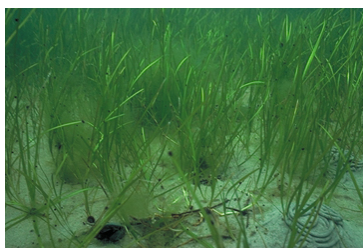




Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri



Ålegræsværktøjet i vandplanerne

Arbejdsrapport fra
Miljøministeriets og Fødevareministeriets
arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet

Maj 2011

Ålegræs værktøjet i vandplanerne

Arbejdsrapport fra
Miljøministeriets og Fødevareministeriets
arbejdsgruppe om ålegræs værktøjet

Maj 2011

INDHOLD

| | |
|---|-----------|
| FORORD | 7 |
| 1 ÅLEGRÆSGRUPPEN – SAMMENFATNING | 8 |
| INDLEDNING..... | 8 |
| BAGGRUND – NATURSTYRELSENS ANVENDELSE AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJET..... | 8 |
| HOVEDKRITIKPUNKTER AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJET | 9 |
| ARBEJDSGRUPPENS VURDERING | 10 |
| AD KOMMISSORIETS PKT. 1 | 10 |
| <i>Ålegræs som indikator for økologisk tilstand</i> | 10 |
| <i>Fastlæggelse af kvælstofindsatsbehov</i> | 11 |
| <i>Reetablering af ålegræs</i> | 11 |
| AD KOMMISSORIETS PKT. 2 OG 3 | 12 |
| <i>Andre indikatorer og støtteparametre</i> | 12 |
| AD KOMMISSORIETS PKT. 4 | 12 |
| <i>Muligheder for forbedring af ålegræsværktøjet og andre værktøjer</i> | 12 |
| 2 INDLEDNING - ANVENDELSE AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJET I VANDPLANERNE | 13 |
| 2.1 BAGGRUND..... | 14 |
| 2.2 OVERORDNET BESKRIVELSE AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJET | 14 |
| 3 ÅLEGRÆS SOM INDIKATOR FOR MILJØMÅL | 15 |
| 3.1 FAGLIG BAGGRUND FOR VALG AF ÅLEGRÆS SOM INDIKATOR..... | 15 |
| <i>Andre indikatorer</i> | 16 |
| 3.2 FAGLIG BAGGRUND FOR FASTSÆTTELSE AF REFERENCETILSTAND | 17 |
| 3.3 FAGLIG BAGGRUND FOR FASTSÆTTELSE AF MILJØMÅL FOR ÅLEGRÆS..... | 19 |
| 3.4 ÅLEGRÆSINDIKATORENS EGNETHED..... | 21 |
| 1. <i>Faktorer der har betydning for 'regulering' af ålegræssets udbredelse</i> | 22 |
| <i>Naturstyrelsens bemærkning vedrørende egnethed til at vurdere om miljømål er opfyldt vs. om der er behov for indsats</i> | 24 |
| <i>Naturstyrelsens bemærkning om udvælgelse af referencedata</i> | 25 |
| 2. <i>Sammenhæng mellem kvælstofbelastning og udvikling af ålegræsudbredelse</i> | 26 |
| <i>Naturstyrelsens bemærkning om udvikling af ålegræsudbredelse</i> | 27 |
| 3. <i>Ændring af økologisk struktur</i> | 28 |
| 4. <i>Andre menneskeskabte påvirkningsfaktorer udover kvælstof</i> | 29 |
| <i>Fosfor</i> | 29 |
| <i>Organisk materiale i sedimentet</i> | 30 |
| <i>Muslingefiskeri</i> | 30 |
| <i>Stenrev</i> | 30 |
| <i>Fiskeri</i> | 30 |
| <i>Klimaforandring</i> | 31 |
| 4 ARBEJDSGRUPPENS VURDERING AF ANVENDELSE AF ÅLEGRÆS SOM INDIKATOR FOR MILJØMÅL I KYSTVANDE | 31 |
| 5 ÅLEGRÆSVÆRKTØJ TIL AT VURDERE BEHOV FOR INDSATS | 33 |
| 5.1 VRDS FORPLIGTELSE I RELATION TIL AT UDVIKLE VÆRKTØJER..... | 33 |
| 5.2 BESKRIVELSE AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJ..... | 33 |
| 1. <i>Empirisk relation mellem ålegræsforekomst og kvælstofkoncentration</i> | 34 |
| 2) <i>Relation mellem kvælstofkoncentration og landbaseret tilførsel af kvælstof</i> | 36 |
| 3) <i>Anvendelse af ålegræsværktøjet ved fastlæggelse af indsats i vandplanerne</i> | 37 |
| <i>Sammenfatning og vurdering af usikkerhedens betydning for den besluttede indsats</i> | 38 |
| 5.3 ÅLEGRÆSVÆRKTØJETS EGNETHED | 38 |
| <i>Naturstyrelsens bemærkning vedrørende nye vs. gamle data</i> | 39 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| | <i>Naturstyrelsens bemærkning vedrørende brug af andre metoder i vandplanerne.</i> | <i>40</i> |
| 6 | ARBEJDSGRUPPENS VURDERING AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJET TIL AT BEREGNE INDSATSBEHOV | 40 |
| 7 | FAKTORER DER HAR BETYDNING FOR VURDERING AF OVERVÅGNINGSRESULTATER | 42 |
| 8 | ANDRE INDIKATORER, DER KAN BENYTTES I VURDERING AF OM MILJØMÅLET ER OPFYLDT | 43 |
| | <i>Planteplankton</i> | <i>43</i> |
| | <i>Makroalger</i> | <i>45</i> |
| | <i>Bundfauna</i> | <i>45</i> |
| | <i>Understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer</i> | <i>46</i> |
| | <i>Arbejdsgruppens bemærkninger</i> | <i>47</i> |
| 9 | TEKNISK GENNEMFØRLIGE METODER TIL BEREGNING AF INDSATSBEHOV | 47 |
| | <i>Udvikling a hav- og fjordmodeller</i> | <i>47</i> |
| 10 | OMKOSTNINGER OG TIDSFORBRUG FORBUNDET MED UDVIKLING OG ANVENDELSE AF FORVALTNINGSVÆRKTØJER OG SUPPLERENDE INDIKATORER | 48 |
| 11 | MULIGHEDER FOR FORBEDRING AF ÅLEGRÆSVÆRKTØJ | 49 |
| 12 | REFERENCER | 50 |

Forord

Dette arbejdsrapport er resultatet fra en arbejdsgruppe under Miljøministeriet og Fødevarerministeriet om anvendelse af ålegræs som indikator for den økologiske tilstand samt fastlæggelse af indsatsbehovet for kvælstof i det marine miljø.

Arbejdsgruppen er nedsat i forbindelse med udsendelse af vandplaner i høring i perioden oktober 2010 - april 2011, hvor Miljøministeren og Fødevarerministeren besluttede, at en arbejdsgruppe skulle se nærmere på ålegræsværktøjet, herunder om der er brug for justeringer af værktøjet.

Arbejdsgruppen har bestået af følgende:

Harley Bundgaard Madsen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen (Formand)
Lars Ole Hansen, Fødevarerministeriet, Departementet
Benjamin Ibsen, Fødevarerministeriet, Plantedirektoratet
Flemming Gertz, Videncentret for Landbrug
Erik Jørgensen, Landbrug & Fødevarer
Henning Mørk Jørgensen, Danmarks Naturfredningsforening
Jens Brøgger Jensen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen
Stig Eggert Pedersen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen
Henning Peter Karup, Miljøministeriet, Naturstyrelsen
Steen Schwærter, Miljøministeriet, Naturstyrelsen

Gruppen havde sit første møde den 14. januar 2011 og har i alt afholdt 5 møder frem til og med det sidste møde den 18. maj 2011.

Arbejdsgruppen har konsulteret følgende eksperter fra Syddansk Universitet, Københavns Universitet, Århus Universitet v. DMU samt DHI:

Mogens Flindt, Syddansk Universitet
Jens Borum, Københavns Universitet
Jacob Carstensen, Århus Universitet, DMU
Flemming Møhlenberg, DHI

Der er afholdt heldagsseminar den 18. februar 2011 med deltagelse af eksperterne, som i forbindelse med heldagsseminaret og efterfølgende har haft mulighed for at kommentere arbejdsgruppens arbejdsrapporter. Deres bidrag har således ligget til grund for arbejdsgruppens endelige rapport og der skal her rettes en tak til de fire eksperter for faglige indspil til arbejdsrapporten.

Arbejdsgruppen har primært udarbejdet kapitel 1 "Ålegræsgruppen – sammenfatning", kapitel 4 "Arbejdsgruppens vurdering af anvendelse af ålegræs som indikator for miljømål i kystvande", kapitel 6 "Arbejdsgruppens vurdering af ålegræsværktøjet til at beregne indsatsbehov" samt arbejdsgruppens bemærkninger i kapitel 8 og står som sådan samlet bag de vurderinger der er beskrevet i disse kapitler/afsnit.

1 Ålegræsgruppen – sammenfatning

Indledning

I forbindelse med udsendelse af vandplaner i høring i perioden oktober 2010 – april 2011 har der været rejst kritik af ålegræsværktøjet og dets anvendelse til fastlæggelse og opfølgning på vandmiljøindsatsen. Det blev derfor besluttet, at en arbejdsgruppe skulle se nærmere på ålegræsværktøjet, herunder om der er brug for justeringer af værktøjet. Som grundlag for arbejdsgruppens arbejde foreligger et kommissorium dateret 9. december 2010. Ifølge dette skal arbejdsgruppens notat indeholde følgende:

- 1) Beskrive styrker og svagheder ved "ålegræsværktøjet", herunder statistisk sikkerhed, samt ved at belyse sammenhæng mellem udviklingen i kvælstofudvaskning og ålegræsforekomst under VMP I – III - perioden.
- 2) Beskrive faktorer, der er relateret til eutrofiering, og som har indflydelse på vurderingen af opfyldelse af miljømål for kystvande, herunder beskrivelse af indikatorer, der kan anvendes i vurderingen af om miljømålet er opfyldt.
- 3) Opstilling af mulige teknisk og økonomisk gennemførlige metoder til beregning af indsatsbehovet med henblik på opfyldelse af miljømålet for relevante biologiske kvalitetselementer (indikatorer) - særligt med henblik på beregning af reduktion af næringsstofbelastningen.
- 4) På baggrund af 1 - 3 vurdere mulighed for forbedring af ålegræsværktøjet og mulighed for at kunne opstille tilsvarende værktøjer for andre relevante biologiske indikatorer under hensyn til økonomi og gennemførlighed.

Til belysning af problemstillingen blev der nedsat en arbejdsgruppe bestående af repræsentanter for Fødevarerministeriet, Landbrug og Fødevarer, Danmarks Naturfredningsforening og Miljøministeriet. Miljøministeriet har haft formandskabet for arbejdsgruppen. Arbejdsgruppen har konsulteret eksperter fra Syddansk Universitet, Københavns Universitet, Århus Universitet v. DMU og DHI. Der er afholdt heldagsseminar den 18. februar 2011 med deltagelse af eksperterne, som i forbindelse med heldagsseminaret og efterfølgende har haft mulighed for at kommentere arbejdsgruppens arbejdsrapporter.

Arbejdsgruppen er nået frem til nedenstående sammenfatning, hvor afsnittene i afsnittet "Arbejdsgruppens vurdering" er relateret til kommissoriets fire emner.

Baggrund – Naturstyrelsens anvendelse af ålegræsværktøjet

Ifølge Miljømålsloven og Vandrammedirektivet skal vandområderne opnå miljømålet "god økologisk tilstand" i udgangspunktet inden udgangen af 2015, idet der dog under anvendelse af direktivets undtagelsesbestemmelser under nærmere betingelser er mulighed for at afvige herfra. Miljøtilstanden skal fastlægges og vurderes ved hjælp af såkaldte biologiske kvalitetselementer. På det marine område er det i danske farvande gennem en EU interkalibreringsproces fastlagt, at ålegræs anvendes som indikator for kvalitetselementet "blomsterplanter", og at miljømålet "god økologisk tilstand" i det marine miljø i den forbindelse defineres som maksimalt en 26 % afvigelse (reduktion) af ålegræssets dybdeudbredelse i forhold til en referencetilstand, der ville være til stede, hvis tilstanden var uberørt af menneskelig påvirkning. Referencetilstanden for ålegræssets dybdegrænse er i de danske fjorde og kystvande fastlagt ud fra et særdeles omfattende historisk materiale fra omkring år 1900.

Den nuværende tilstand (2005) i kystvandene opfylder ikke "god økologisk tilstand". På baggrund af de fastlagte referenceforhold og miljømål i de marine vandområder er der med baggrund i et såkaldt ålegræsværktøj fastlagt et indsatsbehov for reduktion af udledningen af kvælstof med henblik på målopfyldelse i de danske fjorde og kystvande.

Med anvendelse af ålegræsværktøjet og foreliggende viden om sammenhængen mellem kvælstofbelastningen og tilstand i de konkrete vandområder er det samlede indsatsbehov af Naturstyrelsen teoretisk anslået til ca. 31.000 tons kvælstof per år i forhold til middelbelastningen i 2001-2005. Dette tal er dog behæftet med betydelig usikkerhed, jf. nedenfor. Efter fradrag af effekt af tidligere besluttede tiltag frem til 2015 (baselineeffekt) er indsatsen, der teoretisk kan sikre fuld målopfyldelse, anslået til 28.000 tons kvælstof per år. Der er pt. (maj 2011) nedsat en arbejdsgruppe med henblik på at revurdere baselineeffekten ligesom der pågår en opdatering af vandplanernes datagrundlag inkluderende data frem til 2010. Resultatet af begge aktiviteter kan få betydning for det anslåede indsatsbehov til sikring af målopfyldelse.

Der er fra Naturstyrelsens side taget hensyn til, at anvendelsen af ålegræsværktøjet indebærer en betydelig usikkerhed på det opgjorte indsatsbehov, blandt andet som følge af, at dele af værktøjet repræsenterer de danske marine vandområder under ét og ikke er udviklet specifikt for den enkelte fjord/vandområde. Det har der ikke været et datagrundlag for. Andre dele af værktøjet inddrager imidlertid specifikke forhold i fjordene, herunder specifikke sammenhænge mellem kvælstofbelastning og kvælstofkoncentration, så der bliver taget hensyn til forskelle heri fjordene imellem.

Usikkerheden i opgørelsen af indsatsbehovet er forskellig fra område til område/fjord til fjord. Ved fastlæggelsen af indsatsen i første planperiode er dette lagt til grund, således at der i områder med mindst viden og dermed størst usikkerhed er regnet med den største usikkerhed.

Det har ikke været muligt for Naturstyrelsen at fastlægge den præcise usikkerhed på det anslåede indsatsbehov på de 28.000 tons kvælstof per år for at nå målopfyldelse. Der er ved fastlæggelsen af indsatsen fratrukket ca. 30 % fra det samlede anslåede behov. Dette med henblik på at undgå en evt. overimplementering. I Grøn Vækst er der således besluttet en målsætning for en kvælstofreduktion på 19.000 tons per år. Af de 19.000 tons kvælstof per år indgår i første planperiode 9.000 tons per år i forslag til vandplanerne, der er i høring, og der er fastlagt konkrete virkemidler med henblik på at opnå denne reduktion. For de resterende 10.000 tons per år er nedsat et Kvælstofudvalg, med henblik på at vurdere, hvilke virkemidler denne yderligere reduktion skal opnås med, samt tidsrammen herfor.

Ved fastlæggelsen af indsatsen har det ikke indgået, hvornår indsatsen vil få effekt mht. opfyldelse af miljømålet. Ålegræsværktøjet er således isoleret set ikke egnet til at forudsige dette.

Hovedkritikpunkter af ålegræsværktøjet

Der er fra landbrugets side rejst følgende hovedkritik vedrørende ålegræsværktøjet:

- Ålegræsværktøjet er uegnet til at beskrive sammenhængen mellem miljøtilstand i kystvandene og kvælstofpåvirkning. Dette begrundes i, at der for mange kystvande ikke er dokumenteret en større dybdeudbredelse af ålegræsset i takt med at kvælstofbelastningen er reduceret, samt at ny forskning peger på at det marine miljø ikke nødvendigvis vender tilbage til den tidligere tilstand. Hertil kommer, at også andre faktorer spiller ind på tilstedeværelsen af ålegræs, f.eks. fiskeri, fysisk modificering og ændrede klimaforhold, hvorfor det anføres i kritikken, at ålegræsværktøjet er for simpelt.

- Desuden anvendes efter landbrugets mening forkerte statistiske principper i anvendelsen af ålegræsværktøjet til beregning af reduktionsbehovet (bl.a. valg af observationer og prædiktionsbånd).

Arbejdsgruppens vurdering

Den nedsatte arbejdsgruppe har i relation til kommissoriet og på baggrund af bl.a. indspil fra fire anerkendte eksperter på området vurderet dels anvendeligheden af ålegræs som *indikator* for miljøtilstanden i det marine miljø, og dels ålegræsværktøjet som redskab til at fastlægge *kvælstofindsatsbehovet* med henblik på opfyldelse af "god økologisk tilstand" i det marine miljø. Endvidere er det vurderet, i hvilken udstrækning ålegræsværktøjet kan anvendes til at forudsige *reetableringen* af ålegræs i vandområderne efter en given reduktion i kvælstofbelastningen. Endelig er vurderet *andre indikatorer og støtteparametre* af betydning for vurdering af målopfyldelse samt mulighederne for *forbedring af ålegræsværktøjet*.

Ad kommissoriets pkt. 1

Ålegræs som indikator for økologisk tilstand

I arbejdsgruppen er der enighed om, at ålegræs er en vigtig og anvendelig indikator for den økologiske tilstand i marine vandområder, hvor der fra naturens side er gode vækstbetingelser for ålegræs. Indikatoren er i relation til Vandrammedirektivet også nødvendig, idet direktivet fastsætter at blomsterplanter skal anvendes som kvalitetselement i det marine miljø. Det vil blandt andet sige i størstedelen af fjordene og kystvandene inden for Skagen, hvor bl.a. bundforhold, saltforhold og temperaturforhold er gunstige for ålegræssets vækst. Udbredte bestande af ålegræs er afgørende vigtige for de økologiske systemer i det danske kystnære vandmiljø, da udbredte bestande af ålegræs har en høj produktivitet, stabiliserer økosystemerne og virker som næringsstoffiltre i fjordene og i forhold til næringsstofbelastningen af de mere åbne farvande. Der er også enighed om, at udbredelse af ålegræs bl.a. er afhængig af eutrofieringsniveauet i et vandområde, og dermed afhængig af næringsstofkoncentrationen og næringsstofbelastningen til vandområdet.

Arbejdsgruppen påpeger, at ålegræs, med den udbredelse, som ålegræs naturligt har haft i de danske kystvande, nødvendigvis skal indgå i klassifikation af miljøtilstanden i kystvandene, jf. vandrammedirektivet. Danmark bør dermed ikke undlade at anvende ålegræs som indikator. Det skal i henhold til direktivet samtidig understreges, at ålegræssets dybdegrænse ikke er en indikator, der kan stå alene på længere sigt og skal derfor suppleres med andre indikatorer. Dels fordi dybdegrænsen for ålegræs ikke nødvendigvis siger noget om den for økosystemet betydende tæthed og udbredelse af ålegræsset. Og dels fordi en målt ålegræsdybdegrænse ikke siger noget om, hvorvidt næringsstofkoncentrationerne er på et niveau, der vil kunne understøtte opfyldelse af miljømålet. Det skal også tages i betragtning at også andre faktorer - både menneskeskabte og naturbetingede - end kvælstofbelastningen har betydning for ålegræsudbredelsen.

DHI har rejst kritik i forhold til den statistiske udvælgelse af data til fastlæggelse af referenceværdier, herunder om der er belæg for at fravælge data ved fastlæggelsen af referenceværdier for vandområderne.

Referenceværdier er fastlagt på baggrund af historiske observationer af ålegræs i en bearbejdning af disse data hos DMU. (DMU 2009a). Naturstyrelsen henholder sig til DMU's metode for udvælgelse og vil efterfølgende redegøre nærmere for udvælgelsen, herunder de anvendte kriterier.

Arbejdsgruppen vurderer, at resultatet af en eventuel justering af udvælgelsen af data vil være af marginal betydning.

Der er i arbejdsgruppen enighed om, at tilstandsvurderingerne af vandområderne bør ske efter samme statistiske principper som ved fastlæggelse af referenceværdier og miljømål på baggrund af historiske data. Det anbefales derfor at præcisere retningslinjerne for udarbejdelse af indsatsprogrammer med henblik på at sikre dette.

Fastlæggelse af kvælstofindsatsbehov

Med hensyn til anvendelsen af ålegræsværktøjet til fastlæggelse af kvælstofindsatsbehovet er der i arbejdsgruppen enighed om, at pågældende værktøj er det eneste foreliggende i relation til ålegræs der er udviklet med henblik på landsdækkende implementering af vandrammedirektivet, og gruppen konstaterer, at værktøjet har opnået accept fra EU-Kommissionen i forbindelse med interkalibrering af ålegræs som kvalitetselement.

De konsulterede eksperter er enige om at kvælstof er en væsentlig parameter for miljøtilstanden i de danske kystvande, og finder at ålegræs er meget vigtig for økosystemet i de danske kystvande. Eksperterne peger dog på, at der er behov for forbedringer og udvikling af forvaltningsværktøjer, der bl.a. også inddrager andre kvalitetselementer.

