jager miljømål, der er fastsat ud fra en forældet målestok, og gennemfører indsatser, der forværrer konsekvenserne af klimaforandringer, herunder ændret nedbørsmønster og afvandingsbehov.

5.3 Vandløbenes fysiske forhold – der er behov for korrekt udpegning, afgrænsning og prioritering

Der er stor fokus på de fysiske indsatser i vandløbene, herunder restaureringer og fjernelse af spærringer. Det er i den sammenhæng en kæmpe udfordring, at der i Danmark ikke er foretaget et ensartet arbejde med vandløbenes udpegninger, da man derved ikke i tilstrækkelig grad vurderer vandløbenes funktioner og betydningen af diverse modifikationer. Sammenlignet med andre EU-lande med sammenlignelig arealanvendelse som i Danmark, er anvendelsen af udpegning af stærkt modificerede vandløb utrolig lav herhjemme. I seneste planperiode havde man således udpeget 29 pct. som stærkt modificerede i Tyskland som helhed – i landbrugstunge delstater som Schleswig-Holstein og Niedersachsen væsentlig flere – og lande som f.eks. Belgien, UK og Polen har ligeledes langt over 20 pct. stærkt modificerede vandløb⁶³. Gennemsnittet i EU som helhed er 16 pct. I skarp kontrast hertil står Danmarks fire pct.

Det danske landskab er systematisk blevet afvandet gennem flere århundreder, og i den forbindelse er langt størstedelen af vandløbene blevet modificeret i forskelligt, men typisk ret omfattende, omfang. En lang række af disse vandløb – og helt sikkert mere end de ca. fire pct., der er udpeget som stærkt modificerede i vandplanerne – er kvalificerede til at blive udpeget som stærkt modificerede.

Nedenstående figur er taget fra EU Guidance Document no. 2 – Identification of Water bodies⁶⁴. Den viser et eksempel på udpegning af en vandforekomst som stærkt modificeret. Interessant nok er det valgte eksempel et stykke vandløb, der netop er modificeret af hensyn til land drainage – dræning af vandløbsnære arealer.

⁶³ <https://www.eea.europa.eu/>

⁶⁴ WFD CIS Guidance Document No. 2 (December 2002).

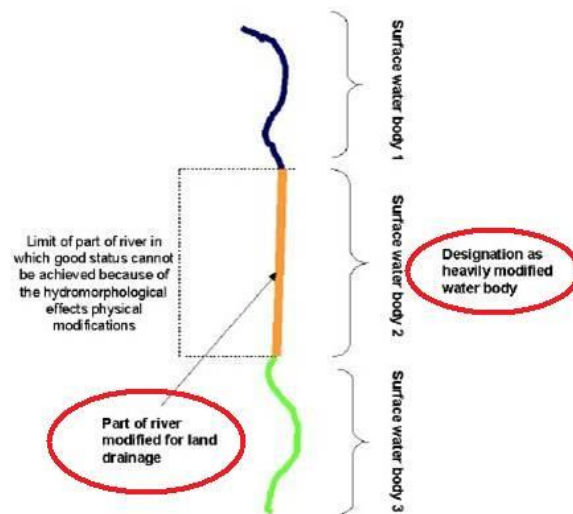


Figure 5: The establishment of water body boundaries through the identification and subsequent designation of heavily modified water bodies

Figur 7 Udpegning af en vandforekomst som stærkt modificeret. Figur stammer fra WFD EU Guidance Document no. 2 – Identification of Water bodies (2002).

L&F har gentagne gange forgæves efterspurgt en samlet og ensartet analyse af målsatte vandløbsstrækninger, som gør det muligt at vurdere både modificationsgrad og den mulige påvirkning af vandafledningsevnen, som er en central faktor for dyrkningsikkerheden. Som reaktion på den manglende nationale vurdering af udpegningerne har L&F fået EnviDan A/S til at udvikle et screeningsværktøj, der på baggrund af eksisterende, tilgængelige data opdeler vandløbene/vandforekomsterne i forskellige typer ud fra deres modificationsgrad, og som ud fra terrænforhold (topografi, fald) endvidere kan beregne risikoen for afvandingsmæssige konsekvenser ved typiske restaureringsindsatser for de enkelte vandforekomster.

Desuden leverer screeningen strækningsspecifikke vurderinger af slyngningsgrad og nedstik (hvor dybt vandløbet er nedgravet), hvilket bl.a. kan anvendes ifm. afgrænsning af små vandløb, placering af eventuelle indsatser på en given strækning mm.

