

Bilag 5. Fastlæggelse af referenceforhold og miljømål samt beregning af indsatsbehov for de marine områder.

Version 4.0

1	INDLEDNING	1
2	FASTSÆTTELSE AF REFERENCEFORHOLD OG MILJØMÅL	2
2.1	Typespecifikke forhold	2
2.2	Biologiske forhold	2
2.3	Bundvegetation - Ålegræs	3
2.3.1	Referenceforhold	3
2.3.2	Miljømål	7
2.3.3	Tilstand	8
2.4	Fytoplankton	10
2.4.1	Referenceforhold og miljømål	10
2.4.2	Tilstand	10
2.5	Bundfauna	10
3	BEREGNING AF INDSATSBEHOV	10
3.1	Fjorde og lukkede kystvande	12
3.2	Kystvande i åbne farvande	13
4	FASTSÆTTELSE AF INDSATS I VANDPLAN 2009	15
4.1	Fastsættelse af indsats baseret på fagligt-teknisk videngrundlag	15
5	LITTERATURREFERENCER	16

1 Indledning

Dette bilag redegør detaljeret for, hvorledes referenceværdier og miljømål er fastsat for de marine kvalitetselementer. Der er endvidere beskrevet, hvorledes reduktions-/indsatsbehov i forhold til næringsstofftilførsel beregnes for de marine områder.

I denne planperiode er det besluttet at referenceforhold og miljømål skal angives for ålegræs dybdegrænse, fytoplankton (klorofyl a koncentration) og bundfaunaindexet, DKI. Det er også besluttet, at reduktions-/indsatsbehovet for at opnå god økologisk tilstand, i forhold til kvælstoftilførsel til vandområderne, fastlægges alene på baggrund af ålegræssets dybdeudbredelse. Eneste undtagelse herfor er de åbne vandområdetyper langs Vestkysten, hvor klorofyl anvendes som kvalitetselement i opgørelsen af reduktions-/indsatsbehov.

Fastlæggelse af referencetilstand, fastsættelse af miljømål og beregning af reduktions/indsatsbehov er beskrevet særskilt for;

- fjorde og andre lukkede områder (O, M- og P-typerne)
- åbne farvande (typerne OW1, OW2, OW3a, OW3b)
- Vestkysten inklusiv Vadehavet (OW4 og OW5)

2 Fastsættelse af referenceforhold og miljømål

2.1 Typespecifikke forhold

Med "type-specifik" forstås således referenceforhold der knytter sig til de enkelte typer af overfladevande som vandområderne er inddelt efter. Det omfatter typespecifikke hydromorfologiske og fysisk-kemiske forhold og typespecifikke biologiske referenceforhold.

Typespecifikke referenceforhold for de enkelte typer af overfladevandområder skal være ens for den pågældende type over hele landet. De fastlægges derfor i nogle generelle retningslinjer, som skal benyttes og udfyldes for konkrete vandområder.

De typespecifikke forhold (fysisk-kemiske og hydromorfologiske) og de typespecifikke biologiske referenceforhold bør primært baseres på en beskrivelse af faktisk forekommende forhold i udpegede vandområder, der har en høj tilstand. Såfremt sådanne områder ikke kan findes kan der inddrages andre data. Det kan være historiske, palæontologiske, og andre tilgængelige data eller prognoser eller tilbageskrivningsmodeller af forskellig karakter. Referenceforholdene fastsættes derefter så tæt som muligt på det videnskabeligt objektive niveau, som beskriver tilstanden i et vandområde, som den ville se ud i dag med de nuværende landskabstyper i oplandet, men uden fysiske påvirkninger af selve vandområdet og ubetydelig menneskeskabt forureningsbelastning. Det er således ikke realistisk at basere referenceforholdene på data fra vandområder i historiske landskabstyper, som ikke længere eksisterer, for eksempel områder der tidligere havde en betydelig højere grad af skovdækning.

Alt i alt, kan fastlæggelse af referenceforhold dermed være baseret enten på udpegning af referencelokaliteter, anvendelse af historiske og palæontologiske data, på modelberegninger med prognoser og tilbageskrivninger af påvirkning og miljøtilstand til en referencesituation eller på en kombination af disse metoder.

Hvor det ikke er muligt at bruge denne fremgangsmåde, kan referenceforhold fastlægges ved ekspertvurderinger.

I tilfælde af at høj tilstand ikke forekommer i dag for visse typer af vandområder i Danmark, kan det også være muligt at anvende referenceforhold der er etableret for den samme type i et naboland.