Det af Naturstyrelsen opgjorte usikkerhedsspænd i forhold til beregning af kvælstofindsatsen i de forskellige vandområder har været inddraget i dialogen med de nævnte eksperter. Usikkerhedsspændet er et skøn fra Miljøministeriet og ikke en egentlig usikkerhedsberegning. Det har ikke inden for arbejdsgruppen været muligt at foretage en ny usikkerhedsvurdering. På det foreliggende grundlag kan det konstateres, at der pt. ikke foreligger et værktøj, som med mindre usikkerhed end ålegræsværktøjet kan anvendes til at opgøre kvælstofindsatsbehovet i de danske fjorde og kystvande.

Reetablering af ålegræs

For så vidt angår ålegræsværktøjets anvendelighed i forhold til forudsigelse om genetableringen af ålegræs i fjorde og kystnære farvande, er arbejdsgruppen enig med Naturstyrelsen i, at værktøjet ikke må forventes at kunne bruges til at beskrive en tidlig udvikling af en genetablering.

Ålegræsværktøjet vil for en stor del af de danske fjorde og kystvande ikke være egnet hertil. Dette hænger først og fremmest sammen med, at de fysiske grundvilkår for ålegræs (bundforhold, sedimenttransport m.v.) i mange områder har ændret sig over en længere periode som følge af et forhøjet næringsstofniveau (eutrofiering), og andre faktorer, som f.eks. fiskeri, fjernelse af stenrev og andre råstoffer. Dette sammenholdt med at ålegræs er trængt meget tilbage og at udbredelsespotentialitet dermed er mindsket drastisk har medført, at reetablering af ålegræs er vanskeliggjort og tidskrævende selv de steder, hvor vandet er klart nok til at lyset ikke er begrænsende for udbredelsen.

Ålegræsovervågningen viser at hovedudbredelsen af ålegræs i yderfjordene udviser en signifikant positiv udviklingstendens i perioden 1989-2009, hvor der i samme periode har været en reduceret kvælstofbelastning. Det samme gælder ikke for inderfjorde, herunder Limfjorden, hvor dybdegrænsen derimod er rykket ind på lavere vand. Langs de åbne kyster viste hverken hovedudbredelsen eller den maksimale dybdegrænse nogen signifikant udviklingstendens. (DMU 2010). Det er således konstateret, at reetablering af ålegræs i mange tilfælde ikke er sket i takt med reduktionen i kvælstofbelastningen, og at der kan være en betydelig forsinkelse i reetableringen. Foruden eutrofiering har også andre faktorer i større eller mindre grad betydning for reetableringen. Nogle af disse faktorer er belyst og indsats over for dem indgår i vandplanerne i et vist omfang, men der er be-

hov for vidensopbygning om andre faktorer og vurdering af, om der kan findes virkemidler til at modvirke deres negative effekt for genetableringen. Især kan der rettes en større fokus på en direkte fysisk reetablering, da forskningen viser at ålegræs i flere tilfælde vil være meget lang tid om at reetablere sig. Samtidig vil reetablerede ålegræsbede have en næringsstoffiltrerende virkning og medvirke til at nedbringe næringsstoffkoncentrationerne i vandmiljøet.

Hvis man ønsker at fremskynde ålegræssets reetablering, i visse fjordområder anbefaler arbejdsgruppen at undersøge mulighederne for aktivt at hjælpe ålegræsset på vej ved etablering af marine virkemidler som f.eks. udplantning af ålegræs og andre foranstaltninger, der medvirker til stabilisering af de marine økosystemer.

Ad kommissoriets pkt. 2 og 3

Andre indikatorer og støtteparametre

Den fortsatte overvågning af fjorde og kystvande vil danne grundlag for vurderinger af, i hvilken udstrækning de fastsatte miljømål opfyldes. Ved vurdering af målopfyldelse for ålegræssets dybdegrænse skal der tages hensyn til den forsinkede effekt af kvælstofindsatsen. Det er derfor vigtigt, at såvel ålegræssets dybdegrænse som udviklingen i vandområdernes kvælstofbelastning og kvælstofkoncentration følges i overvågningen, hvilket allerede indgår i overvågningsprogrammet.

I overensstemmelse med Vandrammedirektivet forventes også andre biologiske kvalitetselementer at være egnede som indikator for miljøtilstanden og til beregning af indsatsbehov i det marine miljø. I relation til eutrofiering drejer det sig først og fremmest om planteplankton (klorofyl), makroalger og bundfauna.

Vidensgrundlaget bør således forbedres frem mod den næste generation af vandplanerne (næste planperiode). Herunder bør det igangværende arbejde med supplerende værktøjer for andre biologiske kvalitetselementer (klorofyl, makroalger og bundfauna) fastholdes og evt. styrkes, så usikkerheden ved opgørelse af indsatsbehov kan mindskes.

Ad kommissoriets pkt. 4

Muligheder for forbedring af ålegræsværktøjet og andre værktøjer

Arbejdsgruppen anbefaler, at der frem mod næste planperiode udvikles et forvaltningsværktøj, som indeholder såvel ålegræs som et eller flere af de øvrige betydende kvalitetselementer. Det anbefales, at der i værktøjet implementeres dynamiske arealbetragtninger for ålegræs. Dette giver reel systeminformation i forhold til plantens produktion, biomasse- og arealdækning, hvorved det kan vurderes hvor meget næringsstof der er bundet i systemets ålegræs, og om planten igen er i fremgang. Herved opnås mulighed for egentlig analyse af ålegræssets systemeffekt som levende næringssaltfilter. Dette vil kræve inddragelse af væsentligt større datamængder samt mere avancerede modeller. I det reviderede nationale overvågningsprogram er der sket en opprioritering af modelanvendelsen i fjorde og i åbne kystvande, som forventes at kunne bidrage til en forbedring af vidensniveauet, bl.a. i relation til ålegræs. Samlet set vurderes det, at der for at nedbringe usikkerheden på opgørelsen af indsatsbehovet er behov for en betydelig indsats til udvikling af forvaltningsværktøjet, som anbefalet ovenstående.

Det har ikke været muligt inden for den afsatte tidsramme at pege på mere konkrete forslag til forbedring og videreudvikling af forvaltningsværktøjer.

2 Indledning - Anvendelse af ålegræsværktøjet i vandplanerne

Med Grøn Vækst aftalen (mellem regeringen og Dansk Folkeparti) er der fastlagt en målsætning for indsats om reduktion af kvælstofudledninger i de kommende vandplaner.

I udkast til vandplaner tager opgørelsen af indsatsbehovet for at kunne opfylde miljømålet for kystvandene først og fremmest udgangspunkt i reduktion af kvælstofbelastningen. Indsatsbehovet er beregnet med henblik på at kunne opfylde miljømålet for ålegræssets dybdegrænse i kystvandene. Miljømål for ålegræssets dybdegrænse indgår i EU Kommissionens beslutning om fastsættelse af værdier for vandrammedirektivets miljømål¹, som en af de indikatorer, der skal benyttes i vurdering af miljøtilstanden i kystvande. I beskrivelse af miljømålet stilles der i vandrammedirektivet også krav til andre biologiske kvalitetselementer og parametre, som kan relateres til påvirkninger med næringsstoffer.

Indsatsen i relation til kystvande hviler i vid udstrækning på beregninger med 'ålegræsværktøjet', der er brugt til at finde den reduktion af kvælstofudledningen, der skal til for at kunne opnå miljømålet om god tilstand i en række fjorde. Ålegræsværktøjet bygger på en konstateret negativ sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationen og ålegræssets dybdegrænse i danske kystvande.

I forbindelse med udsendelse af vandplaner i høring i oktober 2010 blev det besluttet, at en arbejdsgruppe skal se nærmere på ålegræsværktøjet og de usikkerheder, der er forbundet med anvendelsen af værktøjet, og herunder vurdere, om der er brug for justeringer af værktøjet.

Dette arbejdsrapport indeholder resultatet af arbejdsgruppens drøftelse med belysning af muligheden for, at forbedre grundlaget for beregning af indsatsbehovet for at kunne opfylde miljømålene i kystvandene for så vidt angår reduktion af næringsstoffbelastningen. I arbejdsrapporten er inddraget viden, som blev præsenteret på et miniseminar afholdt i arbejdsgruppens regi med fire eksperter fra København, Århus og Syddansk universiteter og DHI. Arbejdsrapporten skal iflg. kommissoriet for arbejdsgruppen:

- 1) Beskrive styrker og svagheder ved "ålegræsværktøjet", herunder statistisk sikkerhed samt ved at belyse sammenhæng mellem udviklingen i kvælstofudvaskning og ålegræsforekomst under VMP I – III - perioden.
- 2) Beskrive faktorer, der er relateret til eutrofiering, og som har indflydelse på vurderingen af opfyldelse af miljømål for kystvande, herunder beskrivelse af indikatorer, der kan anvendes i vurderingen af om miljømålet er opfyldt.
- 3) Opstilling af mulige teknisk og økonomisk gennemførlige metoder til beregning af indsatsbehovet med henblik på opfyldelse af miljømålet for relevante biologiske kvalitetselementer (indikatorer) - særligt med henblik på beregning af reduktion af næringsstoffbelastningen.
- 4) På baggrund af 1 - 3 vurdere mulighed for forbedring af ålegræsværktøjet og mulighed for at kunne opstille tilsvarende værktøjer for andre relevante biologiske indikatorer under hensyn til økonomi og gennemførlighed.

Kommissoriets punkt 1 er særligt behandlet i arbejdsrapportens kapitel 5 med kapitel 3 som baggrundsinformation og med arbejdsgruppens vurdering i kapitel 6. Kommissoriets punkt 2 er be-

¹ EU Kommissionens Beslutning 2008/915/EF om fastsættelse af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen.

handlet i kapitlerne 3, 7 og 8, og med arbejdsgruppens vurdering i kapitel 4 og bemærkninger i kapitel 8. Kommissoriets punkt 3 og 4 er behandlet i kapitlerne 9-11.

2.1 Baggrund

Vandrammedirektivet forpligter medlemsstaterne til at opstille metoder til at vurdere vandområders økologiske tilstand. I metoderne skal indgå biologiske indikatorer for både planktonalger, blomsterplanter, store alger og bunddyr samt også fisk i vandløb og søer. For hver indikator skal tilstanden kunne klassificeres i relation til fem klasser 'høj', 'god', 'moderat', 'ringe' og 'dårlig'-tilstand.

For at sikre at medlemslandenes vurderingsmetoder giver ensartede resultater i forhold til at opfylde direktivets miljømål om god tilstand er medlemslandene forpligtet til at deltage i en interkalibrering af grænserne mellem høj/god tilstand og mellem god/moderat tilstand. EU Kommissionen forestår denne interkalibrering og offentliggør resultatet.

Første fase i interkalibreringen fandt sted i perioden 2006-2008 (JRC 2005). Den danske deltagelse og bidrag til interkalibreringen vedrørende ålegræs hviler på regeringsbeslutninger. Herunder mandat til indmelding af indikatorer og forslag til grænseværdier for grænserne mellem god/moderat tilstand for ålegræssets dybdeudbredelse. Fra dansk side er interkalibreringen gennemført med bistand fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Resultaterne af den første interkalibrering er offentliggjort i *EU Kommissionens beslutning 2008/915/EF*. Da Danmark stemte for resultatet af arbejdet, da det forelå i 2008, var det regeringens holdning, at resultatet var det bedst mulige på det foreliggende grundlag.

I den første interkalibrering er kun en del af de i Vandrammedirektivet krævede indikatorer blevet interkalibreret, først og fremmest på grund af utilstrækkeligt fagligt grundlag både i Danmark og i andre medlemslande. Interkalibrering af de resterende kvalitetselementer er planlagt til at blive afsluttet med udgangen af 2011 (JRC 2011).

2.2 Overordnet beskrivelse af ålegræsværktøjet

Anvendelse af ålegræsværktøjet i første vandplanperiode har først og fremmest til formål:

- at sikre anvendelse af en ensartet metode for forskellige kystvande, hvor der ikke på anden måde har kunnet opstilles et beregningsredskab
- at kunne fastlægge et acceptabelt belastningsniveau, der for konkrete fjorde vil kunne tilgodese et niveau for kvælstofkoncentrationen, som er en forudsætning for at vandområdet/kystvandet vil kunne opnå god tilstand.

Værktøjet er opbygget med ålegræssets dybdegrænse som indikator for miljømålet 'god tilstand' og det inddrager en dokumenteret generel sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og kvælstofkoncentrationen i vandområder samt sammenhæng mellem kvælstofbelastning og kvælstofkoncentration i det konkrete vandområde, som værktøjet benyttes for.

Miljømålet for ålegræssets dybdegrænse i et konkret vandområde er således udgangspunktet (en 'input'-værdi) når ålegræsværktøjet anvendes og derfor i sig selv ikke en del af værktøjet. Det er derfor vigtigt, at skelne mellem:

- 1) anvendelsen af ålegræssets dybdegrænse som indikator for miljøtilstand, herunder til fastlæggelse af miljømålet i et kystvand og
- 2) ålegræsværktøjets anvendelse til vurdering af indsatsbehov, herunder fastlæggelse af kvælstofkoncentrationer, der skal opnås i et vandområde med henblik på at kunne opfylde miljømålet.

I nærværende arbejdsrapport er der i de følgende afsnit skelnet mellem disse anvendelser. I afsnit 3 indgår Naturstyrelsens beskrivelse af og de indkaldte eksperter indlæg om ålegræs som indikator og indikatorens egnethed og i kapitel 4 indgår arbejdsgruppens vurdering af anvendelse af indikatoren. I afsnit 5 indgår Naturstyrelsens beskrivelse af og de indkaldte eksperter indlæg om ålegræsværktøjet og dets egnethed, og i kapitel 6 indgår arbejdsgruppens vurdering af værktøjet.

3 Ålegræs som indikator for miljømål

Tilstanden i kystvande skal efter vandrammedirektivet primært vurderes ud fra de biologiske kvalitetselementer planteplankton (mikroskopiske alger), makroalger og blomsterplanter samt bunddyr.

Formålet med at anvende flere kvalitetselementer er, at effekten af forskellige typer af menneskeskabt påvirkning skal kunne vurderes ud fra en økosystem betragtning. Eutrofiering som følge af menneskeskabte forhøjede næringsstofftilførsler er en effekt, som nogle af de biologiske forhold reagerer mere eller mindre direkte på. Det er f.eks. planteplanktonbiomassen, der viser sig ved forhøjede koncentrationer af klorofyl-a, forekomst og udbredelse af makroalger hvis vækstbetingelser kan være direkte afhængig af næringsstoftniveauet, men også, som for blomsterplanter (f.eks. ålegræs), være afhængige af lysnedtrængningen, som vækstforholdene for planteplankton i øvrigt har væsentlig indflydelse på.

Eutrofiering blev på baggrund af basisanalysen i 2006² konkluderet at være en af de væsentlige forvaltningsmæssige problemstillinger, som skulle håndteres i vandplanerne 2009-2015, og for så vidt angår kystvandene særligt med henblik på reduktion af kvælstoftilførslen. I den første planperiode har der kun været tilstrækkeligt teknisk fagligt grundlag til at kunne benytte ålegræs som tilstandsparameter (indikator) i relation til menneskeskabt eutrofiering. Arbejde med at udvikle indikatorer for de øvrige biologiske kvalitetselementer, så de kan bruges i alle kystvande, er iværksat således at samtlige biologiske kvalitetselementer, i overensstemmelse med vandrammedirektivets bestemmelser, kan komme til at indgå i vurdering af miljøtilstanden og af om miljømålene er opfyldt i de efterfølgende planperioder.

I følgende afsnit 3.1, 3.2 og 3.3 beskrives Naturstyrelsens baggrund for valg af ålegræs som indikator. I afsnit 3.4 og 4 indgår arbejdsgruppens vurdering af indikatorens egnethed, blandt andet baseret på bidrag fra eksperter fra danske universiteter og DHI.

3.1 Faglig baggrund for valg af ålegræs som indikator.

Havgræsser som f.eks. ålegræs er vidt udbredt i lavvandede kystområder i hele den nordlige tempererede zone. Ålegræs (*Zostera marina*) er et vigtigt element i størstedelen af de danske kystvandes økosystemer især i de indre farvande inden for Skagen, hvor de hydromorfologiske forhold i de fleste kystvande fra naturens side giver gode betingelser for ålegræsvækst. Ålegræs spiller her en vigtig rolle, idet planten kan opbygge stor biomasse, være meget produktiv og medvirke til at regulere – dvs. være et filter for - næringsstofftransporten fra land til de åbne havområder. Ålegræsbede er samtidig yngel- og opvækstområde for fisk og bunddyr, levested for mange epifytiske arter og medvirker til at stabilisere havbunden. Undersøgelser har blandt andet vist en større forekomst af forskellige arter i ålegræsbede end på sandflader, hvor der ikke er ålegræs og større artshyppighed (f.eks. 5 X flere små krebsdyr) i ålegræsbede pr. areal enhed end på de bare sandflader (DEVANO NST Aalborg). Flere af de epifytiske arter er endda afhængige af ålegræssets blade til at understøtte deres livscyklus (DFO 2009).

² Miljømålsloven, Kapitel 4. Resultatet af basisanalysen kan ses på:
<http://www.naturstyrelsen.dk/VANDET/Vandplaner/Vandrammedirektiv/Basisanalysen/>

Ålegræs har siden begyndelsen af 1980'erne indgået som delelement i de daværende amters vandkvalitetsplanlægning og overvågning. Med vandkvalitetsplanlægningen blev der fastlagt en generel målsætning for størstedelen af de danske kystvande, og til vurdering af om målsætningen var opfyldt indgik blandt andet kravet om "Sluttede bestande af ålegræs (*Zostera marina*) med stor dybdeudbredelse" (Miljøstyrelsen 1983).

Fravær af ålegræs i et kystvand – når det ikke skyldes de naturlige bund- og eksponeringsforhold – er derfor et tegn på en påvirkning f.eks. som følge af eutrofiering og/eller fysisk skade af voksesteder f.eks. fra bundskrabende redskaber.

Forekomst og udbredelse af ålegræs er derved et vigtigt delelement i vandrammedirektivets biologiske kvalitetselement makroalger og blomsterplanter.

Ålegræssets dybdegrænse er en forholdsvis enkel parameter at måle. Gennem dykkerundersøgelser kan man foretage præcise opgørelser af dybdegrænsen og fastlægge både dybdegrænsen for sammenhængende bevoksninger (kaldt hovedudbredelsen) og dybdegrænsen for de sidste enkeltskud (kaldt den maksimale dybdeudbredelse). Dybdegrænsen afspejler endvidere den potentielle arealudbredelse af ålegræs i konkrete områder, idet alle omkringliggende områder med mindre dybde og hvor vækstbetingelserne (dvs. bl.a. bundforhold og eksponering) er til stede vil være potentielle udbredelsesområder.

På tilsvarende måde indgår udbredelse af ålegræs i andre EU-medlemslandes (NL, UK, IE, DE) indikatorer for blomsterplanter (EF 2008, JRC 2009). I tidevandsområder benytter de fire lande indikatorer, der er baseret på tæthed og arealudbredelse af ålegræsbede, som den mest velegnede indikator i store fladvandede områder, der er karakteristisk for de pågældende tidevandsområder.

I Canada anvendes ålegræs også som økologisk indikator. Department of Fisheries and Oceans afholdt i 2006 en konference med spørgsmålet om ålegræs (*Zostera Marina*) opfylder kriterierne for en økologisk betydende art. Konferencens konklusion var bekræftende og pegede blandt andet på, at der ikke findes en anden organisme, der kan substituere den struktur og funktion, som ålegræs udgør i et kyst-økosystem. (DFO 2009)

Det skal dog understreges, at i følge vandrammedirektivet kan ålegræssets dybdegrænse ikke stå alene som indikator for det biologiske kvalitetselement makroalger og frøplanter. Andre vegetationarter skal også indgå og vegetationens dækningsgrad og tæthed skal indgå. Til brug for udarbejdelse af den første vandplan har der ikke foreligget tilstrækkeligt fagligt grundlag til at kunne opstille indikatorer for disse delelementer. Sådanne delelementer er under udvikling og interkalibrering og vil indgå som indikatorer i det efterfølgende vandplanarbejde.

Andre indikatorer

Som nævnt indledningsvis har der kun været tilstrækkeligt faglig og datamæssig baggrund til at alene ålegræs har kunnet anvendes bredt i forarbejderne til forslag til de første vandplaner. Godt nok er der gennem EU's interkalibrering også fastlagt miljømål for andre biologiske kvalitetselementer, herunder planteplankton (klorofyl), men resultaterne heraf dækker kun åbne kystvande, hvor Danmark har fælles typeområder med andre EU-medlemslande. Der har indtil nu ikke kunnet etableres et tilstrækkeligt fagligt teknisk grundlag til, at resultaterne fra interkalibreringen kan oversættes til de nationale typeområder i fjorde og lukkede kystvande³, som er det primære fokus for indsatsen i første vandplan. Det er Naturstyrelsens vurdering, at en direkte anvendelse af interkalibreringsresultaterne for kvalitetselementet planteplankton (klorofyl) uden oversættelse til de nationale områder ville føre til tilstandsvurderinger, der uberettiget viser ringere tilstand end ved anvendelse

³ Jf. Bekendtgørelse nr. 1433 af 23. december 2009 om fastsættelse af miljømål, Bilag 5 afsnit 1.4.

af ålegræsindikatoren og derved ville der også uberettiget blive tale om større krav til indsats med henblik på at opfylde miljømålet.

Ovenstående er baggrunden for, at det er valgt ikke at inddrage andre indikatorer end ålegræs i første vandplan.

Som tidligere nævnt vil en national oversættelsesmetode for brug af EU-interkalibrerede indikatorer for andre biologiske kvalitetselementer blive udviklet til brug for den efterfølgende vandplanlægning.