EnviDan-værktøjet og de bagvedliggende faglige og tekniske forudsætninger er blevet præsenteret og drøftet bredt ved en række møder og workshops, og det er beskrevet nærmere i rapporterene *Screeningsmetode til vandløb (2020)*⁶⁵ og *Analyse af vandløb og virkemidler (2018)*⁶⁶, som er vedlagt høringsvaret som bilag. I dette høringsvar beskrives metode og forudsætninger kun ganske kort, idet hovedfokus her er på, hvad analysen viser, og hvordan L&F mener den viden bør anvendes i vandplanlægningen.

5.3.1 Udpegning – naturlige eller stærkt modificerede vandløb?

Udpegningen af vandforekomster som enten naturlige eller stærkt modificerede har betydning for, hvilket miljømål der skal opnås, og hvilke typer af indsatser, der kan sættes i værk. Udpeges en vandforekomst som stærkt modificeret, anerkendes behovet for at opretholde modificationens funktion (i de danske vandløb typisk sikring af dræning), hvilket i praksis betyder, at der ikke skal laves markante ændringer af de fysiske forhold, som modvirker dræningen. For jordbrugets vedkommende er korrekt udpegning derfor særdeles relevant, idet dyrkningsikkerheden i høj grad er afhængig af afvandingen af arealerne – og opretholdelse af funktionen af

⁶⁵ Screeningsmetode til vandløb. Værktøj til inddeling af vandløb i forhold til deres grad af fysisk modificering. EnviDan A/S for Landbrug & Fødevarer (2020).

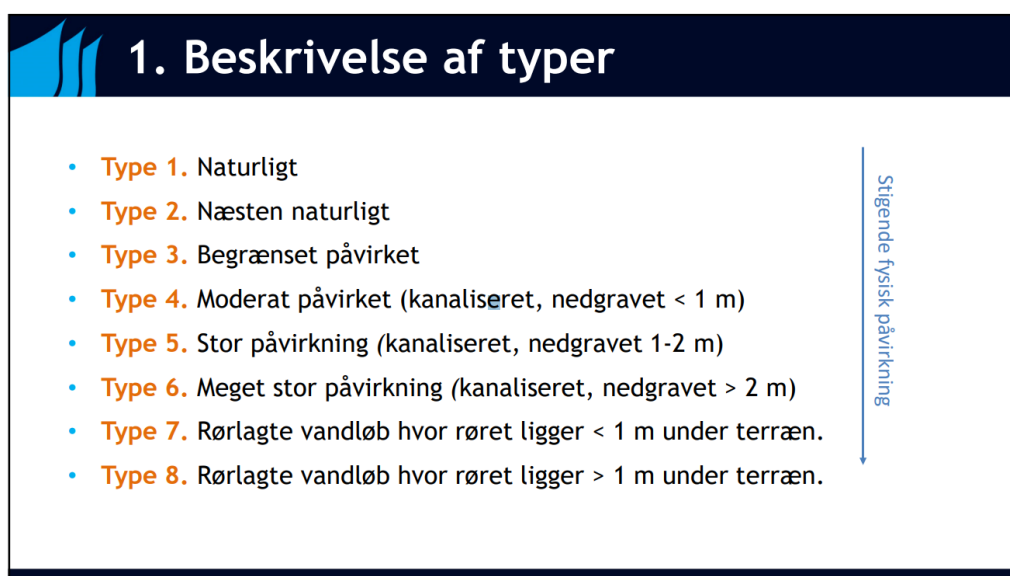
⁶⁶ Analyse af vandløb og virkemidler. EnviDan A/S for Gefion, DLS, SLF og Landbrug & Fødevarer (2018).

de modifikationer af vandløb (nedgravning, kanalisering) og opland (grøfter og drænrør), som er gennemført for at kunne dyrke arealerne på effektiv vis.

Hvis en vandløbsstrækning skal udpeges som stærkt modificeret, er det nødvendigt både at sandsynliggøre 1) at vandløbet er modificeret, og 2) at der er risiko for uforholdsmæssigt store konsekvenser, hvis modifikationens funktion ikke opretholdes (direktivets artikel 4.3). EnviDan-værktøjet screener vandløbene for begge forhold og kan således levere grundlag for at foretage en revideret udpeging.