2.2 Biologiske forhold

Selvom der i forbindelse med den første vandplan primært indgår nogle få indikatorer som vurderingskriterier, skal referenceforholdene på sigt fastlægges for alle de biologiske kvalitetselementer for den pågældende kategori af vandområde (vandløb, søer og kystvande). I den første vandplan er mulighederne herfor imidlertid begrænset af det vidensgrundlag, der kan tilvejebringes og vurderes inden for tidsrammen for planens tilvejebringelse. Der skal efterfølgende og senest i den næste basisanalyse i 2013 ske en mere udfyldende fastlæggelse af referenceforholdene for samtlige relevante kvalitetselementer, når grundlaget herfor er tilvejebragt.

Biologiske referenceforhold ligger altså inden for klassen høj tilstand, men klassen "høj tilstand" er bredere og omfatter også andre tilstande med ubetydelig afvigelse fra uberørt tilstand.

Som udgangspunkt må det konstateres, at de danske farvande ikke omfatter områder, som er uberørte af menneskelige aktiviteter. Derfor kan der heller ikke udpeges områder, som med deres nuværende tilstand kan danne grundlag for fastlæggelse og beskrivelse af type-specifikke referenceforhold. Derfor må andre metoder med anvendelse af historiske data, palæontologiske forhold samt modelberegninger bringes i anvendelse.

Til den vandplan 2009 er det faglige grundlag for at kunne fastlægge referenceforhold for alle de biologiske kvalitetselementer ikke tilstrækkeligt. Derfor er der til brug for vandplan 2009 fokuseret på enkelte kvalitetselementer og for de andre kvalitetselementer tilstræbes det i de kommende år at fastlægge supplerende referenceforhold. Det skal i den forbindelse bemærkes, at fastlagte referenceforhold kan ændres i det omfang, der i fremtiden opnås bedre viden om natur- og miljøforhold og denne kan retfærdiggøre ændringen.

2.3 Bundvegetation - Ålegræs

2.3.1 Referenceforhold

For bundvegetationen er ålegræssets dybdeudbredelse valgt som en velegnet indikator for ålegræssets udbredelse. Ålegræs er et vigtigt element i størstedelen af de danske kystvandes økosystemer, og på baggrund af omfattende historiske observationer kan der beskrives en rimelig veldefineret referencetilstand. Endvidere gælder at udbredelsen responderer på påvirkning fra menneskelige aktiviteter og at dybdegrænsen er forholdsvis enkel at måle.

Ålegræs spiller en vigtig rolle i kystnære økosystemer, idet planten kan opbygge stor biomasse, være meget produktiv og medvirke til at regulere næringsstoftransporten 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. Ålegræsset er vidt udbredt i lavvandede kystområder i hele den nordlige tempererede zone.

Især lyset har stor indflydelse på havgræssets dybdeudbredelse og en modellering af data fra danske kystområder viser, at ålegræssets dybdegrænse er signifikant positivt korreleret til sigtddybden (Nielsen et al. 2002). Da sigtddybden 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).

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).

Der findes et stort historisk materiale om ålegræssets dybdeudbredelse i danske kystområder omkring år 1900 og nogle årtier frem (Reinke 1889, Petersen 1893ab og 1901, Ostenfeld 1908 mfl.), som kan bruges til at definere referencetilstanden.

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 effekter af den udbredte ålegræssyge i 1930'erne. Samtidigt sikres det, at data stammer fra en periode, hvor kvælstof- og fosforoverskuddet i landbruget var så lavt (Kyllingsbæk 2008), at det kan antages at den diffuse næringsstofftilførsel fra land og miljøtilstanden kan betragtes som en referencetilstand. Alle historiske Ålegræsdata er samlet i et regneark, bestyret af det marine fagnetværk.

For at kunne sammenligne nye og gamle datasæt, er det nødvendigt at vide, hvilken dækningsgrad, de historiske dybdegrænser repræsenterer. De historiske data er indsamlet fra et skib vha. dræg (blylod med søm), grab eller skraberedskab, som ikke egner sig til at indsamle enkeltstående skud, men er mere effektive til at indsamle ålegræs fra tættere bestande. Derfor er det sandsynligt, at de historiske data repræsenterer dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse frem for ålegræssets maksimale dybdegrænse. De historiske metoders detektionsgrænse mht. ålegræsdækning er ukendt bortset fra at det er givet, at sandsynligheden for at identificere dybe bevoksninger med ringe dækningsgrad stiger med antallet af observationer. Den præcise dækningsgrad ved ålegræssets dybdegrænse i de historiske undersøgelser beror derfor på et skøn over metodernes effektivitet, støttet af de kommentarer omkring ålegræssets tæthed, som fremgår af det historiske materiale. Det er skønnet, at de historiske dybdegrænser repræsenterer en dækningsgrad på omkring 10 %.