Da vandrammedirektivet lægger sin vægt på opfyldelse af miljømål udtrykt ved biologiske kvalitetselementer vil andre f.eks. fysisk-kemiske indikatorer ikke kunne anvendes til vurdering af miljøtilstanden eller fastlæggelse af miljømål med mindre, der for disse parametre fastsættes grænser, der sikrer at økosystemet fungerer og at værdierne for de biologiske kvalitetselementer opnås⁴.

Det kan f.eks. være værdier for sigtddybde og næringsstofkoncentrationer når grænserne fastsættes på et niveau, der tillader ålegræs at vokse og trives ned til de målsatte dybder eller som sikrer at fastsatte miljømål for planteplankton ikke overskrides.

3.2 Faglig baggrund for fastsættelse af referencetilstand

Før en biologisk indikator kan anvendes til vurdering af miljøtilstanden i vandområder og til fastsættelse af miljømål for et vandområde, skal indikatorens værdier ved forskellige tilstande vurderes i forhold til den tilstand, der ville være i en uberørt tilstand i vandområder af samme type. Det vil sige den tilstand, der ville være i et vandområde i dag med de nuværende aktiviteter og arealanvendelse i oplandet, men uden at disse aktiviteter giver anledning til mere end ubetydelige ændringer i den økologiske tilstand, herunder at der ikke sker en menneskeskabt øget tilførsel af forurenende stoffer f.eks. udover hvad en opdyrkning af arealer alene – dvs. uden tilførsel af gødning - vil medføre.

Som udgangspunkt må det konstateres, at de danske farvande ikke omfatter områder, som er uberørte af menneskelige aktiviteter, og basisanalysen i 2005-6⁵ viste at mere en 90 % af alle kystvandene i fjorde og lukkede områder var i risiko for ikke at kunne opfylde målene i 2015 som følge af diffus nærings saltbelastning, spildevandspåvirkning og påvirkning med miljøfarlige stoffer. Derfor kan der heller ikke udpeges områder, som med deres nuværende tilstand kan danne grundlag for fastlæggelse og beskrivelse af typespecifikke referenceforhold i danske farvande.

Der findes imidlertid et stort historisk materiale om ålegræssets dybdeudbredelse i danske kystområder fra omkring år 1900 og nogle årtier frem (refereret i DMU 2009a), som kan bruges til at definere referencetilstanden. Ligeledes findes der materiale, som kan bruges og i EU interkalibreringen har været brugt til at definere referencetilstanden for planteplankton (klorofyl) i åbne danske farvande (DMU 2005b, JRC 2009).

Ud fra dette store datamateriale er der tilvejebragt et statistisk grundlag for fastlæggelse af referencetilstand for ålegræssets hovedudbredelse for en række specifikke kystvandsområder eller kystvandstyper. De historiske data har gennemgået en validering således, at kun de sikreste estimater af dybdegrænsen indgår i den statistiske behandling. De sikreste observationer af dybdegrænsen opfylder det kriterium, at der lidt dybere på samme station ikke er observeret bevoksninger af ålegræs eller, at den pågældende observation er blandt de dybeste af flere i området (defineret som 'kategori 1' data). Der er yderligere kun benyttet data fra før 1930 for at undgå eventuelle ef-

⁴ Jf. Vandrammedirektivet bilag V, afsnit 1.2.4

⁵ <http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/DE018303-3980-44ED-A7E6-BA27C897C97F/0/Risikovurderingsammenfatterrapport.doc>

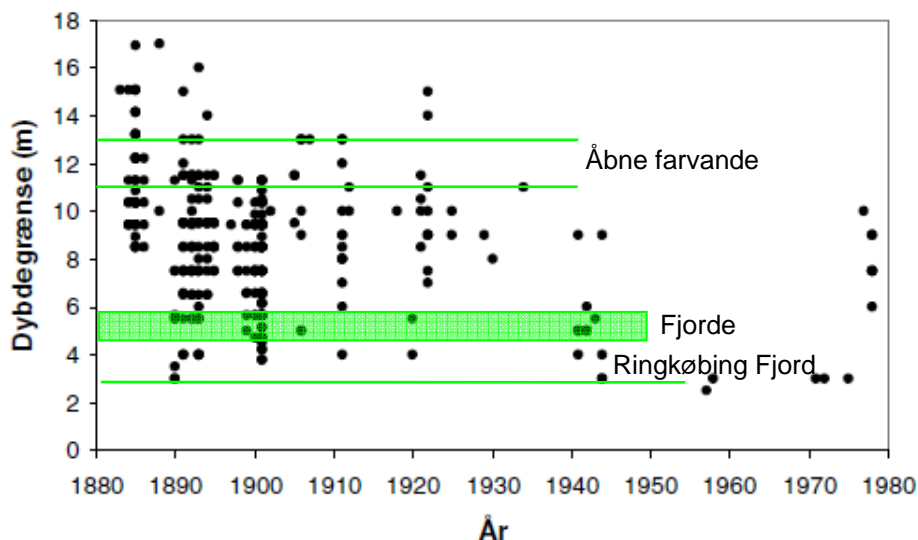
fekter af den udbredte ålegræssyge i 1930'erne, hvor ålegræsbestandene først havde reetableret sig så sent som op til ti år efter ålegræssygen. Samtidigt sikres det, at data stammer fra en periode, hvor kvælstof- og fosforoverskuddet i bl.a. landbruget var så lavt og arealudnyttelsen i landbruget af en sådan karakter, at det kan antages, at der med undtagelse af vandområder tæt på udledninger fra større byer, var tale om en så lille diffus næringsstofførsel fra land, at påvirkningen af kystvandene i relation til vandrammedirektivets definitioner kunne betragtes ubetydelig og miljøtilstanden i kystvande derfor som en referencetilstand.

Danmarks Miljøundersøgelser har vurderet, at de historiske observationer ikke har kunnet identificere dækningsgader mindre end ca. 10 %, og at den dybeste observation derfor repræsenterede dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse snarere end den maksimale dybdegrænse defineret ved enkeltstående strå.

Ålegræssets referenceudbredelse er fastlagt for de forskellige typeområder. Som udgangspunkt er værdien fastlagt ved 90 % fraktilen af de sikreste historiske dybdegrænseværdier ('kategori 1' data). 90 % fraktilen er benyttet dels fordi de naturbetingede forhold i de enkelte vandområder af samme vandområdetype ikke kan forventes at kunne understøtte, at der i alle områder af samme type ville kunne vokse ålegræs ud til den størst fundne dybdeudbredelse (100%) inden for typen, dels fordi det for et gennemsnit af de historiske data blev vurderet, at ikke samtlige historiske observationer repræsenterer potentialer for dybdegrænser, der er bestemt af vandkvaliteten. Hvis alle de historiske observationer med sikkerhed kunne regnes for dybdegrænser bestemt af vandkvaliteten, så ville det være mere nærliggende at benytte deres gennemsnit til at beskrive referencetilstanden. Ved fastsættelse af referenceværdier for et konkret vandområde kan et gennemsnit frem for 90 %-fraktilen imidlertid bruges, hvis der forefindes mange historiske observationer, og forudsat at det kan verificeres, at alle historiske dybdegrænser i området kan betragtes at repræsentere dybdegrænser, som er præget af de typespecifikke forhold i vandområdet og dermed af vandområdetypens vandkvalitet i referencetilstanden.

Til EU's interkalibrering af grænserne for miljømål har regeringen indmeldt referenceværdier for ålegræs, der baserer sig på de historiske observationer og faglige anbefalinger fra Danmarks Miljøundersøgelser. Disse referenceværdier for ålegræssets dybdegrænse har været brugt som udgangspunkt for at vurdere, hvor stor afvigelse fra referenceværdierne, der skulle fastlægges for grænserne mellem miljømålene høj/god og god/moderat. Der er på det grundlag fastlagt referenceværdier ud fra en vurdering af den ålegræsudbredelse, som indikatoren skal kunne beskrive ved en tilstand, der ville være til stede uden eller kun med ubetydelige ændringer som følge af menneskeskabte påvirkninger af de fysisk-kemiske kvalitetselementer, der understøtte denne tilstand og som er omtalt ovenfor. Resultatet heraf fremgår af EU Kommissionens beslutning om resultaterne af interkalibreringen (EF 2008) og referenceværdier fremgår af den tilhørende tekniske baggrundsrapport (JRC 2009).

By- og Landskabsstyrelsens 'Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer' bilag 5 indeholder en beskrivelse af hvordan det historiske datamateriale bør benyttes ved fastlæggelse af referenceforhold for konkrete kystvande. De niveauer for referencetilstanden i kystvandene, der derudover er fastlagt i vandplanerne er vist sammen med resultat af de historiske observationer i figur 1. Heraf fremgår at for fjordene er referencetilstanden fastlagt i den nedre del af variationsintervallet for de historiske observationer.



Figur 1 Ålegræssets dybdeudbredelse i Danmark 1880-1980 vist med samme signatur for alle typer af kystvandsområder. Indtegnet med grønt er vist fastlagte referenceniveauer for typeområder i åbne farvande, fjorde og særskilt Ringkøbing Fjord.

3.3 Faglig baggrund for fastsættelse af miljømål for ålegræs

Miljømålet for god tilstand skal ifølge vandrammedirektivet fastsættes med niveauer, der er svagt ændret som følge af menneskelig aktivitet, men kun afviger lidt fra, hvad der normalt gælder under uberørte forhold.

Det vil sige at miljømålet 'god tilstand' som udgangspunkt skal beskrives for de biologiske kvalitetselementer, der er karakteristiske for de pågældende vandområder i den uberørte tilstand - referencetilstanden. Miljømålet for god tilstand fastlægges med værdier for de valgte indikatorer, med en værdi for den acceptable ændring/afvigelse fra referencetilstanden. Miljømålet god tilstand understøttes ved at beskrive grænser eller niveauer for en række fysisk-kemiske kvalitetselementer som f.eks. næringsstofkoncentrationer, med værdier, der er bestemmende for om miljømålet kan opfyldes.

Værdier for grænserne mellem god/moderat tilstand og høj/god tilstand er fastsat af medlemsstaterne efter en EU interkalibrering, hvor forslag til grænser er sammenlignet for samme type vandområder og hvor EU kommissionen har truffet beslutning om værdierne i en Kommissionsbeslutning (EF 2008)

Forud for regeringens indmelding af forslag til grænser for miljømål til EU's interkalibrering i 2006 blev foreliggende data fra forskning og overvågning samt miljømålene for ålegræssets dybdegrænse i de daværende regionplaner vurderet i forhold til referencetilstanden i konkrete kystvande. I gennemsnit viste regionplanmålene en afvigelse på 24 % fra referencetilstanden og med et variationsinterval fra 7 til 60 %. Ses der bort fra vandområder, hvor afvigelsen var h.hv. 55 % og 60 % var gennemsnittet omkring 20 %. Endvidere vurderede Danmarks Miljøundersøgelser (Krause-Jensen 2006), at en afvigelse på 15 % og 20 % ville være bedst i overensstemmelse med vandrammedirektivets normative definitioner.

På den baggrund foreslog Danmark, at grænser mellem god og moderat økologisk for ålegræs burde svare til reduktion i dybdeudbredelsen på 25-30 pct. i forhold til referencetilstanden. I forslaget tog regeringen afsæt i, at der var en vis variation både i amternes regionplanmål og i datamateriale.

rialet som følge af den naturlige variation i økosystemerne. Regeringen valgte at lade denne variation indgå direkte i de foreslåede grænser, som derfor blev angivet som et interval. EU Kommissionen udtrykte i et brev af 28. februar 2008, at dette ikke var en tilstrækkelig begrundelse for valget af grænserne. Med Danmarks henvisning til ovenstående udgangspunkt om sammenligningen med regionplanmålene fik Kommissionen et tilstrækkeligt grundlag til at kunne træffe beslutning om fastsættelse af miljømålet.

Til interkalibrering af miljømålet for ålegræssets dybdegrænse i de indre danske farvande (inden for Skagen) har Danmark fælles vandområdetyper med Sverige og Tyskland. Sverige har hidtil ikke haft et teknisk grundlag til at en interkalibrering har kunnet gennemføres i første runde. Derfor er der kun gennemført interkalibrering for den Vestlige Østersø type, som vi har til fælles med Tyskland.

Interkalibreringen er gennemført med data fra lokaliteter, der repræsenterer åbne dele i vandområdetypen Vestlige Østersø i både den danske og den tyske del af området. For Danmark drejer det sig om områder som Hjelm Bugt. Referencetilstanden for hele vandområdetypen er fastlagt til 9,4 meter på baggrund af historiske observationer af en største dybdeudbredelse på 10,4 meter. Høj/god grænsen er fastlagt med en EQR⁶ værdipå 0,90 svarende til 8,5 meter og god/moderat grænsen med en EQR værdi på 0,74 (afvigelse på 26 %) svarende til 7 meter⁷. Resultaterne af interkalibreringen er offentliggjort i EU Kommissionens beslutning om resultaterne af interkalibreringen (EF 2008) og beskrivelse af fremgangsmåder og faglige vurderinger i interkalibreringsprocessen fremgår af den tilhørende tekniske baggrundsrapport (JRC 2009).

Interkalibreringsresultatet skal anvendes til at fastsætte miljømålet for de vandområder, som er repræsenteret ved vandområdetypen i de åbne dele af den Vestlige Østersø. For andre typer af vandområder, der i karakter afviger væsentligt fra den Vestlige Østersø, foreskriver EU Kommissionens: 'Guidelines to translate the intercalibration results into the national classification systems and to derive reference conditions'⁸, hvordan resultatet af interkalibreringen bør oversættes til nationale vandområdetyper.

For at kunne fastsætte miljømål for andre danske kystvandstyper⁹ end den Vestlige Østersø har en oversættelse af resultatet af interkalibreringen således været nødvendig. Dette skal i ske i overensstemmelse med Vandrammedirektivets definitioner af god tilstand og i henhold til EU Kommissionens vejledning, så der sikres samme beskyttelsesniveau, der er repræsenteret ved resultatet af interkalibreringen¹⁰.

For de danske kystvande er fastsættelse af miljømålet for de nationale kystvande sket ved at anvende samme fremgangsmåde, som er anvendt for interkalibreringsområdet. Det vil sige ved at fastlægge referencetilstanden for et vandområde og derefter fastsætte miljømålet ved den acceptable afvigelse, som er udtrykt med EQR værdien 0,74 i interkalibreringsbeslutningen. Denne fremgangsmåde er i overensstemmelse med den danske regerings indmelding om miljømål for ålegræssets dybdegrænse til EUs interkalibrering i 2006.

De miljømål der på denne måde fastsættes for de konkrete fjorde og lukkede vandområder reflekterer derfor via referencetilstanden de lokale karakteristika for disse vandområder. Fremgangsmåden

⁶ EQR-værdi er forholdet mellem referenceværdi og værdien for grænsen mellem miljømålsklasserne, og EQR-værdien har en værdi mellem nul og 1, hvor 1 er udtryk for den højeste miljøtilstand dvs. referencetilstanden.

⁷ Miljøministeriets BEK nr. 1433

⁸ 'Guidelines to translate the intercalibration results into the national classification systems and to derive reference conditions', ENV –COM 150508-9 Intercalibration guidelines version 4 3. Dokumentet er offentligt tilgængeligt på Kommissionens hjemmeside (CIRCA Public Library).

⁹ Typeinddelingen ad danske kystvande fremgår af Miljøministeriets BEK nr. 1355 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer.

¹⁰ Miljøministeriets BEK nr. 1433 om fastsættelse af miljømål, bilag 5 afsnit 1.4

er mere detaljeret beskrevet i By- og Landskabsstyrelsens Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer, bilag 5.

3.4 Ålegræsindikatorens egnethed

Nærværende afsnit opsummerer bemærkninger og kritik på af anvendelsen af ålegræs som indikator, herunder også bemærkninger og kritik fra indkaldte eksperter, samt Naturstyrelsens bemærkninger hertil.

Bemærkninger og kritik knytter sig i alt væsentlighed til følgende emner:

1. Faktorer der har betydning for ålegræssets udbredelse
2. Sammenhæng mellem kvælstofbelastning og udvikling af ålegræsudbredelse
3. Ændring i økologisk struktur
4. Andre menneskeskabte påvirkningsfaktorer udover kvælstofbelastning

Bemærkninger og kritik fra DHI og Videncenter for Landbrug kan opsummeres som følger:

- DHI konkluderer i sin rapport til Landbrug og Fødevarer (DHI 2010), at ålegræssets dybdegrænse ikke er velegnet som kvantitativt mål til at fastlægge reduktioner af kvælstoftilførsel. I relation til ålegræs som indikator for miljømål fremføres, at ålegræssets dybdegrænse ikke har reageret (positivt) på reduktioner af kvælstoftilførslen gennem de seneste 20 år, at saltholdighed og temperaturforhold – og herunder især klimabetinget temperaturstigning gennem de sidste 20 år - har betydning for dybdegrænsen, samt at temperaturforholdene i referenceperioden var 2° lavere end i dag og hvis der tages højde herfor skulle reference-dybdegrænsen i dag antageligt være 25-30 % mindre end angivet i vandplanerne.
- DHI har endvidere anført, at der er en manglende positiv udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse som reaktion på den reduktion af kvælstofudledningen, der er sket siden begyndelsen af 1990'erne. Og at dybdeudbredelsen endda er gået tilbage de seneste 20 år samtidig med at kvælstofindholdet er faldet markant gennem samme 20 år.
- DHI fremfører at udvælgelse af referencedata i det historiske datasæt er et af tre forhold som har stor indflydelse på de beregnede reduktionskrav for kvælstof. Hvis man udvælger de største dybdegrænser bliver resultatet at ålegræs havde en meget stor dybdeudbredelse i 'referencetilstanden'. Hvis man gjorde som i dag og tog gennemsnittet af alle foreliggende målinger bliver dybdegrænsen i referencetilstanden betydeligt lavere, og reduktionskravet langt mindre.
- Videncenter for landbrug har anført, at det er en myte, at det var de lavere kvælstoftilførsler til danske farvande i de "tørre" år 1996 og 1997, som var årsagen til forbedringer i sigtdybde i bl.a. farvandet omkring Fyn og muliggjorde at dybdegrænsen for ålegræs rykkede ud på større dybde på visse lokaliteter. Det helt centrale spørgsmål i den sammenhæng er, hvorfor ses ikke en tilsvarende positiv udvikling i sigtdybde og ålegræssets udbredelse i senere år, når koncentrationer af kvælstof er lavere end i 1996 og 1997 og kvælstoftilførsler til marine områder i nogle år er på samme niveau som i 1996 og 1997? (Videncenter for landbrug 2011).

Arbejdsgruppen har til belysning af disse kritikpunkter på et miniseminar drøftet kritikken med eksperter fra Københavns, Århus og Syddansk universiteter. Resultatet af denne drøftelse er sammenfattet nedenstående, blandt andet sat i perspektiv i relation til bestemmelser i vandrammedirektivet.