5.3.1.1 Vandløbenes modifikationsgrad

EnviDan-værktøjet opdeler vandløbene i 8 forskellige typer ud fra deres grad af modifikation (kanalisering, nedgravning og arealanvendelse i oplandet). Type 1 er helt uberørt, mens type 6 er den mest påvirkede type af åbne vandløbsstrækninger, som både er kanaliseret og dybt nedgravet i terrænet. Typerne 7 og 8 er rørlagte strækninger. Definitionerne ses på nedenstående figur:



Figur 8 Beskrivelse af vandløbstyper ud fra deres grad af modifikation. Kilde: Analyse af vandløb og virkemidler. EnviDan A/S for Gefion, DLS, SLF og Landbrug & Fødevarer (2018).

Langt hovedparten af vandløbsstrækningerne i vandplanerne er modificerede i mindst moderat grad (dvs. Type 4 eller derover), mens der kun findes meget få samlede strækninger, som er uden nævneværdig påvirkning (differentieringen vil naturligvis være større inden for en vandforekomst). Således er mere end 14.000 km ud af vandplanernes ca. 18.500 km vandløb med enten moderat, stor eller meget stor fysisk påvirkning eller er rørlagte, svarende til 78 pct. af alle strækninger i de 23 hovedvandoplande. Tabellen nedenfor viser, hvordan de forskellige typer fremkommet ved analysen fordeler sig med strækningslængder (km) på nationalt niveau.

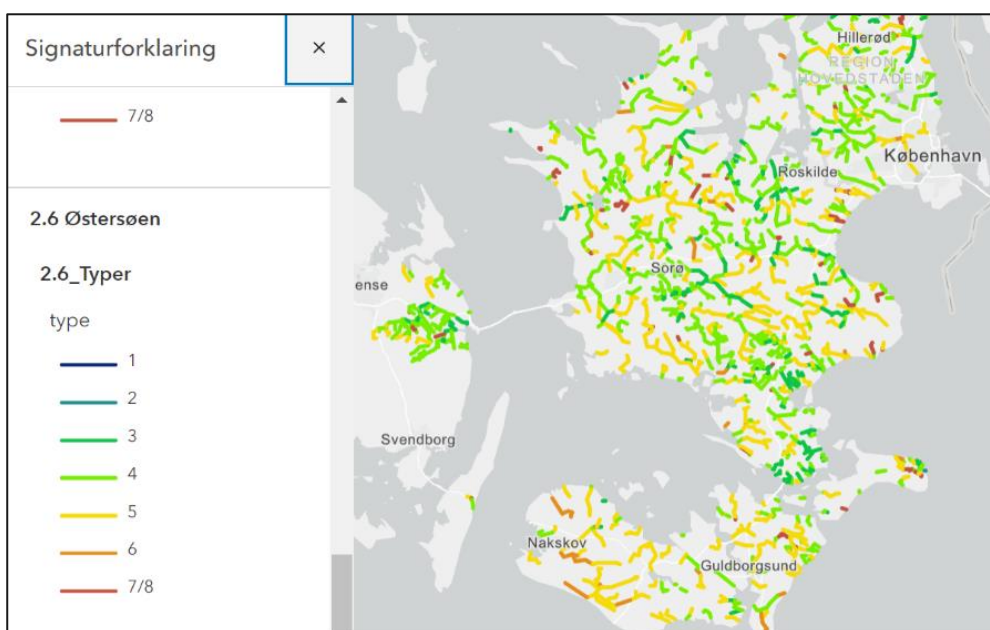
Tabel 2 Fordeling af vandløbsstrækninger på otte forskellige typer.

Vandløbstype	Km i alt
Type 1	1
Type 2	3
Type 3	4.043
Type 4	10.109
Type 5	3.759
Type 6	148
Type 7/8	408

Disse godt 14.000 km kvalificerer til udpegning som stærkt modificerede, baseret på deres fysiske fremtoning – dvs. de er rent faktisk modificerede i væsentligt omfang. Der er helt sikkert hele og navnlig dele af strækninger, som er enten mere eller mindre modificerede, end typen angiver. Det kan bl.a. skyldes kvaliteten af de anvendte data, eller at der er fysisk variation *inden for* en vandløbsstrækning. F.eks. er der mere end ganske få km vandløb, som er naturlige eller næsten naturlige – de ”drukner” blot ved at indgå i længere vandløbsstrækninger, som er mere modificerede, ligesom oplandets modifikationsgrad også kan medvirke til at færre strækninger falder ud som type 1 og type 2.

Hvis de vandløbsstrækninger, der allerede er udpeget som hhv. stærkt modificerede og kunstige, sammenstilles med analysen ses det, at 94 pct. af de i vandplanerne udpegede stærkt modificerede strækninger er af typerne 4-8, mens det gælder for 99,5 pct. af de kunstige. Det viser, at metoden er særdeles robust.

Nedenstående kort viser et eksempel på, hvordan de forskellige modifikationstyper (1-8) fordeler sig i sjællandske hovedvandoplande. I denne landsdel er der mange vandløb med især moderat (type 4) eller stor (type 5 og 6) påvirkning samt rørlægning (79-94 pct., afhængigt af opland). Der er forskel hovedvandoplandene imellem og på tværs af landsdele, men tendensen er alle steder, at der er en væsentlig fysisk påvirkning af vandløbene. I Hovedvandopland 1.6 (Djursland) er hele 98 pct. af alle vandløb således mindst moderat fysisk påvirkede, mens det samme ”kun” er tilfældet for 48 pct. i Hovedvandopland 3.1 (Bornholm).



Figur 9 Fordeling af vandløb på modifikationstyper (1-8) i sjællandske hovedvandoplande.

Tabellen i Bilag 15 viser fordelingen af de forskellige påvirkningstyper i alle 23 hovedvandoplande.

5.3.1.2 Sammenhæng mellem modifikationsgrad, indsatsbehov og risiko for afvandingsmæssige konsekvenser

Vandløbets modifikationsgrad spiller en væsentlig rolle i forhold til 1) om der kan forventes at være målopfyldelse, 2) hvor stor en indsats, der må forventes at skulle gennemføres og 3) hvor stor sandsynligheden/risikoen er for, at der vil opstå negative konsekvenser på afvandingen ved gennemførelse af den nødvendige indsats.

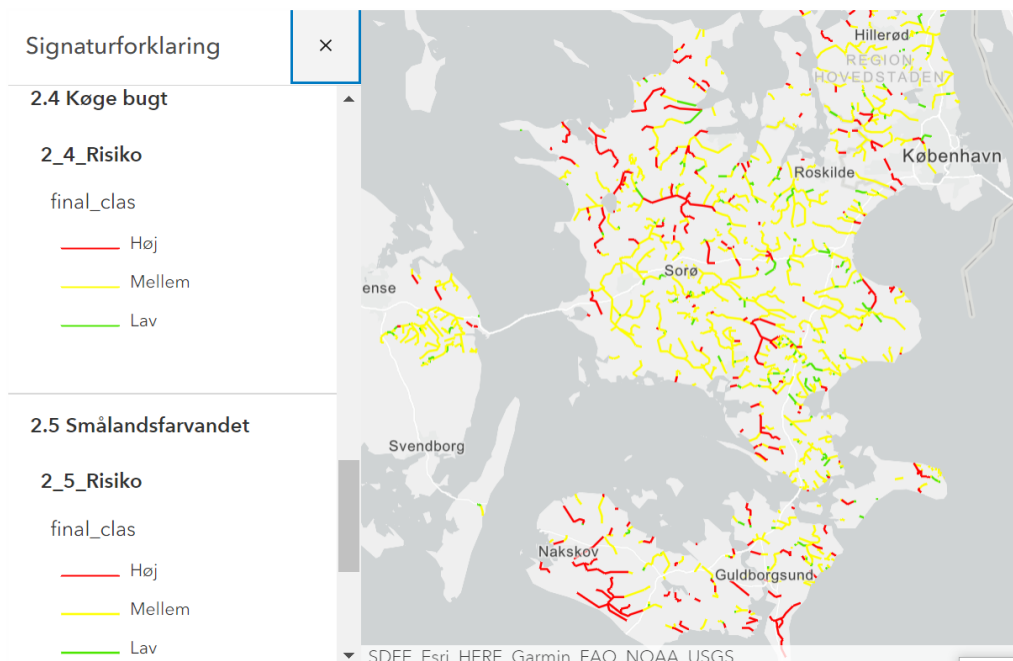
Ikke overraskende vil de afvandingsmæssige konsekvenser typisk være størst i de mest modificerede vandløb, idet der her skal laves omfattende indsatser (herunder bundhævning og genslyngning), og da disse vandløb og deres tilhørende drænsystemer vil være mest følsomme over for selv små forringelser.