1. Faktorer der har betydning for 'regulering' af ålegræssets udbredelse

På baggrund af mangeårig forskning vedrørende ålegræssets vækstforhold gav Jens Borum, Københavns Universitet ved ovennævnte seminar et overblik over forskellige faktors betydning for ålegræssets vækst og forekomst, se nedenstående skema.

| Regulerende faktorer | | Beskrivelse |
|-----------------------------------|-----------------|---|
| Lys | Ja | Lystilgængelighed er universelt den mest betydende faktor for havgræssets dybdegrænse. Lys er først og fremmest afhængig af eutrofieringsniveauet og dermed af næringsstofbelastningen, særligt af kvælstofniveauet, hvorved det bliver bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse. |
| CO ₂ | Nej | CO ₂ er den grundlæggende kulstofkilde til ålegræsvækst og det er til stede i havvand i tilstrækkeligt omfang til, at det ikke har særskilt betydning for ålegræssets vækst. |
| Næringsalte Kvælstof og fosfor | Nej | I alle marine områder er der tilstrækkeligt med næringsalte til at understøtte ålegræssets vækst især under den betragtning, at ålegræssets næringsstoffoptagelse i høj grad sker via rødderne. |
| Salinitet | Både og | Ålegræs har sin optimale vækst ved salinitet på 20-25 ‰ men er tolerant i et interval fra 5 – 35 ‰. Meget lave og meget høje salinitetsforhold hæmmer dog væksten. For ålegræs i danske farvande er saliniteten optimal i forhold til væksten. Det dokumenteres af de historiske observationer, og salinitetsforholdene er ikke anderledes i dag end da observationerne blev gjort. I fjorde med særlig stor tilstrømning af ferskvand, i forhold til vandudskiftningen med de åbne farvande, kan der i de indre dele af fjordene være tale om, at ålegræsset kan være hæmmet i at udfolde sit vækstpotentiale. Dette vil i så fald også være afspejlet i referenceværdier, der er fastlagt på grundlag af de historiske observationer. |
| Ilt | Ja | Ålegræs tåler ikke iltvind. Et døgn med iltfrie forhold dræber bestanden. Forekomst af iltvind er som lys afhængig af eutrofieringsniveauet og dermed af næringsstofbelastningen og optræder hyppigere sammen med reducerede lysforhold |
| Temperatur | OK lille effekt | Ålegræs vokser godt over et bredt temperaturinterval – 10-25 ^o C og kan overleve op til 35 ^o . Stigende temperatur øger planternes respiration samt lysbehov, hvilket medfører en reduceret dybdeudbredelse ved samme lysforhold. Effekten er lille (10-30 cm ved 2 graders temperaturstigning) i forhold til ændringer i vandets svækkelse af lysnedtrængning relateret til eutrofiering. |
| Sedimentkvalitet | Ja | Sedimentkvaliteten kan have stor betydning. Dårlig sedimentkvalitet f.eks. stor mængde af organisk stof, kan hæmme ålegræsplanternes rekolonisering enten direkte eller ved at generere iltvind og/eller svovlbrinte frigørelse. |

| Regulerende faktorer | | Beskrivelse |
|----------------------|----|---|
| | | Mængden af organisk stof, iltforbrug og sulfid i sedimentet er afhængig af eutrofieringsniveauet og dermed af næringsstoffbelastningen. |
| Sedimentstabilitet | Ja | <p>Sedimentets stabilitet har betydning for om ålegræsset kan forankre sine rødder. Stabiliteten er afhængig af sedimentkvaliteten og af bølgeeksponering. F.eks. er sedimentkvaliteten langs vestkysten velegnet til ålegræsvækst, men bølgeeksponeringen gør, at sedimentet bliver mobilt og dermed ikke stabilt nok til at ålegræs kan få fodfæste.</p> <p>Indholdet af organisk stof har betydning for sedimentstabiliteten, idet et højere indhold forringer stabiliteten. I områder med forhøjet organisk stofindhold stiger sedimentets mobiliseringspotentiale. (Flindt et al. 2007, Lillebø et al. 2011)</p> <p>I lavvandede områder bl.a. i fjorde har ålegræs en naturlig funktion ved, at dets rødder stabiliserer sedimentet og nedsætter mobilisering ved bølge- og strømpåvirkning. Tilbagegang i ålegræsbestandene har derfor betydning for sedimentstabiliteten.</p> <p>I områder, hvor der er naturlige betingelser for ålegræsvækst har eutrofieringsniveauet og dermed næringsstoffbelastningen betydning for sedimentstabiliteten.</p> |
| Epifytbevoksninger | Ja | <p>Påvækst på ålegræssets blade med epifyter (kiselalger og enårige trådalger) er en konkurrerende faktor for ålegræssets adgang til lys. Påvæksten kan derfor have betydning for ålegræssets dybdegrænse.</p> <p>Påvækst af epifyter er afhængig af næringssaltniveauet og det er vist, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem epifytbiomasse og koncentrationen af total-kvælstof. Der sker således en eksponentiel stigning i påvæksten af kiselalger med stigende kvælstofkoncentrationer, og det er vel at mærke en stigning, der er en 10-faktor større end tilsvarende stigning i planteplankton biomasse (Borum 1985).</p> <p>Epifytbevoksningers betydning for ålegræssets dybdegrænse er dermed afhængig af eutrofieringsniveauet og især af kvælstofbelastningen.</p> |
| Trådalgemåtter | Ja | <p>Vækst af enårige trådalger kan tage et omfang så ålegræsbestandene bliver overvoksede af algemåtter eller algemåtter bevæger sig med strømmen i et vandområde og finder ofte læ i ålegræsengenene. Dette kan dels give en skyggeeffekt for ålegræsset, dels medføre stort iltforbrug og iltsvind ved bunden under algemåtterne. Under sådanne forhold vil bundfauna og ålegræssets rødder have svært ved at overleve, og algemåtter kan være hindrende for at nye ålegræsplanter kan spire og rodfæste sig.</p> <p>Sådanne effekter er observeret i flere kystvande og f.eks. var det i 1970-90erne den væsentligste effekt af en forhøjet næringssaltbelastning til Køge Bugt (Hovedstadsrådet 1984 og 1987).</p> |

| Regulerende faktorer | | Beskrivelse |
|----------------------|-----|--|
| | | Forekomst af trådalgemåtter eller masseforekomst af andre enårigge alger er afhængig af eutrofieringsniveauet og dermed nærings-saltbelastningen. |
| Græsning | Nej | |
| Tilfældigheder | Nej | |
| Tid | Ja | Ålegræs har en langsom spredning via frø og rodsrud, især hvis der ikke er nærliggende bestande på lavt vand. Rekolonisering kan forsinkes på grund af dårlig sedimentkvalitet og –stabilitet, forekomst af trådalgemåtter samt periodevis iltsvindshændelser. Det er alle faktorer, der ved et stigende eutrofieringsniveau ændrer sig i negativ retning og forringer ålegræsset vilkår. Det vil sige, at spørgsmålet om, hvor lang tid det vil tage for ålegræs at vende tilbage, er afhængig af om eutrofieringsniveauet er nedbragt tilstrækkeligt til, at ålegræsset har mulighed for rekolonisering. Dette punkt er uddybet nedenstående |

Tabel 1 Oversigt over faktorer, der kan have indflydelse på ålegræssets vækstbetingelser

Naturstyrelsens bemærkning vedrørende egnethed til at vurdere om miljømål er opfyldt vs. om der er behov for indsats

Ålegræs som indikator for miljømål er, at den er enkel og let at observere. Det er derved let at konstatere, når der er ålegræs til stede til de grænser, der er fastsat for ålegræssets udbredelse målt ved dybdegrænsen, hvorved miljømålet vil kunne vurderes opfyldt forudsat, at værdierne for miljømål for alle andre kvalitetselementer også er opfyldt. Opfylder værdierne for ålegræs derimod ikke miljømålet og er der i øvrigt naturbetingede forhold, der kan tilgodese udbredelse af ålegræs, vil miljømålet blive vurderet ikke opfyldt.

Når miljømålet ikke er opfyldt forudsætter vandrammedirektivet, at årsagerne hertil undersøges, og at der fastsættes yderligere foranstaltninger, som er nødvendige for at opfylde målene¹¹. Hvis årsagerne til at ålegræsset ikke er til stede hidrører fra omstændigheder af naturlig art eller force majeure, som er ekstraordinære eller ikke med rimelighed kunne være forudset, kan direktivets bestemmelser om undtagelser for opfyldelse af miljømålene dog bringes i anvendelse. Med 'omstændigheder af naturlig art' menes naturlige processer, som kan medføre en forsinkelse i en effekt, som er tiltænkt med iværksættelse af foranstaltninger med henblik at forbedre tilstanden.

Det vil sige, at hvis ålegræssets dybdegrænse ikke opfylder miljømålet i 2015 h.v. 2021 på grund af omstændigheder af naturlig art, hvis nødvendige indsats med henblik på at reducere påvirkninger fra menneskelige aktiviteter så miljømålet skulle kunne opfyldes er iværksat, herunder eventuelle supplerende foranstaltninger med henblik på at restaurere miljøtilstanden og hvis næringsstokoncentrationerne er faldet til et niveau, som understøtter opfyldelse af miljømålet, så vil Danmark kunne begrunde anvendelse af direktivets undtagelsesbestemmelse om udskydelse af tidsfristen for opfyldelse af miljømålet. Direktivet tager ikke stilling til situationer hvor miljømålet endnu ikke er opfyldt i 2027.

Vurderinger af "naturlig" art har betydning i vurdering af overvågningsresultater. Dette er uddybet i kapitel 7 om faktorer, der har betydning for vurdering af overvågningsresultater.

¹¹ Vandrammedirektivet artikel 11.5

Naturstyrelsens bemærkning om udvælgelse af referencedata

Til DHIs kritik i forhold til den statistiske udvælgelse af data til fastlæggelse af referenceværdier, henholder Naturstyrelsen sig til DMU's metode for udvælgelse af værdier, der er fastlagt på baggrund af historiske observationer af ålegræs i en bearbejdning af disse data hos DMU. (DMU 2009a).

Naturstyrelsens skal i øvrigt bemærke, at valg af referencedata tager udgangspunkt i, at interkalibrering af miljømålet for ålegræssets dybdegrænse er baseret på observationer af referencetilstanden for typeområder, og at der er brugt observationer, som afspejler potentialet for ålegræssets dybdeudbredelse, som vandkvaliteten i typeområdet gav mulighed for i referencetilstanden. Fastsættelse af grænsen mellem god og moderat tilstand skete således på baggrund af en referenceværdi, der blev fastlagt på 90% at den maksimale dybdegrænse, der var observeret i områderne. Efterfølgende gennemførte DMU (DMU 2009a) en dybere analyse af et betydeligt større antal observationer som beskrevet i afsnit 3.2,. For at give dette datamateriale vægt blev det valgt at benytte 90 % fraktilen i stedet for den maksimale dybdegrænse i de forskellige typeområder. Værdierne for 90 % fraktilen viser sig i gennemsnit at være ca. 10 % lavere end 90 % af den af den maksimale dybdegrænse.

DMU gennemgik og validerede observationerne således, at kun de sikreste estimater af dybdegrænsen indgår i den statistiske behandling. De sikreste observationer af dybdegrænsen opfylder det kriterium, at der lidt dybere på samme station ikke er observeret bevoksninger af ålegræs, eller at den pågældende observation er blandt de dybeste af flere i området (DMU 2009a). Naturstyrelsen vil efterfølgende redegøre nærmere for udvælgelsen, herunder de anvendte kriterier.

Indmelding til EU's interkalibrering af referenceværdier skete på baggrund af faglig rådgivning fra DMU og efter mandat fra regeringen. I den forbindelse har spørgsmålet om, at der var tale om at anvende 90 %-værdier været offentligt kendt siden 2007.

Skulle der vælges en anden referenceværdi f.eks. middelværdien som DHI foreslår, ville grundlaget for resultatet af EU's interkalibrering og dermed grundlaget for det fastsatte interkalibrerede miljømål bortfalde. Miljømål for de danske kystvande ville derfor ikke kunne fastsættes ved 0,74 gange referenceværdien. DHIs forslag ville, hvis det umiddelbart fulgtes, betyde en nedgradering af miljømålet med en mindre indsats til følge. Ifølge vandrammedirektivet ville et sådant andet valg af referencetilstand skulle forelægges EU Kommissionen og finde accept i komitéen for vandrammedirektivet (JRC European Commission 2011).

Det kan i den forbindelse oplyses, at Naturstyrelsens "Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer" (By- og Landskabsstyrelsens 2010a) giver mulighed for at benytte middelværdier for de historisk observerede værdier i et vandområdeområde, hvis det kan godtgøres, at de repræsenterer dybdegrænser, der er bestemt af vandkvaliteten. Det er f.eks. sket for Limfjorden med en referenceværdi på 5,5 meter, som er mere end 40 % lavere den maksimale udbredelse i nogle dele af fjorden og knap 20 % lavere end 90 % fraktilen for værdierne.

Det skal endvidere bemærkes, at Laurentius-relationen er baseret på maksimale dybdegrænser. Skulle man anvende middelværdier for dybdeudbredelsen, der er mindre end de foreliggende reference- og miljømålsværdier, kan det betyde, at der skulle korrigeres herfor, så det at bruge en mindre værdi ikke nødvendigvis ville føre til et mindre indsatsbehov.

Hvad angår vurdering af observationer fra overvågning af tilstanden i kystvandene i forhold til hvordan referencetilstanden og miljømålet er fastsat henvises til kapitel 7.

2. Sammenhæng mellem kvælstofbelastning og udvikling af ålegræsudbredelse

Med hensyn til problemstillingen vedrørende manglende sammenhæng mellem reduktion af kvælstofbelastningen og forbedring af ålegræssets dybdeudbredelse har Mogens Flindt, Syddansk Universitet, på seminaret fremført, at 'tabet' af ålegræs under en periode med stigende næringsstofbelastning skyldes mekanismer, der påvirker ålegræsbede, mens reetablering af ålegræsbede er afhængig af faktorer, der påvirker frø og årsskud. En stigende udbredelse af ålegræs skal nemlig ske ved rodsrud, der er en langsommelig proces, og dels ved frøspredning, der kræver optimale spirings- og vækst forhold, der formodentlig skal være forholdsvis stabile over flere år for at der reelt kan ske en større udbredelse. Der kan være flere faktorer, der har betydning for, at en rekolonisering kan ske (Flindt et al 2011).

På baggrund af tilstanden for ålegræs i de danske fjorde må det erkendes, at ålegræsset flere steder har været udsat for så store menneskeskabte påvirkninger med forhøjet næringsstofbelastning, at der er tale om så store tab af ålegræshabitater, at det er vanskeligt og tidskrævende for ålegræsset at vende tilbage.

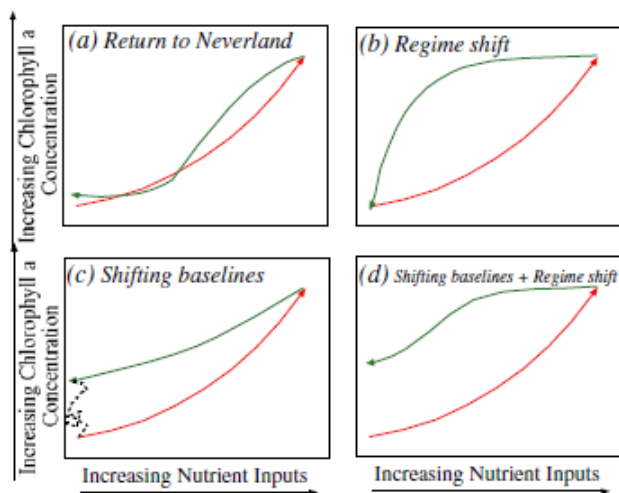
Med tilbagegangen i ålegræssets udbredelse har fjorde mistet et naturligt 'levende næringsstof filter', hvilket betyder at næringsstoffer, der tilføres et fjordområde og normalt bindes i ålegræsbedene, i stedet omsættes hurtigt og bliver gjort tilgængelige for planteplankton- og makroalgeproduktion flere gange i løbet af året. Omsætningen via planteplankton har den konsekvens at lysforholdene ved bunden bliver ringere i vækstsæsonen end den ville være i en situation med en god ålegræsbestand (negativ feedback), og at de 'døde' planktonalger medvirker til større resuspension af bundmateriale. På seminaret fremførte Mogens Flindt, at en yderligere konsekvens heraf kan være, at kvælstofniveauet skal nedbringes mere end forudsagt via ålegræsværktøjet for at opnå samme lystilgængelighed ved bunden som i en situation med udbredt ålegræsbevoksning, hvis det ikke lykkes at reetablere ålegræsbede på anden vis.

Reetablering af ålegræsudbredelsen hæmmes samtidig af, at sedimentet kan have tabt forankringspotentiale for ålegræssets rødder som følge af større sedimentmobilitet og resuspension samt forringet lysnedtrængning (Flindt et al. 2007; Lillebø et al. 2011). Videnskabelige undersøgelser har vist, at der er en sammenhæng mellem høj koncentration af organisk stof, høje næringsstof- og sulfidkoncentrationer og en negativ reaktion hos ålegræsset. Herunder at eutrofiering har en dobbelt negativ effekt på ålegræssets dybdeudbredelse. Dels ved at ålegræssets lystilgængelighed nedsættes, bl.a. som følge af større produktion af planteplankton og påvækst med epifytiske alger eller overvækst med enårige makroalger. Dels ved at sedimentkvaliteten ændres negativt i relation til ålegræssets vækstbetingelser (Krause-Jensen et al. 2011).

Yderligere kan ålegræsudbredelsen hæmmes af vækst og drift af makroalger, der ødelægger ålegræsspirer, og af sandorme der begraver frøbank og spirer. Forekomst af makroalger, især vækst af enårige alger er afhængig af næringsstofkoncentrationen og dermed eutrofieringstrykket på et vandområde (Valdemarsen 2010, Syddansk Universitet).

Nogle af de faktorer, der har indflydelse på rekoloniseringen af ålegræs, er beskrevet i tabellen ovenfor. Den karakter, som effekten af disse faktorer får, er beskrevet i videnskabelige artikler, der peger på en risiko for, at økosystemer efter en restaureringsindsats (reduktion i næringsstofbelastning) enten ikke vender tilbage til den tilstand, der var til stede før påvirkningen indtraf, eller at tilbageforløbet er et andet end det forløb, der kendetegnede den negative udvikling, og at det kan være en tidskrævende proces. Dette er illustreret i Figur 2, der viser forskellige scenarier for udvik-

lingsforløb af tilstanden for den biologiske indikator klorofyl a ved stigende h.hv. faldende næringsstofkoncentration.



Figur 2 Scenarier over mulige udviklingsforløb (Duarte et al. 2009).

Naturstyrelsens bemærkning om udvikling af ålegræsudbredelse

DHI har anført at der er en manglende positiv udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse som reaktion på den reduktion af kvælstofudledningen, der er sket siden begyndelsen af 1990'erne. Og at dybdeudbredelsen endda er gået tilbage de seneste 20 år samtidig med at kvælstofindholdet er faldet markant gennem samme 20 år. Videncenter for landbrug har endvidere anført, at det er en myte, at det var de lavere kvælstoftilførsler til danske farvande i de "tørre" år 1996 og 1997, som var årsagen til forbedringer i sigtdybde i bl.a. farvandet omkring Fyn og muliggjorde at dybdegrænsen for ålegræs rykkede ud på større dybde på visse lokaliteter. Det helt centrale spørgsmål i den sammenhæng er, hvorfor ses ikke en tilsvarende positiv udvikling i sigtdybde og ålegræssets udbredelse i senere år, når koncentrationer af kvælstof er lavere end i 1996 og 1997 og kvælstoftilførsler til marine områder i nogle år er på samme niveau som i 1996 og 1997? (Videncenter for landbrug 2011).

Naturstyrelsen har hertil bemærket, at for så vidt angår ålegræs er der i en række områder i år med lave kvælstofbelastninger observeret fremgang med frøspiring af ålegræs på store vanddybder i forhold til den påvirkede tilstand. Dette er blandt andet dokumenteret for det nordlige og sydlige Lillebælt 1996, hvor der er vist en sammenhæng med meget lave næringssaltkoncentrationer, større sigtdybder og lavere planteplanktonproduktion samt højere iltkoncentrationer i bundnære vandmasser i forhold til de tidligere år (Rask et al. 1999). I 1997, hvor der ligeledes var en meget lav afstrømning og lav diffus næringsstofforsel, blev der i fjorde og lukkede kystområder frem til sensommeren ligeledes registreret mindre planteplankton, større sigtdybde, større dybdeudbredelse af bundvegetation og færre enårige alger end i årene før 1996 (Vandmiljø-98, Miljøstyrelsen, observationer, fra Vejle Amt, Sønderjyllands Amt og MADS databasen).

Ålegræsovervågningen viser at hovedudbredelsen af ålegræs i yderfjordene udviser en signifikant positiv udviklingstendens i perioden 1989-2009, hvor der i samme periode har været en reduceret kvælstofbelastning. Det samme gælder ikke for inderfjorde, herunder Limfjorden, hvor dybdegrænsen derimod rykket ind på lavere vand. Langs de åbne kyster viste hverken hovedudbredelsen eller den maksimale dybdegrænse nogen signifikant udviklingstendens (DMU 2010).

Foreløbige vurderinger af overvågningsresultater fra det nationale overvågningsprogram i 2010 for Smålandsfarvandet og Limfjorden viser dog at ålegræsset har bredt sig de to sidste år. Der blev i 2010 fundet ålegræs i Limfjorden ud på 3-4 meters dybde, hvilket er 0,5-1,0 meter dybere end tidligere. Det skyldes, at der er blevet færre alger, og at vandet er blevet klarere (offentliggøres med rapportering af det nationale overvågningsprogram for 2010). Konsekvensvurderingerne (DTU Aqua) i forbindelse med muslingeskrabning i Løgstør og Lovns Bredninger viser udbredelser af ålegræs på endnu større dybder end de 3-4 meter.

Der er således ikke belæg for at sige at dybdeudbredelsen er faldet, men tværtimod er den generelt steget i yderfjordene (bortset fra Limfjorden, som dog viser tegn på fremgang).

Det er forventeligt, at det er i fjordene vi først og fremmest ser effekterne af de danske reduktioner i kvælstofudledningerne, som følge af at de danske udledninger her har den største påvirkningsandel. At der ikke ses effekter i inderfjordene af reducerede udledninger i de senere år (frem til 2009) i modsætning til 1996/97 kan efter Naturstyrelsens vurdering antagelig dels tilskrives, at vanskelighederne med rekolonisering, som beskrevet andet steds i notatet, er blevet større ved at ålegræsset er trængt længere tilbage end i midten af 1990'erne, dels skyldes at kvælstofkoncentrationerne endnu ikke der er faldet til et niveau, hvor de kan få gennemslag i udviklingen af ålegræsudbredelsen.

Vandplanernes kvælstofindsats er i første planperiode primært målrettet fjordene som følge af at der her findes bedst viden om samspillet mellem påvirkninger og tilstand. I de åbne vandområder, hvor påvirkningen fra luften og fra tilstødende farvande/lande også spiller ind findes mindre viden herom hvilket også afspejler sig i at indsatskravet til kvælstof her er mindre i første planperiode.

I det omfang naturlige faktorer, der har betydning for restaureringen af miljøtilstanden i et vandområde, gør sig gældende, og hvis de biologiske forhold ikke har nået at indstille sig i balance med næringsstofkoncentrationerne, når det skal vurderes om miljømålet er opfyldt (dvs. i 2015, 2021 og 2027), vil observationer af manglende ålegræsudbredelse i forhold til miljømålet for dybdeudbredelsen men også i forhold til arealudbredelse føre til konklusion af, at miljømålet ikke er opfyldt. Jævnfør tidligere afsnit vil vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelse om udskydelse af tidsfristen for opfyldelse af miljømålet kunne bringes i anvendelse i sådanne situationer.

I den forbindelse er det væsentligt at kunne vurdere om de menneskeskabte påvirkninger, der har været årsag til manglende opfyldelse af miljømålet, er reduceret. I relation til eutrofiering er det afgørende for om miljømålet kan forventes opfyldt i relation til eutrofieringstrykket, at næringsstofkoncentrationen er blevet nedbragt til et niveau, der vil kunne understøtte, at miljømålet opfyldes for ålegræs og alle øvrige relevante biologiske kvalitetslementer. Jævnfør afsnit 3.1, vil overvågningsresultater for næringsstofkoncentrationer derfor skulle indgå i vurderingen af, om miljømålet kan forventes opfyldt for at det kan vurderes om der måtte være behov for yderligere indsats med reduktion af næringsstofftilførsel.

3. Ændring af økologisk struktur

I tilfælde hvor menneskeskabt påvirkning i et vandområde har været så betydende, at store dele af de relevante biologiske samfund, der normalt karakteriserer den pågældende vandområdetype, ikke forekommer, skal tilstanden klassificeres som 'dårlig'. Det har indgået i arbejdsgruppens drøftelser, at der i sådanne situationer også kan være tale om, at den økologiske struktur i området er ændret, og at den biologiske sammensætning af plante og dyrelivet, der oprindeligt var til stede, ikke vil vende tilbage.

Det kan være vanskeligt at vurdere, men hvis der er tale om et økologisk strukturskifte, som ikke kan forventes at skifte tilbage til den oprindelige struktur, skal området stadig kunne opfylde miljømålet om god tilstand ved reduktion af den menneskeskabte påvirkning. I så fald skal miljømål for det gældende område fastlægges med værdier for andre indikatorer, der på tilsvarende måde tager udgangspunkt i de biologiske forhold, der ville være til stede i en anden referencetilstand, som ville indfinde sig hvis den menneskeskabte påvirkning er minimal. Det vil for næringsstofbelastningen sige på et niveau, der var det samme som den der fandtes i begyndelsen af 1900-tallet.

Naturstyrelsen bemærker, at I vandrammedirektivet ses dette princip afspejlet i bestemmelserne for miljømål i 'stærkt modificerede vandområder', hvor der accepteres hydromorfologiske ændringer, der tilgodeser nogle specifikke samfundsnyttige behov, og hvor miljømålet fastlægges på baggrund af et 'maksimalt økologisk potentiale' for sammensætningen af de biologiske forhold, der ville være til stede som følge af den hydromorfologiske ændring, men hvor effekten af alle andre menneskeskabte påvirkninger er minimal. I relation til eutrofiering vil miljømålet i sådanne områder fortsat skulle fastsættes med næringsstofkoncentrationer på samme niveau som før strukturændringen i området.

Adspurgt om der for områder, hvor der er sket en væsentlig tilbagegang i udbredelsen af ålegræs, kan være behov for at fastlægge en anden referencetilstand med fravær af ålegræs, oplyste Mogens Flindt, Syddansk Universitet, at strukturændringen og de faktorer, der vanskeliggør ålegræssets reetablering er afhængige af eutrofieringsniveauet og at der med en – tænkt – reduktion af næringsstofbelastningen til naturligt baggrundsniveau ville være tale om den samme form for referencetilstand med ålegræs, som beskrevet ved de historiske observationer.

Ovenstående gælder alt andet lige i relation til eutrofiering og der er på denne baggrund ikke grundlag for at beskrive en anden referencetilstand for ålegræs end, hvad der fremgår af vandplanerne.

4. Andre menneskeskabte påvirkningsfaktorer udover kvælstof

Fosfor

Eutrofieringen af de danske farvande udviklede sig dramatisk fra slutningen af 1970'erne frem til omkring 1990 sammenfaldende med en høj fosforbelastning og kraftig stigning i kvælstofbelastningen. I samme periode skete der et begyndende fald i fosforbelastningen, som følge af bedre rensning af byspildevand i overensstemmelse med første generation af kommunale spildevandsplaner. Faldet tog fart fra begyndelsen af 1990'erne og frem til år 2000 blev belastningen reduceret med ca 75 %.

Både fosfor- og kvælstofbelastningen er siden reduceret betydeligt, men med en forholdsvis større reduktion af fosforbelastningen end kvælstofbelastningen. Det har i nogle indre fjordområder ført til, at fosfor i stigende grad har betydning for eutrofieringstilstanden i en del af året, men kvælstof har fortsat den væsentligste betydning i disse områder og kvælstof har også den største betydning for eutrofieringstilstanden i andre farvandsområder (DMU, 2010). DMU har konstateret, at den potentielle fosforbegrænsning og længden af perioder med fosforbegrænsning har været faldende de sidste 5 år mens den potentielle kvælstofbegrænsning i samme 5 års periode har været stigende sammenfaldende med reduktionen af kvælstoftilførslen¹². Denne udvikling må forventes at fortsætte med de kommende reduktioner af kvælstofbelastningen.

¹² Danmarks Miljøundersøgelser, NOVANA. Marine områder 2008, Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten, Faglig rapport fra DMU, nr. 760, 2010.

Uanset at perioden med kvælstofbegrænsning bliver længere, har perioden med fosforbegrænsning, som især finder sted i forårsperioden, betydning for organisk stoftilførsel og gødsningen af sedimenterne, og dermed for den interne næringsstofbelastning og risikoen for iltsvind senere på året. Der bør derfor fortsat være fokus på, om der er behov for at reducere fosforbelastningen med henblik på at gøre perioden med fosforbegrænsning så lang som mulig.

Organisk materiale i sedimentet

Indholdet af organisk materiale i sedimentet har stor betydning for iltforbruget, og dermed også for omfanget af iltsvind. Simple modeller kan ikke håndtere, at mange fjorde indeholder en stor pulje af organisk materiale i sedimentet, som kun langsomt aftager som reaktion på lavere næringsstoftilførsler. Man kan således tale om, at fjorde kan have en "indsvingningsperiode" i relation til puljen af organisk materiale på tilsvarende måde, som er gældende for fosfor. Denne periode er ofte ukendt og er med de nuværende simple empiriske modeller ikke mulig at håndtere.

Muslingefiskeri

Manglende rekolonisering af ålegræs kan også skyldes andre menneskeaktiviteter. F.eks. kan det intensive muslingefiskeri i Limfjorden og Horsens Fjord være medvirkende til, at der ikke ses en forbedring her. Muslingefiskeriet sker med bundskrabende værktøjer, der fysisk beskadiger ålegræsbestande og især gør det vanskeligt for unge ålegræsplanter at etablere sig. Bundforholdene kan også blive ændret så bundmateriale lettere ophvirvles og derved bidrager til nedsat lysnedtrængning. Selv om den fysiske påvirkning har indflydelse på opfyldelse af miljømålet skal det dog også tages i betragtning at kvælstofkoncentrationen i de to fjorde endnu ikke er reduceret tilstrækkeligt til, at miljømålet for ålegræs ville kunne opfyldes selv ved reduktion af den fysiske påvirkning.

For flere fjordområder, hvor der findes fiskeri med bundsløbende redskaber, er der behov for en indsats, der reducerer den fysiske påvirkning. Vandplanerne indeholder sådanne retningslinjer, der sætter grænser for, hvordan fiskeriet fysisk må påvirke ålegræssets mulighed for at rekolonisere til den målsatte dybdeudbredelse. Der er heri ikke vurderet om andre effekter af muslingefiskeriet – f.eks. ophvirvling af bundmateriale også har betydning for ålegræssets rekolonisering

I fjorde, hvor der ikke finder muslingefiskeri eller tilsvarende fysiske forstyrrelser sted har Naturstyrelsen observeret en bedre sammenhæng mellem faldende kvælstofkoncentrationer og større dybdegrænser. (Vejle Amt 2002)

Stenrev

Stenrev og sten er mange steder i danske farvande systematisk opfisket, hvilket har ført til ændrede fysiske forhold i fjordene. Udover en tilsigtet fjernelse af sten ved stenfiskeri kan der også fjernes sten ved fiskeri efter muslinger. Fjernelse af stenrev har som udgangspunkt haft en række negative effekter, som der kun i begrænset omfang er gjort rede for, ligesom der ikke er gennemført analyser af de kombinerede effekter af eutrofiering og stenfiskeri.

På baggrund af teoretisk opstillede modelberegninger for Limfjorden har DHI og DMU anslået, at udlægning af 2 km² stenrev vil give en miljøeffekt med en reduktion i N-tilførslen fra sedimentet på mellem 500 – 650 tons N i sommerperioden afhængigt af revets konkrete udformning. (By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen 2008)

Fiskeri

Fiskebestande er systematisk overfiskede i størstedelen af danske farvande. Dette betyder, at større fisk ikke er udbredt i naturligt omfang. Manglen på større fisk betyder, at der bliver en overrepræsentation af mindre fisk, der spiser dyreplankton, hvilket har den konsekvens, at planteplankton ikke græsses i tilstrækkeligt omfang, og at vandet i sidste ende bliver mindre klart. Fænomenet er velkendt inden for det faglige område med søer, men er først i de senere år blevet et forskningsom-

råde på det marine område. Der er behov for bedre viden om denne effekt har betydning i marine-områder og især i kystvande, DMU undersøger bl.a. problemstillingen i forskningsprojektet [MAFIA](#) (Reference DMU forskningsprojekt MAFIA)

Klimaforandring

Klimaændringer har betydet, at nedbøren i Danmark i gennemsnit er steget godt 100 mm siden starten af forrige århundrede. Mere nedbør betyder som hovedregel større udvaskning og dermed større tilførsel af næringsstoffer til recipienter. Endvidere er temperaturen steget og med stigende temperatur øges omsætningen af organisk materiale ved bunden, og dermed øges risikoen for iltsvind i både omfang og intensitet. Som hovedregel vil de allerede skete klimaændringer alt andet lige betyde, at behovet for yderligere næringsstofreduktioner øges for at nå de miljømål, der er relateret til en tilstand for 50 eller 100 år siden, hvor klimaet var anderledes. For 80 år siden regnede man med ”is vanskeligheder” for skibsfarten hvert tredje år (Knud Fischer, 2004: De danske isbrydere), hvilket tydeligt udtrykker, at klimaet i vinterhalvåret var markant koldere end det, som kendes gennem de sidste 10-20 år. Kolde vintre og isvintre medfører som hovedregel lavere udvaskning af næringsstoffer.

EU's interkalibrering har ikke i første omgang haft teknisk fagligt grundlag for at kunne inddrage hvordan en restaurering af tilstanden for et kvalitetselement vil forløbe, hvis tilstanden i et vandområde har været så forringet, at der er risiko for, at der er sket økologiske strukturskift i vandområdet, eller hvis der kan blive tale om effekter af klimaforandringer.

Det har været fremført at ålegræssets dybdegrænse påvirkes af høje sommertemperaturer, som har været stigende i de seneste 20 år. DHI vurderer i den forbindelse, at der er tale om en effekt der fører til reduktion i dybdegrænsen med 20-30 %.

Temperaturens betydning er beskrevet i tidligere tabel og er af Jens Borum, Københavns Universitet vurderet til kun at have en lille effekt, der er langt mindre end anført af DHI. Mogens Flindt, Odense Universitet oplyser også, at der under feltundersøgelser (under REELGRASS-projektet) i Odense Fjord ikke er fundet nogen sammenhæng mellem ålegræs-seedlings (spirer og unge planter) og temperaturen (Flint et al. 2011)

4 Arbejdsgruppens vurdering af anvendelse af ålegræs som indikator for miljømål i kystvande

I arbejdsgruppen er der enighed om at udbredte bestande af ålegræs er afgørende vigtige for de økologiske systemer i det danske kystnære vandmiljø, da udbredte bestande af ålegræs har en høj produktivitet, stabiliserer økosystemerne og virker som næringsstoffiltre mellem den landbaserede næringsstofftilførsel og vandmiljøet.

Der er endvidere enighed om, at ålegræs er en vigtig og anvendelig indikator for den økologiske tilstand i marine vandområder, hvor der fra naturens side er gode vækstbetingelser for ålegræs. Indikatoren er i relation til Vandrammedirektivet også nødvendig idet direktivet fastsætter at blomsterplanter skal anvendes som kvalitetselement i det marine miljø. Der er også enighed om, at udbredelse af ålegræs er afhængig af eutrofieringsniveauet i et vandområde, og dermed afhængig af næringsstofkoncentrationer og næringsstofbelastningen til vandområdet.

Flere forskellige, især naturlige faktorer, som er relateret til eutrofiering, kan have betydning for genetablering af ålegræs i et vandområde efter, at næringsstofbelastningen er nedbragt. Der er således en erkendelse af, at reetablering af ålegræsset i mange tilfælde ikke vil ske i takt med reduktionen i kvælstofbelastningen, idet der kan være en betydelig forsinkelse i reetableringen. Desuden kan også andre faktorer end kvælstof have betydning for reetableringen. Nogle af disse fakto-

rer har Naturstyrelsen vurderet og indsats overfor dem – blandt andet muslingefiskeri - indgår i et vist omfang i vandplanerne, men der er behov for vidensopbygning om andre faktorer og vurdering af om der kan findes virkemidler til at fremme reetableringen af ålegræs. Især bør der rettes en fokus på en direkte fysisk reetablering, da forskningen viser at ålegræsbestande i nogle fjordområder vil være meget lang tid om at reetablere sig, hvis ikke det i højere grad hjælpes "aktivt" på vej" ved f.eks. etablering af marine virkemidler.

Andre faktorerers indflydelse på reetablering af ålegræsset gør ålegræssets dybdegrænse mindre velegnet som indikator med henblik på at vurdere om overvågningsresultater viser at næringsstofkoncentrationer og -belastning er på et niveau, der vil kunne understøtte opfyldelse af miljømålet. Dette bør der derfor inddrages i vurdering af overvågningsresultater, når ålegræs-indikatoren viser, at miljømålet ikke er opfyldt, jf. i øvrigt kapitel 4

Arbejdsgruppen påpeger, at det med den udbredelse, som ålegræs naturligt har haft i de danske kystvande, ikke kan udelukkes fra at indgå i klassifikation af miljøtilstanden i kystvandene. Det ville være i modstrid med vandrammedirektivets bestemmelser. Danmark kan dermed ikke undlade at anvende ålegræs som indikator. Det bør samtidig understreges at ålegræssets dybdegrænse ikke er en indikator, der kan stå alene. Dels fordi dybdegrænsen ikke nødvendigvis siger noget om den for økosystemet betydende tæthed og udbredelse. Og dels fordi ålegræssets dybdegrænse ikke siger noget, om hvorvidt næringsstofkoncentrationerne er på et niveau, der vil kunne understøtte opfyldelse af miljømålet.

Arbejdsgruppen noterer sig, at referenceværdier er fastlagt på baggrund af historiske observationer af ålegræs i en bearbejdning af disse data hos DMU. (DMU 2009). For så vidt angår udvælgelsen af data, henholder Naturstyrelsen sig til DMU's metode for udvælgelse og styrelsen vil efterfølgende redegøre nærmere for udvælgelsen, herunder de anvendte kriterier.

Arbejdsgruppen vurderer, at resultatet af en eventuel justering af udvælgelsen af data vil være af marginal betydning.

Der er i arbejdsgruppen enighed om, at tilstandsvurderingerne af vandområderne bør ske efter samme statistiske principper som ved fastlæggelse af referenceværdier og miljømål på baggrund af historiske data. Det anbefales derfor at præcisere retningslinjerne for udarbejdelse af indsatsprogrammer mhp at sikre dette.

Arbejdsgruppen noterer sig Naturstyrelsens fastsættelse af miljømål for ålegræs, herunder at fastsættelsen er baseret på en EU Kommissionsbeslutning. Naturstyrelsen har oplyst, at der i styrelsens retningslinjer for udarbejdelse af vandplaner er beskrevet en fremgangsmåde for anvendelse af Kommissionsbeslutningens resultater, der er i overensstemmelse med vandrammedirektivets bestemmelser.

Arbejdsgruppen konstaterer, at Naturstyrelsen har oplyst, at der til brug for den første vandplan ikke har været tilstrækkeligt fagligt grundlag til at kunne udvikle indikatorer for andre biologiske kvalitetselementer, med henblik på anvendelse i alle fjorde og lukkede kystvande i relation til at vurdere opfyldelse af miljømål for så vidt angår effekter af eutrofiering.

Arbejdsgruppen konstaterer i den forbindelse, at yderligere biologiske indikatorer ikke vil kunne færdiggøres inden for de tidsfrister, der er for færdiggørelse og vedtagelse af de første vandplaner. Det indgår i den forbindelse, at EU's anden fase af interkalibrering af yderligere indikatorer er planlagt til at blive afsluttet med udgangen af 2011, og at 'oversættelse' af EU-interkalibrerede grænseværdier for de manglende indikatorer er nødvendig før de vil kunne anvendes for fjorde og lukkede kystvande.

5 Ålegræsværktøj til at vurdere behov for indsats

Et grundlæggende princip i vandrammedirektivet er, at der opstilles sammenhænge mellem menneskeskabte påvirkninger af vandområder og vandområdernes respons herpå. Påvirkningerne kortlægges efter bestemmelserne i direktivets artikel 5 og bilag II. Tilstanden og effekten i vandområderne adresseres ved tilstandsklassifikationer, interkalibrering og overvågning efter bestemmelserne i direktivets bilag V og behovet for indsats og effekten heraf adresseres ved vandplanens indsatsprogram (European Commission 2009, Section 2.2).

Følgende afsnit 5.1 og afsnit 5.2 beskriver Naturstyrelsens baggrund for valg af ålegræsværktøjet til beregning af indsatsbehov i vandplanerne. I den forbindelse er også beskrevet Naturstyrelsens vurdering af usikkerheden ved beregningerne og hvordan den har indgået i regeringens fastsættelse af vandplanindsatsen.

Afsnit 5.3 om ålegræsværktøjets egnethed refererer indlæg om kritik omfatter vurderinger af

5.1 VRDs forpligtelser i relation til at udvikle værktøjer.

Naturstyrelsen har oplyst, at Vandrammedirektivets bilag V forpligter medlemslandene til at gennemføre en sammenligning (interkalibrering) af nationale metoder (værktøjer) til vurdering af miljøtilstanden i vandmiljøet.

Interkalibreringen har fokus på specifikke vandområdetyper, biologiske kvalitetselementer og presfaktorer.

Som et element i interkalibreringsprocessen skal klassifikationen af det enkelte kvalitetselement i de enkelte typeområder gennemføres på baggrund af kvalitetselementets respons på en relevant menneskelig presfaktor. Der skal således identificeres en responskurve for det pågældende kvalitetselement, der viser sammenhængen mellem tilstanden udtrykt ved en indikator (f.eks. ålegræs dybdegrænsen) og den betydende påvirkning fra menneskelig aktivitet:

Step 3: Select suitable metric(s) of the quality element; assess whether the metric(s) responds to the gradient of impact contained in the data set; and quantify the reference conditions for the metric

European Commission 2011: *Guidance document No. 14, Annex IV: The development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise.*

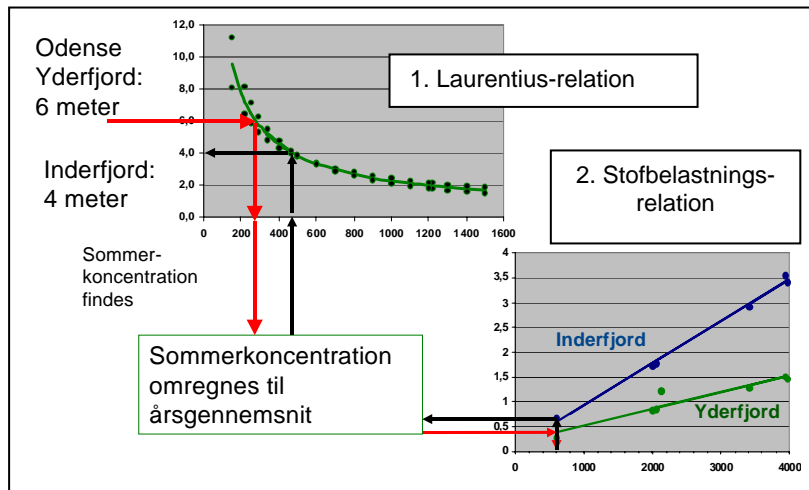
Empirisk sammenhæng mellem kvælstofkoncentration og ålegræssets dybdeudbredelse indgik ved fastlæggelse af miljømål i Kommissionens interkalibreringsbeslutning. *JRC 2009 Side 222-225*

5.2 Beskrivelse af ålegræsværktøj.

Naturstyrelsen har oplyst, at ålegræsværktøjet består af flere delelementer:

1. Empirisk sammenhæng mellem ålegræssets dybdeudbredelse og kvælstof koncentration i sommerperioden herunder omregning af kvælstofkoncentration i sommerperiode til årgennemsnit
2. Områdespecifik empirisk relation mellem kvælstofkoncentration (som årgennemsnit) og den årlige kvælstofbelastning
3. Anvendelse beregninger i vandplaner med indregning af usikkerhed til fastlæggelse af indsats

Ålegræsværktøjet som i sig selv består af elementerne under punkt 1 og 2 er illustreret i nedenstående Figur 3. Ved brug af værktøjet findes den kvælstofkoncentration, der vil understøtte opfyldelse af miljømål:



Figur 3 Illustration af 'Ålegræsværktøjet'

1. Empirisk relation mellem ålegræsforekomst og kvælstofkoncentration.

Især lyset har stor indflydelse på havgræssers dybdeudbredelse og en modellering af data fra danske kystområder viser, at ålegræssets dybdegrænse er signifikant positivt korreleret til sigtddyben (Nielsen et al. 2002). Da sigtddyben i vid udstrækning er styret af mængden af planktonalger og dermed af vandets kvælstofkoncentration og tilførslen af kvælstof, er der ofte en signifikant negativ korrelation mellem kvælstofkoncentrationen og dybdegrænsen, som kan bruges til at vurdere effekten af kvælstoftilførslen fra menneskelige aktiviteter (Nielsen et al. 2002).