Den anden forudsætning for at kunne udpege en vandforekomst som stærkt modificeret er, at det kan sandsynliggøres, at den nødvendige indsats vil have negative konsekvenser, i vandløbenes tilfælde for afvandingsvejen.

EnviDan-værktøjet beregner, ud fra kendskab til vandløbets modifikationstype og den indsats, der typisk er nødvendig samt terrænforhold, hvor store de afvandingsmæssige konsekvenser kan blive (risikoen). Beregningen er forbundet med flere usikkerheder, herunder: det er et øjebliksbillede mht. vandspejl, der kan ikke tages højde for effekter på drænsystemet, den præcise indsats det pågældende sted kendes ikke, og den tidsmæssige udbredelse af en evt. vandstandshævning er ukendt. Der er derfor tale om en risikovurdering baseret på realistiske antagelser, men også en vurdering, der i udgangspunktet er worst case. Det er der dog taget højde for i opdelingen i risikoklasser for afvandingen.

Hvis der var tale om vedvarende ændringer, vil et nyt permanent vandspejl 0,25-0,75 m under terræn nemlig i de fleste tilfælde have meget alvorlige konsekvenser for dyrkningen, mens det i analysen kun er angivet som middel påvirkning.

De afvandingsmæssige konsekvenser angives i analysen som enten små (afvandingsdybde 0,75-1,25 m), mellem (0,25-0,75 m) eller store (< 0,25 m), og er angivet som gennemsnit for vandløbsstrækninger. Et eksempel på skøn over afvandingsmæssige konsekvenser ved den nødvendige indsats på Sjælland er vist på kortet nedenfor. Det ses, at flertallet er i mellemkategorien, hvor afvandingsdybden risikerer at blive reduceret til mellem 0,75 m og 0,25 m.



Figur 10 Skøn over afvandingsmæssige konsekvenser ved den nødvendige indsats på Sjælland.

På landsplan viser analysen, at der langs ca. 3.500 km vandløb kan forventes lille afvandingsmæssig effekt ved en eventuel indsats, mens der forventes mellem eller stor afvandingsmæssig effekt langs de resterende 15.000 km.

Analysen viser, at det i Vidå-Kruså-oplandet (4.1) er 98 pct. af vandløbsstrækningerne, hvor afvandingsrisikoen ved gennemførelse af indsatser er enten mellem eller stor, mens tallene er på et tilsvarende højt niveau i f.eks. Kalundborg (2.1) og Smålandsfarvandet (2.5). Den laveste andel findes i oplandet Lillebælt/Jylland (1.11) med 58 pct., og også Horsens Fjord (1.9) og Bornholm ligger omkring 60 pct., hvilket viser, at risikoen alt andet lige er mindre i oplande med ret gode faldforhold.

5.3.1.3 Stærkt modificeret eller ej – udpegning på baggrund af viden om modifikationsgrad og forventede konsekvenser

EnviDan-analysen er baseret på tilgængelige data og viden om kendte sammenhænge mellem fysisk tilstand og indsatsbehov for at sikre målopfyldelse. Værktøjet angiver ikke i sig selv, hvornår en given strækning kvalificerer til at være naturlig eller stærkt modificeret, da der ikke findes faste tærskelværdier for hverken type (modifikationsgrad) eller for påvirkning af afvandingsdybden (konsekvenser ved nødvendig indsats).

Som tidligere nævnt er der ikke sket en systematisk udpegning, til trods for at dræning i Kommissionens vejledning vedr. stærkt modificerede vandforekomster specifikt nævnes som årsag til, at en vandforekomst kan udpeges som stærkt modificeret.⁶⁴

Typerne 1 og 2 og de fleste Type 3 vil alt andet lige være naturlige. Typerne 5, 6 og de rørlagte typer 7/8 vil alt andet lige næsten alle være stærkt modificerede. Type 4 med små afvandingsmæssige konsekvenser bør udpeges som naturlige, mens Type 4 med store konsekvenser bør udpeges som stærkt modificerede.

Mellemkategorien – Type 4 med middel afvandingsmæssige konsekvenser – bør som udgangspunkt henregnes til de stærkt modificerede, men kan vurderes nærmere (se afsnit 5.3.4 nedenfor).