Den empiriske relation – 'Laurentius-relationen' - mellem ålegræssets dybdeudbredelse og kvælstofkoncentrationen er baseret på en generel relation, der er etableret på data fra forskellige kystvande. Naturvidenskabeligt er relationen begrundet i, at en højere næringsstofkoncentration betyder større algevækst (planteplankton), der nedsætter lysnedtrængningen og derved begrænser det lys, der er til rådighed for ålegræssets vækst med en mindre dybdeudbredelse til følge.

Hensyn til områdespecifikke forhold

I de konkrete kystvande afspejler den fastlagte referencetilstand de områdespecifikke forhold, der gør sig gældende for ålegræssets potentielle dybdeudbredelse i det pågældende vandområde. Dette er blandt andet illustreret på Figur 1, der viser, at referencetilstanden og dermed miljømålet er forskelligt i forskellige vandområder. F.eks. skal der i Ringkøbing Fjord regnes med en mindre dybdeudbredelse end andre steder på grund af de særligt eksponerede forhold i dette vandområde. Ved anvendelse af ålegræsværktøjet tages der udgangspunkt i, at værdien for miljømålet først fastlægges ved 74 % af referenceværdien for et konkret kystvandsområde. Dernæst benyttes miljømålværdien til at fastlægge den kvælstofkoncentration (ved brug af 'Laurentiusrelationen'), der skal til for at kunne opfylde miljømålet for vandområdet. Derefter findes den kvælstofbelastning, som resulterer i den fundne kvælstofkoncentration for det pågældende vandområde. Derved bliver de område-specifikke forhold tilgodeset både via værdien for referencetilstanden og via sammenhængen mellem kvælstofkoncentration og kvælstofbelastningen for det konkrete vandområde.

Andre områdespecifikke forhold har Naturstyrelsen ikke fundet, at der har været tilstrækkeligt fagligt grundlag for at kunne inddrage. F.eks. i de tilfælde, især hvor eksponerede forhold, der selv under en referencetilstand medfører ophvirvling af bundmateriale, igen medfører nedsat

lysnedtrængning. Referencetilstanden for bundvegetationens udbredelse ville i så fald indstille sig efter de forhold, hvor det i mindre grad er planteplanktonkoncentrationens indflydelse på lysforholdene, der er betydende. I de situationer er Laurentius-relationen mindre repræsentativ og der burde kunne korrigeres herfor ved anvendelse af værktøjet. Fra en faglig-naturvidenskabelig betragtning ville en sådan korrektion kunne betyde, at der ville blive fastsat en kvælstofkoncentration ved målopfyldelse, som ville være lavere end uden en korrektion og dermed ville indsatskravet også blive skærpet. Naturstyrelsen har ikke fundet, at der er tilstrækkeligt fagligt grundlag til at kunne foretage en sådan korrektion til brug for fastlæggelsen af indsatsbehovet i den første vandplan.

Vurdering af usikkerhed

Usikkerheden ved opgørelsen af indsatsbehovet (ålegræsværktøjet) er vanskelig præcist at angive.

Usikkerheden knytter sig dels til den relation som er brugt for sammenhængen mellem ålegræs dybdegrænsen og kvælstofindholdet i vandområdet ("Laurentiusrelationen"), dels til den relation som der for den enkelte fjord er opstillet mellem kvælstofpåvirkning og kvælstofkoncentrationen i vandområdet.

Med denne tilgang, er der i vandplanerne anslået et teoretisk indsatsbehov på 28.000 tons N med udgangspunkt i den opgjorte baselinepåvirkning. Der er pt. nedsat en arbejdsgruppe med henblik på at revurdere baselineeffekten ligesom der pågår en opdatering af datagrundlaget frem til 2010. Resultatet af begge aktiviteter kan få betydning for det anslåede indsatsbehov til sikring af målopfyldelse.

Det har ikke været muligt for Naturstyrelsen at fastlægge den præcise usikkerhed på det anslåede indsatsbehov på de 28.000 tons kvælstof per år for at nå målopfyldelse. Der er ved fastlæggelsen af indsatsen fratrukket ca. 30 % fra det samlede anslåede behov. Dette med henblik på at undgå en evt. overimplementering. I Grøn Vækst er der således besluttet en målsætning for en kvælstofreduktion på 19.000 tons per år. Indsatsen er imidlertid målrettet fjordene, fordi det her er vurderet, at der er størst viden om sammenhæng mellem tilstand og påvirkning. Det betyder, at man i Vidensniveau 1-fjordene adresserer en relativ større indsats af det teoretisk anslåede indsatsbehov end i Vidensniveau 2-områder. Og indsatsen her er yderligere relativt større end for de åbne kystvande.

Af de 19.000 tons kvælstof per år indgår i første planperiode 9.000 tons per år i forslag til vandplanerne, der er i høring, og der er fastlagt konkrete virkemidler med henblik på at opnå denne reduktion. For de resterende 10.000 tons per år er nedsat et Kvælstofudvalg,

'Laurentiusrelationen' der beskriver sammenhængen mellem ålegræs dybdegrænsen og vandområdets kvælstofindhold er fundet ved en statistisk regressionsanalyse. Regressionslinjen udtrykker for en given dybdegrænse en "central vurdering" af den kvælstofkoncentration (sommere gennemsnit) som sikrer at 50 % af vandområderne kan opretholde den givne ålegræsdybde

Det vurderes at der for nærværende ikke foreligger andre sammenhænge mellem biologiske indikatorer og påvirkningsfaktorer af tilsvarende karakter hvor der vil kunne opnås større sikkerhed end den sikkerhed der opnås med ålegræsværktøjet.

I den videnskabelige publikation, der beskriver relationen, er der angivet konfidensgrænser (95 %) omkring regressionslinjen. Beregnes disse grænser ved de forskellige kvælstofkoncentrationer viser det et konfidensinterval for kvælstofkoncentrationen fra omkring ± 5 % og op til knap ± 20 %. Konfidensintervallet er et udtryk for usikkerheden på fastlæggelsen af regressionslinjen. De største usikkerheder på regressionslinjen forekommer ved de laveste kvælstofkoncentrationer, dvs. for områder med stor dybdeudbredelse af ålegræs. I fjordområder med miljømål på 5-6 meter, som gælder stort set alle de fjordområder, hvor relationen er brugt, er konfidensintervallet $\pm 5-10$ %. I

anvendelsen af ålegræsværktøjet har usikkerheden fra 'Lautrentiusrelationen' som udgangspunkt indgået med $\pm 10\%$ i hele dette område.

Der er tilsvarende usikkerhed ved de relationer, der opstilles for sammenhængen mellem kvælstofkoncentrationen og kvælstofbelastningen for konkrete fjorde. Denne usikkerhed er vurderet til ca. $\pm 10\%$.

Det har ikke været praktisk muligt, at operere med disse usikkerheder som objektive usikkerhedsintervaller i forbindelse med beregninger af indsatsbehov. På den baggrund er det valgt at operere med en samlet usikkerhed, der tager udgangspunkt i $\pm 20\%$ usikkerhed på det beregnede resultat for det teoretiske indsatsbehov.

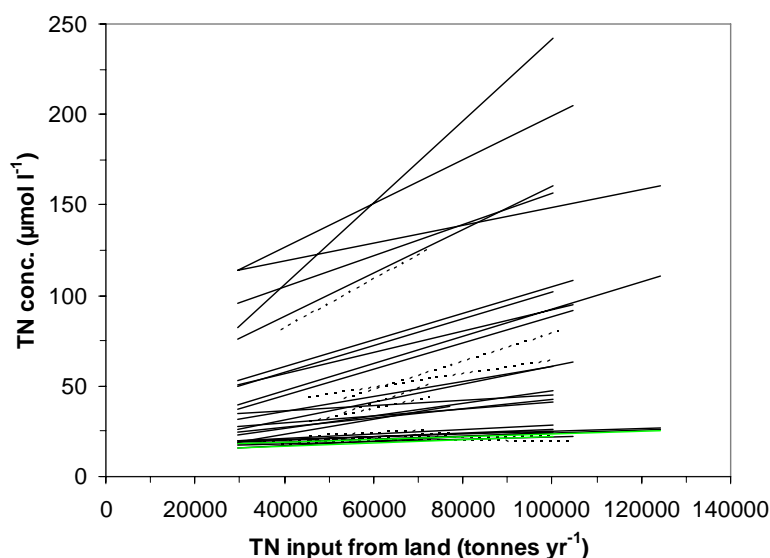
I forbindelse med opgørelse af indsatsbehov ved brug af andre metoder end ålegræsværktøjet: Empirisk modellering for Mariager, Randers og Horsens fjorde og hydrodynamiske modeller for Århus Bugt og Norsminde var det heller ikke muligt statistisk at fastlægge et objektivt usikkerhedsinterval omkring de beregnede indsatsbehov (DMU og DHI personlig kommunikation).

2) Relation mellem kvælstofkoncentration og landbaseret tilførsel af kvælstof.

Danmarks Miljøundersøgelser har gennemført en analyse af sammenhæng mellem kvælstofbelastning og kvælstofkoncentration i forskellige danske kystvande. Sammenhængene viser stor variation som følge af forskelle i vandskifte mellem de åbne farvandsområder og fjordene. De mest lukkede fjorde reagerer således mest på ændringer i belastningen. Ændringer i den landbaserede belastning fra danske områder viser sig også at have mindst betydning for ændringer i kvælstofkoncentrationen i åbne farvande.

Analysen viser også, at hvis den landbaserede belastning nedbringes til 'nul' så ville koncentrationen i alle fjorde ligge på samme lave niveau omkring en koncentration, der ville være tilstede i de åbne områder.

Analysen viser, at der på signifikante niveauer ($p < 0,05$) kan opstilles sammenhænge mellem kvælstofkoncentration og landbaseret tilførsel af kvælstof til konkrete fjorde og lukkede kystvande.



Figur 4 illustration af sammenhæng mellem belastning og kvælstofkoncentration i forskellige kystvande. De mest stejle kurver repræsenterer de mest lukkede fjordsystemer

3) Anvendelse af ålegræsværktøjet ved fastlæggelse af indsats i vandplanerne

Fremgangsmåden ved beregning af grundlaget for fastlæggelse af indsatsbehovet fsva. reduktion af kvælstofudledningen er beskrevet i By- og Landskabsstyrelsens Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer.

Opgørelsen af indsatsbehovet er sket ved hjælp af fagligt etablerede sammenhænge mellem miljøtilstanden i vandområderne og kvælstofafstrømningen fra land baseret på overvågningsresultater. For en del fjorde og lukkede kystvande foreligger ikke tilstrækkeligt med overvågningsdata til at disse sammenhænge kan etableres med tilstrækkelig sikkerhed. For nogle områder mangler der helt data.

I konsekvens heraf er der anvendt en metode hvor fastlæggelse af den konkrete indsats er differentieret i forhold til det foreliggende vidensniveau mht. tilstand og belastning for de forskellige fjorde, nor og øvrige lukkede kystvande.

Beregningerne af indsatsbehov kan således metodemæssigt grupperes som følger:

1. Fjorde og øvrige lukkede kystvande
 - a. Områder med størst vidensniveau (Vidensniveau 1, 'V1')
 - b. Øvrige områder med forskelligt vidensniveau (Vidensniveau 2, 'V2')
2. Åbne kystvande med manglende viden (Vidensniveau 3, 'V3')

Vidensniveau 1

V1 områder omfatter lukkede vandområder, hvor datagrundlaget er tilstrækkeligt til, at der med relativ stor sikkerhed kan beregnes et specifikt reduktionsbehov for kvælstof, sikrende fuld målopfyldelse. Beregningen sker efter retningslinjer som beskrevet i 'Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer' bilag 5.

Der er 16 marine områder (især fjordområder) i denne kategori og de har et samlet oplandsareal svarende til 80 % af oplandet til samtlige fjorde og lukkede kystvandsområder eller 51 % af landets samlede areal. For nogle kystvande, der har væsentlige forureningsproblemer, har der ikke været teknisk grundlag for at kunne udpege den som V1-områder. De indgår i så fald under V2-områder.

Usikkerheden ved beregningerne i V1 områderne er vurderet til $\pm 15-20$ %. Som udgangspunkt for fastlæggelse af vandplanernes indsats har regeringen valgt at anvende den nedre del af usikkerhedsintervallet. Derved adresseres således kun 85 % af det teoretisk beregnede indsatsbehov for V1 områder.

Vidensniveau 2

V2 områder er lukkede vandområder af samme karakter og med samme manglende målopfyldelse som i 'V1' områderne, men hvor datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til, at det kan bruges til beregning af et reduktionsbehov på samme måde som i V1 områderne. Oplandet til disse områder omfatter 20 % af oplandsarealet til fjorde og lukkede kystvande i DK. Reduktionsbehovet for disse 'V2'-områder er fastlagt med udgangspunkt i en arealspecifik belastning ved målopfyldelse svarende til det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen beregnet for 'V1'-områderne. Det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen for 'V1' områderne kan således opgøres til 6,9 kg N/ha/år inden for et variationsinterval fra 4,5 til 8,8 kg N/ha/år.

Usikkerheden ved denne fremgangsmåde er vurderet større end for V1 områderne til størrelsesordenen 25-30 %. Som for V1- områderne betyder det at der kun adresseres 75 % af det beregnede indsatsbehov for V2-områder.

Vidensniveau 3

I V3-områder er det især i de åbne kystvande, hvor Danmark mangler viden om effekten af den eksisterende indsats, betydningen af bidrag fra andre lande og den atmosfæriske belastning. For de åbne kystvande mangler der både viden om den positive effekt, som den kommende indsats i fjordene vil få, og tilstrækkelig viden til at bedømme, hvor stor betydning den grænseoverskridende og atmosfæriske belastning af kvælstof har for målopfyldelsen i de åbne kystvande.

Indsatsen i oplandet til V3 områderne er derfor alene fastlagt ved effekten af de generelle virkemidler. Derved adresserer vandplanerne mindre end 25 % af en indsats der skulle til, hvis belastningen fra disse oplande for at opfylde miljømålet skulle fastlægges på samme niveau som for V1 områderne før hensynet til usikkerhed ved beregningerne blev inddraget.

Sammenfatning og vurdering af usikkerhedens betydning for den besluttede indsats.

Ved fastsættelse af indsatsen i Grøn Vækst er der fratrukket usikkerhed fra det teoretisk beregnede indsatsbehov med ca. 15 % for V1-områder og 25 % for V2-områder. For V3-områder har der ikke været inddraget usikkerhedsbetragtning, men på baggrund af den manglende viden om betydningen af kvælstofbelastningen fra de konkrete V3-områder, er indsatsen her fastsat alene med en generel indsats.

Det har ikke været muligt at fastlægge den præcise usikkerhed på det anslåede indsatsbehov på de 28.000 tons kvælstof per år for at nå målopfyldelse. Der er ved fastlæggelsen af indsatsen fratrukket ca. 30 % fra det anslåede samlede behov. Dette med henblik på at undgå en evt. overimplementering. I Grøn Vækst er der således besluttet en målsætning for en kvælstofreduktion på 19.000 tons per år. Af de 19.000 tons kvælstof per år indgår i første planperiode 9.000 tons per år i forslag til vandplanerne, der er i høring, og der er fastlagt konkrete virkemidler med henblik på at opnå denne reduktion. For de resterende 10.000 tons per år er nedsat et Kvælstofudvalg, med henblik på at vurdere hvilke virkemidler denne yderligere reduktion skal opnås med, samt tidsrammen herfor.

5.3 Ålegræsværktøjets egnethed

Nærværende afsnit opsummerer bemærkninger og kritik på af anvendelsen af ålegræs som indikator, herunder også bemærkninger og kritik fra indkaldte eksperter, samt Naturstyrelsens bemærkninger hertil.

Der er fra landbrugets side rejst følgende hovedkritik vedrørende ålegræsværktøjet:

Ålegræsværktøjet er uegnet til at beskrive sammenhængen mellem miljøtilstand i kystvandene og kvælstofpåvirkning. Dette begrundes i

- at der for mange kystvande ikke er dokumenteret en større dybdeudbredelse af ålegræsset i takt med at kvælstofbelastningen er reduceret.
- at værktøjet kun bygger på overordnede relationer mellem kvælstofkoncentrationen og ålegræssets dybdeudbredelse, som den er udtrykt med den såkaldte Laurentius-relation, og ikke er områdespecifik.
- at Laurentius-relationen bygger på 'gamle data' og at inddragelse af nyere data viser en betydelig større usikkerhed hvis der etableres en relation på det grundlag.
- at ålegræsværktøjet ikke kan respondere på den filtereffekt (reduktion i kvælstofkoncentration) som reetablering af ålegræs vil have
- at Laurentius-relationen ikke er statistisk holdbar, og at der ved angivelse af usikkerheden ved anvendelse af værktøjet ikke er taget hensyn til andre betydende parametre (klima, fosfor, organisk materiale, fiskeri, stenrev mv, samt randeffekter for de ydre dele af mange fjorde).

Mogens Flindt, Syddansk Universitet finder, at det vil være hensigtsmæssigt at få udviklet et værktøj således at ikke kun planternes dybdegrænse benyttes, men at der i værktøjet implementeres dynamiske arealbetrægninger for ålegræs. Dette giver reel systeminformation i forhold til plantens produktion, biomasse- og arealdækning, hvorved det kan vurderes hvor meget næringsstof der er bundet i systemets ålegræs, og om planten igen er i fremgang. Herved opnås mulighed for egentlig analyse af ålegræssets systemeffekt som levende næringsstoffilter. Han finder også det vil være hensigtsmæssigt, at inkludere andre betydende faktorer i vurderingen af indsatsbehov.

DHI fremfører, at anvendelse af Laurentius-relationen for kystvande fører til usandsynlig lave N-koncentrationer, hvor de historiske værdier for ålegræssets dybdegrænse er høje f.eks. 12.2 meter for områder syd for Århus Bugt, som derved får et miljømål på 9 meter.

Jacob Carstensen, DMU har ligeledes fremlagt, at det er nødvendigt at inddrage andre faktorer som f.eks. fordeling af kvælstofkoncentrationen på forskellige fraktioner (uorganisk opløst, organisk opløst og organisk partikulært) samt inddrage lysforhold.

Naturstyrelsens bemærkning vedrørende nye vs. gamle data

For observationerne, der ligger til grund for Laurentius-relationen (data 1985-1991) lå kvælstofniveauer og kvælstofkoncentrationer på samme niveau igennem hele perioden og de er de højeste koncentrationer der er observeret efter at eutrofieringen indtrådte og før vandmiljøplanerne fik virkning. Det betyder, at det er overvejende sandsynligt at ålegræssets dybdeudbredelse kan have indstillet sig i en balance med det høje kvælstofniveau.

Observationerne i analyser af data fra senere perioder (1989-2007) viser ikke samme sammenhæng som Laurentius-relationen. Kvælstofniveauet og kvælstofpåvirkningen har i sidste halvdel af denne analyse-periode været faldende, som følge af miljøindsatsen (DMU1). Det betyder med den viden, der foreligger om ålegræssets vanskeligheder med at rekolonisere til større dybder – jf. tidligere afsnit, at der er sandsynlighed for at en række observationer ikke repræsenterer den balance mellem kvælstofkoncentrationen og dybdegrænsen, som er en forudsætning for at kunne opstille relationen.

Sammenfattende viser analyserne af nyere data, at en 'nyere data'-model for sammenhængen mellem ålegræssets dybdegrænse og kvælstofkoncentrationen vil forudsætte lavere kvælstofkoncentrationer ved opfyldelse af miljømålet end Laurentius-relationen gør. Derfor vil en tilsvarende relation baseret på nyere data betyde en skærpelse af de beregnede indsatsbehov.

Det har derfor ingen mening at forsøge at etablere en ny relation baseret på observationer, hvor der er mindre sandsynlighed for, at ålegræssets dybdegrænse har indstillet sig i balance med kvælstofkoncentrationen.

Sammenfattende vurderer Naturstyrelsen, at der er større sandsynlighed for at observationerne, der er lagt til grund for Laurentius-relationen, repræsenterer sammenhængen mellem kvælstofkoncentration og dybdeudbredelsen end relationen fra DMUs analyse gør det. Til brug for vurdering af indsatsbehovet i den efterfølgende vandplanlægning i 2015 er der imidlertid behov for en analyse af sammenhængen med henblik på at forbedre værktøjets præcision og vurdere om der kan etableres område-specifikke relationer. Både de oprindelige data i 'Laurentius-relationen' og nyere data vil i den forbindelse kunne anvendes. Det forudsætter dog en vurdering af data der medtages, så det i størst muligt omfang undgås at medtage 'støj' fra vandområder, hvor der ikke har indstillet sig en rimelig balance mellem eutrofieringsniveau og ålegræssets udnyttelse af potentialet for den dybdeudbredelse, der er forbundet hermed.

Naturstyrelsens bemærkning vedrørende brug af andre metoder i vandplanerne.

"Ålegræsværktøjet", med anvendelse af Laurentius relationen til beregning af behovet for kvælstofreduktion som beskrevet i det ovenstående, er anvendt i 11 af de i alt 17 V1 områder. I tre af disse områder er relationen mellem den lokale belastning fra land og kvælstofkoncentrationen i vandet bestemt ved hydrodynamisk modellering. For 6 af de 17 V1-områders vedkommende er indsatsbehovet bestemt ved brug af hydrodynamisk modellering kombineret med beregning af den kvælstofkoncentration, der kan sikre de nødvendige lysforhold, der skal kunne tilgodese ålegræssets udbredelse ved bunden, som god økologisk tilstand det pågældende sted kræver. I disse 6 V1 områder ligger "ålegræsværktøjet" altså ikke til grund for fastsættelse af indsatsbehovet. Gennemsnittet for kvælstofbelastningen ved opfyldelse af miljømålet for disse to grupper af V1-områder er på samme niveau. Da de enkelte V1 områder er meget forskellige, kan man ikke have en forventning om, at tallene skulle være helt ens. Sammenligningen viser imidlertid, at to vidt forskellige tilgange trods geografiske forskelle giver nogenlunde samme kvælstofbelastning ved mål opfyldelse og indsatsbehov for at kunne opfylde miljømålene. For Præstø fjords vedkommende er begge tilgange anvendt og her giver de to forskellige beregningsmetoder samme resultat. De to slusefjorde Ringkøbing og Nissum fjorde er udeladt i gennemsnittene idet hele gennemregningen fra reference / måldybde her, tager udgangspunkt i at områderne er karakteriseret som 'stærkt modificerede vandområder'. Miljømålene i disse områder er derfor fastsat ud fra et maksimalt økologisk potentiale, som adskiller sig fra en naturlig referencetilstand derved, at der ikke ville være indflydelse fra slusedriften i fjordene.

Sammenfattende viser det, at man med to vidt forskellige tilgange rammer det samme niveau for kvælstofbelastninger, der er forenelige med opfyldelse af miljømålene, og samme niveau for indsatsbehov. Når der henses til, at der er taget højde for usikkerheden ved anvendelse af ålegræsværktøjet, underbygger disse sammenligninger, at anvendelsen af "ålegræsværktøjet" er en anvendelig metode til opgørelse af indsatsbehov for et givent kystvandsområde.

Forud for vandplanarbejdet søgte Naturstyrelsen (dengang Miljøstyrelsen) at få udviklet supplerende beregningsværktøjer baseret på andre kvalitetselementer end ålegræssets dybdegrænse. På daværende tidspunkt viste der sig dog ikke at være tilstrækkeligt data- og fagligt grundlag til at kunne færdiggøre sådanne værktøjer til generelt brug i vandplanlægningen.

Med hensyn til DHIs bemærkning om, at anvendelse af Laurentius-relationen for kystvande fører til usandsynligt lave kvælstofkoncentrationer ved mål opfyldelse, skal Naturstyrelsen præcisere, at Laurentius-relationen ikke anvendes for kystvande, der har miljømål med så høje værdier som refereret for området syd for Århus Bugt. Dels er usikkerheden for regressionslinjen i dette område betydeligt større end for områder med miljømål på 5-6 meter. Dels bliver der ikke fastlagt indsats for sådanne åbne områder på baggrund af individuelle beregninger. For de åbne områder afventer en nøjere fastlæggelse af indsatsbehov, at der bliver etableret et forbedret vidensgrundlag.

6 Arbejdsgruppens vurdering af ålegræsværktøjet til at beregne indsatsbehov

Arbejdsgruppen konstaterer, at vandrammedirektivet forudsætter, at værktøjer som beskriver sammenhæng mellem påvirkning og miljøeffekt - som f.eks. ålegræsværktøjet - bør anvendes, når der er behov for at fastsætte en indsats med henblik på opfyldelse af miljømål.

Med hensyn til anvendelsen af ålegræsværktøjet til fastlæggelse af kvælstofindsatsbehovet er der i arbejdsgruppen enighed om, at pågældende værktøj er det eneste foreliggende i relation til ålegræs der er udviklet med henblik på landsdækkende implementering af vandrammedirektivet, og gruppen konstaterer, at værktøjet har opnået accept fra EU-Kommissionen i forbindelse med interkalibrering af ålegræs som kvalitetselement.

De konsulterede eksperter er enige om at kvælstof er en væsentlig parameter for miljøtilstanden i de danske kystvande, og finder at ålegræs er meget vigtig for økosystemet i de danske kystvande. Eksperterne peger dog på, at der er behov for forbedringer og udvikling af forvaltningsværktøjer, der bl.a. også inddrager andre kvalitetselementer.

Det af Naturstyrelsen opgjorte usikkerhedsspænd i forhold til beregning af kvælstofindsatsen i de forskellige vandområder har været inddraget i dialogen med de nævnte eksperter. Usikkerhedsspændet er et skøn fra Miljøministeriet og ikke en egentlig usikkerhedsberegning. Det har ikke inden for arbejdsgruppen været muligt at foretage en ny usikkerhedsvurdering. På det foreliggende grundlag kan det konstateres, at der pt. ikke foreligger et værktøj, som med mindre usikkerhed end ålegræsværktøjet kan anvendes til at opgøre kvælstofindsatsbehovet i de danske fjorde og kystvande.

Arbejdsgruppen anbefaler at der frem mod næste planperiode udvikles et forvaltningsværktøj, som indeholder såvel ålegræs som et af flere betydende kvalitetselementer. Det anbefales, at der i værktøjet implementeres dynamiske arealbetræktninger for ålegræs. Dette giver reel systeminformation i forhold til plantens produktion, biomasse- og arealdækning, hvorved det kan vurderes hvor meget næringsstof der er bundet i systemets ålegræs, og om planten igen er i fremgang. Herved opnås mulighed for egentlig analyse af ålegræssets systemeffekt som levende næringsstoffilter. Dette vil kræve inddragelse af væsentligt større datamængder samt mere avancerede modeller. I det reviderede nationale overvågningsprogram er der sket en opprioritering af modelanvendelsen i fjorde og i åbne kystvande, som forventes at kunne bidrage til en forbedring af vidensniveauet, bl.a. i relation til ålegræs. Samlet set vurderes det, at der for at nedbringe usikkerheden på opgørelsen af indsatsbehovet er behov for en betydelig indsats til udvikling af forvaltningsværktøjet, som anbefalet ovenstående.

For så vidt angår ålegræsværktøjets anvendelighed i forhold til forudsigelse om genetableringen af ålegræs i fjorde og kystnære farvande, har Naturstyrelsen understreget for arbejdsgruppen, at værktøjet ikke må forventes at kunne bruges til at beskrive en tidlig udvikling af en genetablering. Der er også i arbejdsgruppen enighed om, at ålegræsværktøjet for en stor del af de danske fjorde og kystvande ikke ville være egnet hertil på kort sigt. Dette hænger først og fremmest sammen med, at de fysiske grundvilkår for ålegræs (bundforhold, sedimenttransport m.v.) i mange områder har ændret sig med tiden som følge af et forhøjet næringsstofniveau. Dette sammenholdt med at ålegræs er trængt meget tilbage og at udbredelsespotentialer dermed er mindsket drastisk har medført, at reetablering af ålegræs er vanskeliggjort og tidskrævende til trods for bedre lysforhold ved bunden som følge af nedsat kvælstofbelastning.

Med hensyn til fremadrettet at inddrage andre faktorer i videreudvikling af værktøjer baseret på ålegræs henvises til kapitel 11.

7 Faktorer der har betydning for vurdering af overvågningsresultater

Arbejdsgruppen peger på at der er en række faktorer der kan indgå i vurderingen af overvågningsresultater. Nedenfor har Naturstyrelsen redegjort herfor.

Som udgangspunkt vil observationer med resultater for de biologiske indikatorer danne grundlag for klassifikation af tilstanden i et vandområde. Klassifikationen i de fem miljømålsklasser fortæller derfor om miljømålet er opfyldt. Er grænseværdien for ålegræssets dybdeudbredelse ikke opfyldt og er der i øvrigt naturlige betingelser for ålegræssets udbredelse i et vandområde er konklusionen at miljømålet ikke er opfyldt for det pågældende vandområde.

I henhold til Vandrammedirektivets artikel 11.5 skal der gennemføres en række vurderinger, hvis det konstateres at miljømålene ikke er eller kan forventes opfyldt. Som beskrevet i afsnit 3.4 er det i den forbindelse væsentligt at vurdere, hvad der er årsag til at miljømålet ikke er opfyldt. I forhold til vurderinger af om der er behov for en yderligere indsats med reduktion af kvælstofbelastningen for at kunne opfylde miljømålet er der tre aspekter, der skal indgå i vurderingen:

1. Repræsenterer observationerne områder, hvor ålegræsset har udnyttet sit største potentiale for dybdeudbredelse uden forstyrrelse fra andre menneskeskabte påvirkninger?
2. Er f.eks. kvælstofkoncentrationer eller sigtddybdeforhold i vandområdet på et niveau, der er foreneligt med opfyldelse af miljømålet?
3. Er der naturbetingede faktorer, som hæmmer og forsinker ålegræssets genetablering?

Hvis svaret er nej til punkt 2. bør det vurderes om kvælstofbelastningen til vandområdet har nået et niveau, som efter beregningsforudsætningerne for vandområdet burde medføre at kvælstofkoncentrationen i området ville være foreneligt med opfyldelse af miljømålet.

Er kvælstofbelastningen ikke reduceret til dette niveau, bør det vurderes om de foranstaltninger, der er forudsat gennemført for at nå en reduktion i kvælstofudledningen, faktisk er blevet gennemført. Hvis de er gennemført kan der være behov for at genvurdere forudsætningerne for beregning af indsatsbehovet eller vurdere om der som under punkt 3. er naturbetingede faktorer, der forsinker virkningen af indsatsen.

Der er i den forbindelse også behov for at kunne gennemføre analyse og vurdering af overvågningsresultater i relation til effekter fra andre menneskeskabte faktorer, som kan have betydning for reetablering af ålegræsbestandene,

DHI har fremført, at der ved vurdering/fastlæggelse af miljøtilstanden baseret på overvågning af ålegræs dybdeudbredelse bør man anvende samme statistiske metode som man har brugt ved fastlæggelse af referencetilstande i vandområder ud fra historiske data. Dvs som 90 % percentiler af observerede dybdegrænser.

Naturstyrelsen er enig i at tilstandsvurderingerne af vandområderne skal ske efter samme statistiske metode som ved fastlæggelse af referenceværdier og miljømål på baggrund af historiske data. Referenceværdierne i de specifikke vandområder er fastlagt ud fra historiske dybdegrænser så de bedst repræsenterer den potentielle dybdegrænse bestemt af vandkvaliteten i pågældende vandområde. Naturstyrelsen kan ikke afvise at vandplanernes nuværende retningslinjer betyder at tilstandsvurderingerne i visse tilfælde ikke lever op hertil. Der vurderes på denne baggrund at være behov for at iværksætte en statistisk udredning som analyserer, hvorvidt der er behov for at justere metoden til at beregne en miljøtilstand repræsenterende vandområdet på baggrund af foreliggende overvågningsdata.

8 Andre indikatorer, der kan benyttes i vurdering af om miljømålet er opfyldt

Som omtalt i Kapitel 1 skal miljømål ifølge vandrammedirektivet primært vurderes ud fra de biologiske kvalitetselementer planteplankton (mikroskopiske alger), makroalger og blomsterplanter samt bunddyr, understøttes af relevante fysisk-kemiske kvalitetselementer, der indgår i beskrivelse af den økologiske tilstand.

Kvalitetselementerne og de indikatorer der benyttes skal kunne afspejle effekt af alle typer menneskeskabt påvirkninger, som reguleres med vandrammedirektivet. En af disse effekter er eutrofiering, og i det følgende afgrænses omtalen til indikatorer, der afspejler næringsstofniveauet.

Arbejdsgruppen peger på at der er en række andre faktorer der kan indgå i vurderingen af om miljømålet er opfyldt. Nedenfor har Naturstyrelsen redegjort for igangværende aktiviteter på området.

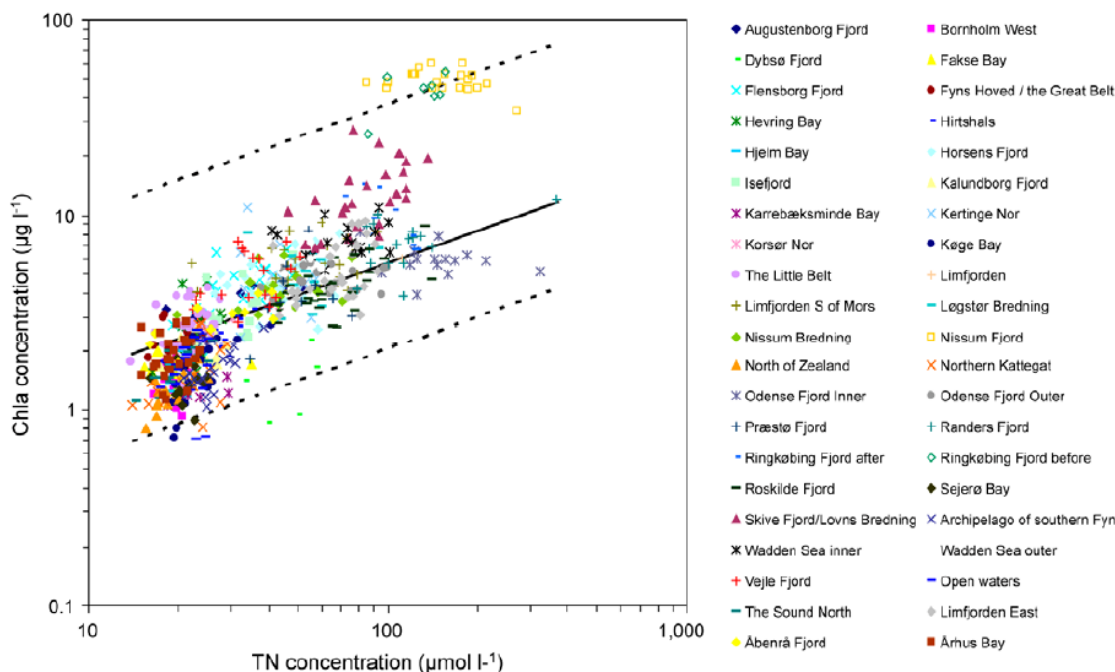
Foruden ålegræssets udbredelse vil der være tale om planteplankton, hvor klorofyl er én indikator, der er valgt som udtryk for biomassen, makroalger, hvor f.eks. dækningsgrad og artssammensætning skal bruges og i mindre grad bundfauna.

Planteplankton

Planteplankton er et kvalitetselement, som direkte afspejler effekt af næringsstofniveauet i et vandområde. Det kan vise sig ved ændring i artssammensætning, forhøjet biomasse og øget forekomst og varighed af planktonopblomstringer.

Klorofyl-a anvendes ofte som proxy for planktonbiomasse. Måling af klorofyl-a koncentrationer har været en grundlæggende bestanddel af marine overvågningsprogrammer siden 1980-erne. Klorofyl-a har også indgået i EU's interkalibrering af miljømål.

I kystvande ses ofte en tydelig sammenhæng mellem klorofyl-a koncentrationen og kvælstofkoncentrationen, som vist på Figur 5 (DMU 2008). Spredningen i data er dog for stor til at de fundne sammenhænge generelt har kunnet anvendes i vandplanlægningen.



Figur 5 Sammenhæng mellem sommer klorofyl-a koncentrationer og vinter-forårs koncentrationer af kvælstof

Naturstyrelsen (tidligere Miljøstyrelsen) anmodede derfor DMU om at etablere et videnskabeligt grundlag, som kunne bidrage til et mere præcist værktøj baseret på klorofyl-a, og herunder inddrage områdespecifikke forhold. Resultat foreligger i DMU faglige rapport nr. 683 (DMU 2008). DMU har i rapporten beregnet og foreslået referenceforhold og grænser for miljømålet 'god tilstand' i forskellige kystvande på baggrund af teoretisk ansåede kvælstofkoncentrationer under disse forhold. Disse værdier er ikke afstemt med de fastlagte grænser for klorofyl-a i EU's interkalibrering.

Rapportens resultater og konklusioner forelå ikke betids så de kunne inddrages i vandplanlægningen og beslutningerne under Grøn Vækst. Det indgår derfor i Naturstyrelsen videregående arbejde at inddrage rapportens resultater med henblik på at anvende klorofyl-a som indikator og oversætte de EU-interkalibrerede værdier for klorofyl-a i de åbne kystvandsområder til fjorde og lukkede kystvande. Hvis man blot overfører miljømålene for de åbne farvande til fjordene uden at tage hensyn til de lokale forhold, ville det betyde, at indsatsen for at opfylde miljømålene blev meget strengere end den indsats, der nu indgår i vandplanerne.

Naturstyrelsen forventer at gennemføre et projekt med henblik på, at indikatoren skal kunne anvendes til vurdering af miljøtilstanden i forbindelse med den 'anden' basisanalyse i 2013.

I rapporten har DMU fundet god sammenhæng mellem DMUs foreslåede reference-værdier og miljømåls-værdier for klorofyl-a og de samme værdier for ålegræssets dybdegrænse.

For planteplanktons artssammensætning har det hidtil ikke været muligt at opstille entydige sammenhænge til eutrofieringsniveauet.

I forbindelse med det såkaldte "Rebecca projekt" har Danmarks Miljøundersøgelser udviklet en metode til vurdering af algeopblomstringer (antal og intensitet). Metoden er imidlertid meget datakrævende, hvilket betyder, at det ikke indtil videre har været muligt at anvende metoden i forbindelse med interkalibreringen, da overvågningen generelt ikke giver data med en tilstrækkelig frekvens til at registrere alle planktonopblomstringerne.

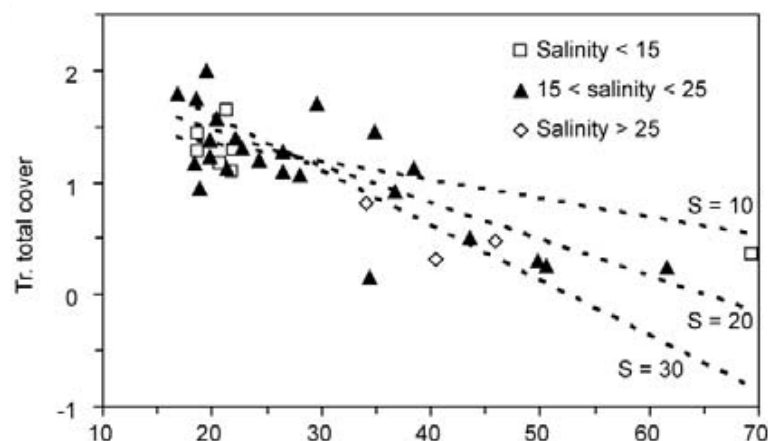
Makroalger

Indikatorer for makroalger er nu udviklet og indgår pt. i den anden fase af EU's interkalibrering, der er planlagt afsluttet med udgangen af 2011. Efter afsluttet interkalibrering skal resultaterne herfra også oversættes til de nationale vandområder i fjorde og lukkede kystvande med henblik på at indikatoren kan anvendes til vurdering af miljøtilstanden i den 'anden' basisanalyse i 2013.

Makroalger udgør sammen med de marine blomsterplanter et kvalitetselement for kystvande i vandrammedirektivet. Danmarks Miljøundersøgelser har undersøgt sammenhængen mellem næringsbelastningen og makroalger. De bedste makroalge indikatorer er ud fra disse undersøgelser:

- total algedækningsgrad
- antal af flerårige arter
- andelen af opporunister.

Et model værktøj baseret på de nævnte indikatorer er blevet udviklet og værdier for en række kystområder er beregnet. Anvendelsen af makroalge værktøjet forventes af Naturstyrelsen at kunne ske i den næste planperiode efter yderligere test af værktøjet er gennemført.



Figur 6: Eksempel på sammenhængen mellem kvælstof og total dækningsgrad af makroalger – Transformede data. (fra DMU 2008)

Bundfauna

Bundfauna er et kvalitetselement, der belyser de sekundære effekter af påvirkningen af kystområderne med næringsstoffer. Ved øgede næringsstof tilførsler stiger mængden af planteplankton og når den store mængde planteplankton dør, henfalder det organiske stof på havbunden under stort forbrug af ilt og ofte med iltvind til følge.

Danmarks Miljøundersøgelser har udviklet et multi-metrisk bundfauna indeks (DKI), der afspejler økologisk kvalitet af makrofauna i blødbundssamfund. Indekset indeholder fire komponenter hvoraf de to vigtigste er samfundets shannon-wiener diversitet og AMBI indekset (Borja et al. 2000; www.azti.es), der giver et mål på arternes følsomhed / tolerance ovenfor forstyrrelser i miljøet.

Det nuværende indeks er udviklet til områder med middel til høje saliniteter svarende til området fra Bælthavet og nordpå ud til Nordsøen. Et tilsvarende indeks er under udvikling for Østersøen.

Understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Måling af næringsstofkoncentrationer, sigtddybde og iltforhold indgår som en fast del af overvågningsprogrammer i kystvandene.

Sigtddybde er udtryk for vandets transparens og er primært afhængig af koncentrationen af planktonalger. Sigtddybden har betydning for dybdeudbredelsen af ålegræs og makroalger. For at kunne opfylde et specifikt miljømål for ålegræs skal et korresponderende værdi for sigtddybden således kunne opfyldes. Der er i forskellige sammenhænge opstillet tydelige sammenhænge mellem klorofyl koncentrationer og sigtddybde, mellem dybdeudbredelse af makrovegetation og sigtddybde. Med etablerede sammenhænge mellem næringsstofkoncentrationer og klorofyl-a koncentrationer er der for den sags skyld også opstillet direkte sammenhænge mellem næringsstofkoncentrationer og sigtddybde. Dette betyder det, at der kan opstilles værktøjer, der inkluderer indikatoren klorofyl-a og som kan bruges til beskriver sammenhænge, der også har betydning for vurderingen af om miljømålet for ålegræssets udbredelse kan opfyldes. Naturstyrelsen vurderer at der er behov for at iværksætte et arbejde, der konkretiserer, hvordan disse værktøjer opstilles og anvendes med henblik på at inddrage dem i den videre vandplanlægning til brug for basisanalysen i 2013 og udarbejdelse af forslag til vandplan 2015..