På baggrund af ovennævnte beskrivelser/kriterier foreslår L&F følgende overordnede principper for sammenhæng mellem analyseresultater og udpegning – under hensyntagen til, at der kan være vandløbsstrækninger, som er placeret i forkerte kategorier grundet de tilgængelige datas kvalitet og de anvendte forudsætninger:

- Type 1-3: Vandløbet er stort set altid naturligt – afvandingsmæssige konsekvenser (i princippet) uden betydning for udpegning.
- Type 4: Vandløbet kan være både naturligt og stærkt modificeret – betydelige konsekvenser -> stærkt modificeret. Små konsekvenser -> som udgangspunkt naturligt. Fordelingen af afvandingsmæssig risiko *inden for* hver type indgår ikke i EnviDan-analysen, men antages den at være den samme som for alle strækninger, er fordelingen 19 pct. med lav risiko, 63 pct. med mellem risiko og 17 pct. med høj risiko.
- Type 5-8: Vandløbet er som udgangspunkt stærkt modificeret – Middel + store konsekvenser -> stærkt modificeret (rørlagte strækninger altid stærkt modificerede).

Følges ovenstående principper, betyder det:

- At ca. 4.300 km af typerne 5-8 umiddelbart udpeges som stærkt modificerede (23 pct. af alle vandløbsstrækninger)*
- At ca. 4.000 km af typerne 1-3 umiddelbart udpeges som naturlige (22 pct.)*
- At en delmængde af type 4 udpeges som stærkt modificerede.

*) Hvis der allerede er fuld målopfyldelse, skal vandløb af typerne 5-8 tælle med som naturlige. Desuden vil enkelte type 3-vandløb formentlig være stærkt modificerede, mens det omvendte kan gælde for typerne 5-8.

L&F foreslår, at navnlig type 4-vandløb med middel afvandingsmæssige konsekvenser bliver nærmere kvalificeret, med inddragelse af lokale aktører – kommuner, landbrugsforeninger og grønne organisationer –

som kan bidrage med specifik viden om de relevante kriterier, akkurat som det var tilfældet ifm. kvalificeringen af afgrænsning af vandløb i 2. runde af vandrådsarbejdet.

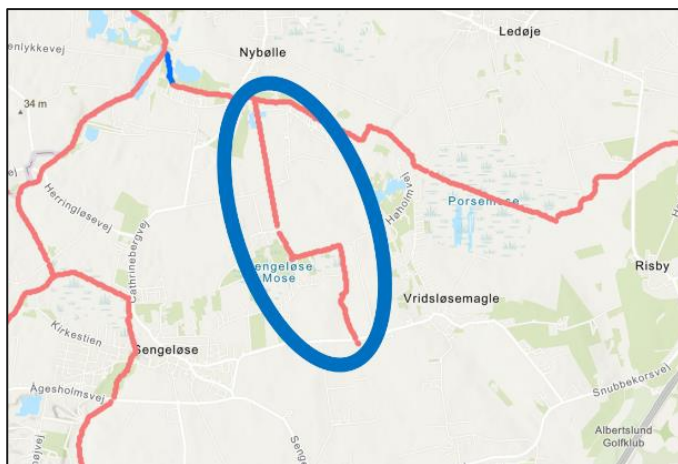
Desuden bør især type 4-vandløb differentieres bedre ved revision af vandplanernes strækningsopdelinger med den viden om kanaliseringsgrad og nedstik, som EnviDan-analysen også leverer viden om, så flere strækninger bliver af typerne 1-3 og 5-6 og færre af type 4. Denne løsning beskrives nærmere i afsnit 5.3.4 nedenfor.

5.3.2 Afgrænsning af vandløb med oplande under 10 km²

I forbindelse med Vandråd II blev der ud fra en række kriterier set på afgrænsningen af vandløb. Nogle vandløb kom med *alene* på baggrund af deres slyngningsgrad, dvs. hvis de ikke opfyldte de øvrige kriterier for at være med (målopfyldelse, fald). Der var flere eksempler på vandløb, hvor den udløsende slyngningsgrad skyldtes tydelige, gravede "knæk" på strækningen, som den anvendte metode ikke kunne adskille fra naturlig slyngning.

EnviDan-analysen indeholder en banebrydende metode til at analysere, om vandløbet på en given strækning er kanaliseret eller mæandreret. Der ses på ændringen i retning (grader) mellem tætliggende punkter, og kunstige/gravede knæk på vandløbet vil *ikke* fremstå som slyngninger. EnviDan-værktøjet bør således bruges til at tjekke alle de små vandløb, som alene er med grundet slyngningsgraden: Er der tale om ægte slyngninger eller "falske" slyngninger? Strækninger, der er med grundet "falske" slyngninger, kan tages ud.