Forekomst af iltsvind er en afledt effekt af planteplanktonproduktion og dermed af næringsstofbelastningen til et vandområde. Nogle kystvandsområder er på grund af deres fysiske udformning og vandskifteforhold mere disponeret for iltsvind end andre, men alt andet end lige indebærer høje næringsstofbelastninger stigende risiko for iltsvind. Iltsvind har betydning for bundens dyre- og planteliv og for om bundens næringsstofpuljer – især fosfor – og sulfid frigives til de overliggende vandmasser (DMU 2004). Der er i forskellig sammenhæng opstillet sammenhænge mellem forekomst og varighed af iltsvind og tilstand for f.eks. bundens dyreliv, men naturstyrelsen er ikke bekendt med om der er opstillet direkte sammenhænge mellem næringsstofkoncentrationer og iltsvind.

Observation af iltforhold vil fortsat indgå i overvågning af marine områder.

Næringsstofkoncentrationer i kystvandsområder kan bruges som støtteparameter i vurdering af eutrofieringsniveauet i et kystvandsområde. Vurdering på baggrund af næringsstofkoncentrationer kan imidlertid ikke erstatte vurderinger baseret på de biologiske kvalitetselementer. For at kunne bruge næringsstofkoncentrationer i relation til vurdering af om miljømålet for områder er opfyldt forudsættes også, at der kan fastsættes næringsstofkoncentrationer, der beskriver referencetilstanden og grænsen mellem god og moderat tilstand for de biologiske kvalitetselementer for de pågældende områder. I forbindelse med fastlæggelse af miljømål for ålegræssets dybdegrænse i vandplanerne er der f.eks. fastlagt en kvælstofkoncentration ved brug af ålegræsværktøjet. Med henblik på at mindske usikkerheden for de fastlagte kvælstofkoncentrationer er der behov for også at fastlægge kvælstofkoncentrationer baseret på sammenhænge for andre indikatorer.

Fastlagte kvælstofkoncentrationer ved målopfyldelse er udtryk for et gennemsnitsniveau for en stabil situation over flere år. Ved sammenligning med målte koncentrationer i enkelte år, skal det tages i betragtning, at disse udviser stor variation over året og fra år til år blandt andet afhængig af nedbørs og afstrømningsforhold inden for det enkelte år. Det skal også tages i betragtning, hvordan målinger fra de lokaliteter de målte koncentrationer er repræsentative i forhold til, at der i mange fjordområder er tale om gradienter i koncentrationsniveauet ud gennem fjorden. I relation til at vurdere om næringsstofkoncentrationen i et område afspejler den landbaserede belastning. Er det desuden nødvendigt at tage eventuelle interne næringsstoffrigivelser fra et vandområdes bundsediment i betragtning.

Arbejdsgruppens bemærkninger

Arbejdsgruppen konstaterer, at miljømål for klorofyl og i en vis udstrækning for bundfauna er interkalibreret for de åbne havområder og resultaterne indgår i EU Kommissionens beslutning om interkalibrering. Arbejdsgruppen konstaterer endvidere, at der i forbindelse med anden fase i EU's interkalibrering er udviklet indikatorer for makroalger og at der for de angivne indikatorer vil kunne opstilles sammenhænge, der kan bidrage til at vurdere om tilknyttede fysisk-kemiske parametre understøtter en opfyldelse af miljømål. Arbejdsgruppen lægger vægt på, at disse indikatorer og relevante tilknyttede fysisk-kemiske kvalitetselementer kommer til at indgå i forarbejderne til den næste vandplanperiode. Herunder, at de interkalibrerede værdier for de åbne kystvande bliver oversat, så resultaterne kan bruges i fjorde og lukkede kystvande under hensyn til lokale fysiske- og vandskiftemæssige forhold.

9 Teknisk gennemførlige metoder til beregning af indsatsbehov

Arbejdsgruppen peger på at der er en række faktorer der kan indgå i metoder til beregningen af indsatsbehovet. Nedenfor har Naturstyrelsen redegjort herfor.

En forudsætning for, at et værktøj til beregning af indsatsbehov kan anvendes er, at referencetilstanden kan fastlægges for konkrete vandområder for det pågældende kvalitetselement, at der kan fastsættes et miljømål for vandområdet, og at kvalitetselementets respons overfor de menneskeskabte påvirkninger kan beskrives.

Derfor er det kun ålegræsværktøjet, der generelt har været anvendt i opgørelsen af indsatsbehovet i vandplanerne. For nogle få fjorde har der som nævnt kunnet anvendes andre metoder til beregning af indsatsen, men når de bruges side om side med ålegræsværktøjet bliver resultat nogenlunde det samme.

I forarbejderne til interkalibrering af miljømål og oversættelse af grænserne for god tilstand til nationale kystvandsområder, har Naturstyrelsen (tidligere Miljøstyrelsen og By og Landskabsstyrelsen) jf. kapitel 6 med Danmarks Miljøundersøgelser som konsulent, undersøgt mulighederne for at kunne opstille værktøjer for de interkalibrerede kvalitetselementer, der har direkte relation til eutrofiering i fjorde og lukkede kystvande. Det vil først og fremmest sige for klorofyl og makroalger i relation til vurdering af eutrofiering og belastning med næringsstoffer.

Naturstyrelsen vurderer, at der vil være fagligt grundlag til at kunne opstille beregningsmetoder for disse andre indikatorer, og at det kan ske så metoderne kan indgå i de værktøjer, der kan anvendes i forarbejderne til den næste vandplan (2015) med henblik på at nedbringe usikkerheden ved beregninger af indsatsbehov.

I den forbindelse skal man dog være opmærksom på, at der for andre beregningsmetoder også vil være tale om mangler og usikkerheder af samme karakter som for ålegræsværktøjet.

Udvikling a hav- og fjordmodeller

Naturstyrelsen vil i de kommende år fokusere på anvendelse af vandkvalitetsmodeller for marine vandområder, samt modeller for ferskvands- og stofkredsløbet. De bliver sammen med overvågningsprogrammets målinger centrale værktøjer til vurderinger af miljøtilstanden af vandområderne samt vurderinger af påvirkninger af vandområderne.

Modellerne er i vid udstrækning landsdækkende og opstilles og valideres på baggrund af overvågningsprogrammets lokale overvågningsdata.

Modellerne er også centrale i forhold til at kunne identificere sammenhænge mellem tilstand og påvirkning, herunder vurderinger af effekt af indsats, samt vurderinger af behovet for yderligere indsats.

I kystvandene påregnes opstillet en økologisk havmodel og fjordmodeller. Derudover påregnes opstillet et værktøj til brug for tilstandsvurderinger i mindre fjorde/nor hvor der kun gennemføres et mere ekstensivt overvågningsprogram 1-2 gange i den 6 årige overvågningsperiode. I de åbne kystvande (V3 områder), hvor viden i første generations vandplaner er mindst i forhold til opgørelse af behovet for indsats til kystvande, er modellerne centrale i forhold til i næste planperiode at tilvejebringe manglende viden om bl.a. betydningen af luftbårne påvirkninger samt påvirkninger fra tilgrænsende farvandsområder (påvirkninger fra andre lande). Således er en økologisk havmodel, sammen med fjordmodellerne og stofkredsløbsmodellerne centrale værktøjer for at kunne tilvejebringe denne manglende viden.

Hav og fjordmodellerne bidrager sammen med målingerne til at kvalificere tilstandsvurderingerne i kystvandene, samt belyse samspillet mellem vandområderne og samspillet mellem påvirkninger og tilstand. Havmodellen udvides med en overbygning, der giver bedre mulighed for at overvåge havmiljøet. Det, modellen kan, er at beregne konsekvenser af næringsstofafstrømningen fra landområder til havet, samt at beregne betydningen af luftbårne og grænseoverskridende påvirkninger fra tilstødende farvande. Der skal fortsat indsamles målinger for at kalibrere og kvalitetssikre computermodellens beregninger. Ved at anvende modellen forventer Naturstyrelsen at få et forbedret overblik over tilstanden i havet, vedrørende f.eks. alger og iltsvind.

Udvikling af ovennævnte modeller skal ses i sammenhæng med tidligere nævnte behov for udvikling af forvaltningsværktøjer.

10 Omkostninger og tidsforbrug forbundet med udvikling og anvendelse af forvaltningsværktøjer og supplerende indikatorer

Som omtalt i afsnit 3 er de øvrige biologiske kvalitetselementer, der er pligt til at anvende i klassifikation af miljøtilstanden i kystvande, enten allerede interkalibreret eller de indgår i EU's anden fase af interkalibreringen, der er planlagt afsluttet med udgangen af 2011. Det skal i den forbindelse understreges, at der ikke vil kunne anvendes abiotiske indikatorer f.eks. sigtddybde som alternativ til de biologiske kvalitetselementer. Abiotiske indikatorer vil dog kunne benyttes til at understøtte eller kvalificere en vurdering baseret på de biologiske indikatorer.

Interkalibreringen sker for åbne kystvandsområder, som Danmark har fælles med andre medlemslande, og før resultaterne af interkalibreringen kan anvendes i fjorde og lukkede kystvande skal de "oversættes", så der tages hensyn til de lokale naturgeografiske forhold. Hvis interkalibreringsresultaterne benyttes direkte ville det medføre langt strengere miljømål i fjordene end de miljømål, der vil være resultat af en oversættelse. Det er den oversættelse, der sker ved anvendelse af ålegræsindikatoren, hvor der tages hensyn til den lokale referencetilstand.

Oversættelse af de allerede interkalibrerede (klorofyl a og bundfauna) og nye indikatorer vil kunne iværksættes, men vil først kunne afsluttes når resultaterne af anden fase af EU's interkalibrering foreligger. Det vil sige tidligst i løbet af 2012.

Ovennævnte aktiviteter vurderes at være forbundet med betydelige omkostninger. Inden for arbejdsgruppens tidsramme har det ikke været muligt at komme med et bud på omkostningerne til udvikling af forvaltningsværktøjer. Vurderingen heraf skal også ses i sammenhæng med planlagte udvikling af modeller samt de forskningsmæssige aktiviteter.

11 Muligheder for forbedring af ålegræsværktøj

Der er i afsnit 5 omtalt behov for forbedring af ålegræsværktøjet. Hermed menes ikke nødvendigvis alene at forbedre relationen mellem ålegræssets dybdeudbredelse og kvælstofkoncentrationen, men også at relationer til f.eks. lysforhold, arealdækning og andre faktorer indbygges. Der er i den forbindelse behov for vurdering af i hvilket omfang den nuværende generelle relation repræsenterer forholdene i de konkrete fjorde, eller om der er behov for en forbedring, der i højere grad tager højde herfor.

DMU har gennemført indledende analyser med henblik på forbedring af ålegræsværktøjet (DMU 2009b). Analysen viste, at det var vanskeligt at etablere områdespecifikke relationer, og at der ved at inddrage nye data ville fremkomme en relation mellem kvælstof og ålegræssets dybdeudbredelse, som ville medføre strengere indsatskrav end ved anvendelse af Laurentius-relationen (jf. afsnit 5). Da nyere data i højere grad repræsenterer en forsinkelse i ålegræssets genetablering vil de også indgå i en ny relation med lavere værdier (dvs. mindre kvælstofkoncentration) i forhold til en given dybdegrænse. Dermed vil en ny relation anslå en lavere kvælstofkoncentration ved opfyldelse af et konkret miljømål. Dette må betragtes som et artefakt, som der bør tages hensyn til i videreudviklingen af ålegræsværktøjet.

Sammenfattende anbefaler arbejdsgruppen at der frem mod næste planperiode udvikles et forvaltningsværktøj, som indeholder såvel ålegræs som et af flere betydende kvalitetselementer. Det anbefales, at der i værktøjet implementeres dynamiske arealbetragninger for ålegræs. Dette giver reel systeminformation i forhold til plantens produktion, biomasse- og arealdækning, hvorved det kan vurderes hvor meget næringsstof der er bundet i systemets ålegræs, og om planten igen er i fremgang. Herved opnås mulighed for egentlig analyse af ålegræssets systemeffekt som levende næringsfilter. Dette vil kræve inddragelse af væsentligt større datamængder samt mere avancerede modeller. I det reviderede nationale overvågningsprogram er der sket en opprioritering af modelanvendelsen i fjorde og i åbne kystvande, som forventes at kunne bidrage til en forbedring af vidensniveauet, bl.a. i relation til ålegræs. Samlet set vurderes det, at der for at nedbringe usikkerheden på opgørelsen af indsatsbehovet er behov for en betydelig indsats til udvikling af forvaltningsværktøjet, som anbefalet ovenstående.

12 Referencer

Listen over referencer er inddelt i tre grupper:

- Dokumenter, der har grundlæggende betydning for udformning og indhold i vandplaner
- Indlæg og kommentarer, der har ligget til grund for og har været fremført i arbejdsgruppens drøftelser
- Baggrundsmateriale, der har dannet grundlag for notatets beskrivelser

Grundlag for vandplanlægningen

By- og Landskabsstyrelsen 2010a: Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer. (herunder bilag 5)

http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/Hvad_er_en_vandplan/Grundlaget.htm

EF 2000: Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/Vandrammedirektiv/Regler/06050000.htm>

EF 2008. Kommisionsbeslutning 2008/915/EF af 30. oktober 2008 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaters overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen. 2008/915/EF.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:332:0020:0044:da:PDF>

JRC 2009: European Commission, Joint Research Centre, Water Framework Directive intercalibration technical report, Part 3: Coastal and Transitional waters, JRC Scientific and Technical Reports

http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_2/jrc51341-volumecoastpdf/EN_1.0_&a=d

Miljøministeriets BEK nr. 1433 af 23. december 2009 med senere ændringer om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand.

<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=127762>

Indlæg og kommentarer

Borum, J, Københavns Universitet: Er ålegræsværktøjet brugbart? Indlæg på arbejdsgruppens miniseminar 18. februar 2011

By- og Landskabsstyrelsen 2010b: Miljømål og beregning af indsatsbehov, Indlæg på møde med Landbrug og Fødevarer den 5. maj 2010

By- og Landskabsstyrelsen 2010c: Notat der beskriver hvorledes den nationale oversættelse af interkalibreringsresultaterne er foretaget (ålegræs), herunder i sammenligning med de tyske resultater af interkalibreringen, Notat af 19. maj 2010.

By og Landskabsstyrelsen 2010d: Notat vedrørende fastsættelse af miljømål baseret på anvendelse af værktøj for ålegræssets dybdegrænse. Notat af 25. juni 2010 - opdateret 26. oktober 2010

Carstensen, J. DMU, Ålegræsværktøjets forudsætninger og usikkerheder, Indlæg på arbejdsgruppens miniseminar 18. februar 2011

DHI 2010: Analyse af ålegræsværktøjets anvendelighed til fastsættelse af miljømålsætning for kystvande og kvælstof-reduktionskrav. Rapport til Landbrug og Fødevarer, oktober 2010.

<http://www.lf.dk/Aktuelt/Publikationer/~media/lf/Aktuelt/Publikationer/Landbrug/NYAalegraesVaer>

[ktoj-LF.ashx](#)

DHI 2011: The true Eelgrass story. Flemming Møhlenbergs indlæg på arbejdsgruppens miniseminar den 18. februar 2011.

DMU 2010: Notat om DHI's rapport om ålegræs værktøjet til vurdering af miljøkvalitet i havet. Notat af 22. december 2010

DMU 2011: Ålegræs værktøjets forudsætninger og usikkerheder, Jacob Carstensen's indlæg på arbejdsgruppens miniseminar den 18. februar 2011.

Flindt, M.R., Syddansk Universitet, 'Ingen titel', Indlæg på arbejdsgruppens miniseminar 18. februar 2011

Københavns Universitet 2011: Er ålegræs værktøjet brugbart. Jens Borums indlæg på arbejdsgruppens miniseminar den 18. februar 2011.

Møhlenberg, F., DHI: The true eelgrass story, Indlæg på arbejdsgruppens miniseminar 18. februar 2011

Videncenter for Landbrug, Plan & Miljø 2010a: Problemstillinger ved ålegræs værktøjet. Indlæg på møde med Landbrug og Fødevarer den 2. juni 2010

Videncenter for Landbrug, Plan & Miljø 2010b: Bemærkninger til BLST notat af 25. juni 2010 vedr. fastsættelse af miljømål baseret på anvendelse af ålegræssets dybdegrænse. Brev af 28. juni 2010

Videncenter for Landbrug, Plan & Miljø 2011: Vandplaner – kystvande: Myten om de tørre år 1996 og 1997. Notat af 25. marts 2011

Baggrundsmateriale

Borum 1985: Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary, *Marine Biology* 87, p. 211-218, 1985.

By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen 2008: Stenrev i Limfjorden: Fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. Faglig rapport 2008.

Canal-Vergés, E. Kristensen, M. Vendel & M. R. Flindt. 2010. Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications for ecosystem functioning, *Hydrobiologia*, 649: 69-76.

DFO (Department of Fisheries and Oceans, Canada) 2009. Does eelgrass (*Zostera marina*) meet the criteria as an ecologically significant species? DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/018

DMU 2004: Christensen, P. B. et al., Iltsvind, Danmarks Miljøundersøgelser 2004.

DMU 2005a: Dahl, K. et al, 2005: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 168 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 535.

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR535.PDF

DMU 2005b: Petersen, J.K. et al, 2005. Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. NERI, 72 p. - Technical Report No. 563.

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR563.PDF

DMU 2008: Carstensen, J. et al, 2008. Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters.

NERI Technical Report No. 683.

<http://www2.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>

- DMU 2009a: Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B., Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 40 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755
<http://www2.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- DMU 2009b: Carstensen, J. & Krause-Jensen, D: Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande.
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256.
<http://www2.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- DMU 2010: Petersen, D.L.J. & Hjorth, M. (red.): Marine områder 2009. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 127 s. Faglig rapport fra DMU nr. 800
<http://www2.dmu.dk/Pub/FR800.pdf>
- Duarte et al. 2009: Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets, *Estuaries and Coasts* 32:29–36, 2009
- Fischer, Knud, 2004: De danske isbrydere - historien om Elbjørn og de andre isbrydere
- Flindt, M.R., Pedersen, C.B, Amos, C.L, Levy, A., Bergamasco, A. & Friend, P.L.. 2007. Transport, sloughing and settling rates of estuarine macrophytes: Mechanisms and ecological implications. *Continental Shelf Research*. 27: 1096-1103, 2007.
- Flindt, M.R., Lundkvist, M. & Pedersen, C.B. 2007. Retablering af ålegræs i fjorde. *Vand & Jord*. Vol. 3: 105-108.
- Flindt, M.R., Kristensen, E. & Valdemarsen, T. 2011. Svigtende reetablering af ålegræs i fjorde. *Vand og Jord*. Vol. 1: 17-20.
- Hovedstadsrådet 1984: Oplæg til recipientkvalitetsplan for Køge Bugt og opland, Planlægningsdokument PD 388, 1984.
- Hovedstadsrådet 1987: Køge Bugt og opland, Teknisk baggrundsnotat nr.1. Recipientkvalitetsplanlægning, 1987.
- JRC, European Commission 2003: *Guidance document no. 13*, Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential.
Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)
http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?!=/framework_directive/guidance_documents/classification_ecologica/ EN 1.0 &a=d
- JRC, European Commission 2005: *Guidance document No. 14*, Guidance Document on the Intercalibration Process 2004-2006.
Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)
http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?!=/framework_directive/guidance_documents/intercalibration/ EN 1.0 &a=d
- JRC, European Commission 2009: *Guidance Document No. 23*, Guidance Document on Eutrophication Assessment in the Context of European Water Policies.
Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Technical Report - 2009 – 030
http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?!=/framework_directive/guidance_documents/guidance_document_1/ EN 1.0 &a=d
- JRC, European Commission 2009: *Policy Summary of Guidance Document No. 23*, Guidance Document on Eutrophication Assessment in the Context of European Water Policies.
Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Technical

Report - 2009 – 039

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/policysummaryquiddocno23/ EN 1.0 &a=d

JRC, European Commission 2011: *Guidance document No. 14*, Guidance Document on the Intercalibration Process 2008-2011.

Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Technical Report - 2011 – 045

http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/intercalibration_1/ EN 1.0 &a=d

Miljøstyrelsen 1983: Vejledning I recipientkvalitetsplanlægning, Del II, kystvande. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1983.

Nielsen et al. 2002: Depth Colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and Macroalgae as Determined by Water Transparency in Danish Coastal Waters.

Estuaries Vol. 25, No. 5, p. 1025–1032 October 2002

Krause-Jensen, D. et al. 2005: Eelgrass as a Bioindicator Under the European Water Framework Directive. *Water Resources Management* (2005) 19, p. 63-75

Krause-Jensen, D. et al. 2011: Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* vol. 425, p. 91-102, 2011

Lillebø A.I., **M.R. Flindt**, P.G. Cardoso, S. Leston, M. Dolbeth, M.E. Pereira, A.C. Duarte, M.A. Pardal. 2011. Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries In: *Ecology and Restoration*, L Chicharo & M Zalewski (eds) In: *Treatise on Estuarine and Coastal Science.*, E Wolanski & D S McLusky (Chief eds).

Rask, N. et al 1999, Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia* 393, p. 69-81, 1999

Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P, Kristensen, E, Holmer, M., Kristiansen, M.D. & Flindt, M.R. 2010. Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 418: 119-130.

Vejle Amt (2002), Kristensen et al. Overvågning af kystvande 2001. Teknisk rapport. Hav og Kystafdelingen, 2002)