Nedenstående eksempel viser et lille vandløb, der med EnviDan-værktøjets beregninger ses at være kanaliseret på hele strækningen (lyserøde prikker). Beregnes slyngningsgraden med den metode, der anvendtes i Vandråd II, får man slyngningsgraden 1,2, hvilket er langt over skæringskriteriet på 1,05 fra vandrådsarbejdet. Der er som nævnt kun tale om et eksempel, men havde det viste vandløb været taget med alene ud fra slyngningsgraden, var det en fejl, da der er tale om "falske" slyngninger.



Figur 11 Eksempel på vandløbsstrækning der med EnviDan-værktøjet ses at være kanaliseret. Med metoden fra Vandråd II blev strækningen kategoriseret som mæandreret.

EnviDan-værktøjet bør ligeledes anvendes til at rydde op i afgrænsningen. Vandløb med små oplande tages ifølge høringsmaterialet med i vandplanerne "hvis de har en høj naturværdi, eller hvis de har potentiale til at opnå det". Konkret kan det antages, at vandløb med oplande < 10 km² af typerne 5 og 6 samt rørlagte strækninger med stor sikkerhed er stærkt modificerede, og derfor *ikke* har høj naturværdi eller -potentiale. Det betyder, at ca. 1.950 km ud af de godt 9.300 km vandløb med oplande < 10 km² bør tages ud.

5.3.3 Prioritering: hvilke indsatser skal gennemføres – og hvor?

Det er vigtigt at sikre, at indsatsen giver mest mulig miljøforbedring for pengene. Virkemidlerne kan med fordel udvælges og placeres der, hvor de virker bedst, og samtidig bør det sikres, at de arealmæssige konsekvenser

bliver så små som mulige – både af hensyn til landmanden og for at minimere brugen af midler til erstatninger i forbindelse med restaureringsprojekter på bekostning af midler til selve restaureringsprojekterne, der reelt gør den økologiske tilstand bedre. I den sammenhæng er det positivt, at der i vandplanerne lægges op til at udarbejde et prioriteringsværktøj.

Til hjælp med prioritering af indsatserne bør viden om modificationsgrad og afvandingsmæssige konsekvenser anvendes dér, hvor afstanden til målopfyldelse må forventes at være mindst og de afvandingsmæssige konsekvenser små eller helt fraværende. Omvendt bør indsatser i meget modificerede vandløb, hvor der må forventes betragtelige forringelser af afvandingsdybden, prioriteres lavt – eller endnu bedre udpeges strækningerne som stærkt modificerede, og midlerne bruges på strækninger, hvor potentialet er størst.

EnviDan-analysen viser, om vandløbet er kanaliseret, samt hvor dybt det ligger under terrænet. Såfremt der *skal* gennemføres en indsats på en vandløbsstrækning, kan den placeres på de delstrækninger, hvor der vil forekomme færrest arealmæssige konsekvenser, og tilsvarende kan der vælges virkemidler, som er tilpasset forholdene; f.eks. kan der vælges bundudskiftning eller miniådale, hvor analysen peger på øget risiko for afvandingsmæssige konsekvenser, og hvor vandløbet er så nedgravet, at der er niveauforskel nok til at grave en miniådal/dobbeltprofil.

5.3.4 Revideret strækningsopdeling – optimeret udpegning og prioritering af indsatser

Den nuværende opdeling af vandløbene er langt fra altid sket ud fra logiske eller naturlige skift i fysiske forhold. Det betyder – som nævnt i tidligere afsnit – at strækningerne i dag ofte er en form for gennemsnit af flere typer.

I forhold til EnviDan-analysen betyder det, at opdelingen af strækninger i typer efter modificationsgrad i nogle tilfælde ikke er optimal, set ud fra et forvaltningsmæssigt synspunkt. Eksempelvis kan en længere strækning af type 4 (moderat fysisk påvirket) f.eks. dække over delstrækninger af type 5 (stor fysisk påvirkning) og typerne 2 og 3 (næsten naturligt og svagt påvirket). Omvendt kan eksisterende delstrækninger i andre tilfælde slås sammen, så det er ikke naturgivent, at en revision samlet set vil føre til mange flere strækninger.

Ud fra data for kanalisering/mæandring og nedstik bør der foretages vurderinger på korte delstrækninger (f.eks. 100 m), og et nyt forslag til typeinddeling kan efterfølgende omsættes til nye delstrækninger. Derved vil typeinddeling og evt. efterfølgende revision af udpegninger blive kvalificeret yderligere; de gode strækninger vil træde frem, og det samme gælder de meget modificerede, mens færre vandløbsstrækninger vil havne i midterkategoriene (især type 4).

En mere differentieret strækningsopdeling vil give både miljø- og forvaltningsmæssige gevinster, hvilket er i tråd med bl.a. anbefalingerne fra *Ekspertudvalget ændret vandløbsforvaltning*⁶⁷ og fælles anbefalinger fra Danmarks Naturfredningsforening og L&F.

⁶⁷ Rapport fra ekspertudvalget til ændret vandløbsforvaltning (2017).

6 Grundvand

L&F noterer sig, at grundvandets kvantitative og kvalitative tilstand er god, eller vil blive det uden iværksættelse af yderligere tiltag, og at forslaget til vandområdeplaner derfor ikke indeholder nye, særskilte indsatser.

Det eksisterende set-up på grundvandsområdet, med fokus på et grundigt og fagligt velunderbygget godkendelsessystem og generelle regler for gødnings- og pesticidanvendelse, viser sit værd, og sikrer, sammen med bl.a. indsatsplanlægning, at grundvandet er i god tilstand.

Som supplement til de allerede eksisterende initiativer på grundvandsområdet opfordrer L&F til, at der anlægges et bredere perspektiv på fund af stoffer i grundvandet. De såkaldte massescreeninger for forurenende stoffer har haft fokus på pesticider alene, men ifm. screeningerne blev det afdækket, at andre kemikalier er hyppigt forekommende – f.eks. trifloureddikesyre (TFA). Det gælder også sagen om PFAS og DMS, hvoraf en stor del af DMS kommer fra biocidanvendelse, som med alt tydelighed viser, at der er behov for et bredere perspektiv for at sikre rent vand.

Det er nødvendigt at kende alle påvirkninger og kilderne hertil, så de rette tiltag sættes i værk, og at der er proportionalitet i tingene.

7 Oversigt over bilag

Bilag 1

COWI: Undersøgelse af aspekter omkring vandplaner i Danmarks nabolande, Country Report for Germany

Bilag 2

COWI: Undersøgelse af aspekter omkring vandplaner i Danmarks nabolande, Country Report for Netherlands

Bilag 3

Joao G. Ferreira (2021): Type-specific biological reference conditions in Danish coastal waters. Analysis of the '*Composition and abundance of other aquatic flora*' biological quality element of the Water Framework Directive (2000/60/EC)

Bilag 4

Søren Kolind Hvid, SEGES (2022): Indsatsbehov fordelt og planlagt kvælstofindsats angivet som andel af den landbrugsbetingede kvælstofudledning i hvert kystvandopland

Bilag 5

Marie Østergaard, L&F (2022): T-test til sammenligning af klorofylreferencer beregnet med hhv. statistisk og mekanistisk model

Bilag 6

SEGES (2022): Fagligt høringsnotat omkring homogenitetsbruddet i nedbørsstationer og dennes betydning for vandplanerne

Bilag 7

Flemming Gertz, SEGES (2022): Vandets opholdstid i danske fjorde og betydning for næringsstofreduktionskrav i Vandområdeplaner

Bilag 8

Deichmann, M.M. og Gertz, F., SEGES (2022): Kvælstof og fosfor i spildevand fra renseanlæg og regnbetingede udledninger. LandbrugsInfo, juni 2022

Bilag 9

Flemming Gertz, SEGES (2022): Notat vedr. danske kystvandes følsomhed for fosfor

Bilag 10

Flemming Gertz, SEGES (2022): Mekanistiske modeller anvendt i Vandplanarbejdet (VP3)

Bilag 11

Flemming Gertz, SEGES (2022): Statistiske modeller anvendt i Vandplanarbejdet (VP3)

Bilag 12

SEGES (2022): Store krav til kvælstofreduktioner uden konsekvensanalyser. Artikel bragt i Landbrugsavisen, juni 2022.

Bilag 13

L&F (2021): Oplæg til grøn omstilling – konsekvenser for beskæftigelse og indkomst.

Bilag 14

Søren Kolind Hvid, SEGES (2021): Vandreservoirs som kvælstofvirkemiddel.

Bilag 15

Oversigt over fordelingen af vandløbenes påvirkningstyper i de 23 hovedvandoplande.