Allerede i perioden 1900 til 1930 har ålegræsset i visse områder være spildevandspåvirket fra nogle større byer. Det er vedtaget ikke at inddrage spildevandspåvirkningen i perioden 1900 til 1930 i fastlæggelsen af referencetilstanden. Selvom spildevandet sandsynligvis allerede på den tid har påvirket vandkvaliteten i visse kystvande negativt, vurderes det for usikkert at kvantificere dette bidrag. Det er samtidig vedtaget ikke at lade en evt. spildevandspåvirkning i perioden 1900 til 1930 indvirke på de historiske referenceværdier. Dvs. at man ikke har korrigeret de historiske referenceværdier ved at sætte dybdegrænsen større end værdierne i de historiske observationer de steder hvor man positivt ved at der historisk har været betydende spildevandspåvirkning (f.eks. i Odense Fjord).

Ålegræssets referenceudbredelse er fastlagt for de forskellige typologier som udgangspunkt ved 90 % fraktilen af de sikreste ('Kategori 1'), historiske dybdegrænseværdier (se Tabel 1). 90%-fraktilen er benyttet frem for et gennemsnit af de historiske data, idet det vurderes, at ikke samtlige historiske observationer repræsenterer faktiske 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. For vandområder, hvor der forefindes mange historiske observationer, kan der bruges et gennemsnit frem for 90 %-fraktilen, forudsat at det kan verificeres at alle historiske dybdegrænser i området kan betragtes at repræsentere faktiske dybdegrænser, som er præget af de typespecifikke forhold i vandområdet og dermed af vandområdetypens vandkvalitet i referencetilstanden.

Alle de historiske data er blevet geografisk stedfæstet, så de kan henføres til ét specifikt vandområde. Der er i alt 163 vandområder i kystvandene i Danmark. Fra 65 af vandområderne er der data for ålegræssets hovedudbredelse tilhørende 'Kategori 1'.

Resultatet af den statistiske behandling af de historiske data for ålegræs hovedudbredelse fordelt på kystvandstyper fremgår af Tabel 1. Typerne fremgår af Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1355 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer. Det fremgår, at der for nogle typer, f.eks. M3 og M4, ikke eksisterer valide data, hvorfor der yderligere er foretaget en sammenlægning af alle M-typer (M1-4), som kan benyttes som supplement. For de åbne kystvandstyper er det fagligt hensigtsmæssigt at operere med sammenlagte værdier (OW1/OW2 og OW3a/OW3b), da der ud af

et stort datamateriale kun forefindes ganske få observationer i OW1 områder (1 obs) og OW3a områder (2 obs).

Historiske observationer af dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse fordelt på vandområdetyper FØR 1930						
TYPE_DK	MAX	MIN	N	GENS.	S.D.	90% fraktilen
M1	6,0	5,5	5	5,7	0,2	5,9
M2	7,5	3,8	11	4,9	1,1	5,6
M3	-	-	-			
M4	-	-	-			
M1-4	7,5	3,8	16	5,1	1,0	5,8
OW1/2	16,9	5,6	142	10,3	2,1	12,2*
OW3a/3b	13,0	5,5	85	8,5	1,6	10,9*
OW4	15,0	15,0	1	15,0		15,0
OW5	-	-	-			
P1	14,0	8,5	9	10,1	1,7	12,0
P2	5,6	3,0	6	3,9	1,0	4,8
P3	11,5	5,5	19	8,0	1,8	9,8
P4	9,5	4,0	25	5,6	1,3	6,6
O3	-	-	-			
O4	-	-	-			
Slusefjord	-	-	-			

TABEL 1. TYPESPECIFIK OPEDELING AF HISTORISKE OPLYSNINGER OM ÅLEGRÆSSETS DYBDEUDBREDELSE FØR 1930. DYBDEGRÆNSERNE ER HOVEDUDBREDELSEN. REFERENCEVÆRDIEN FOR ÅLEGRÆS ER FASTSAT VED 90 %- FRAKTILEN AF DE HISTORISKE DATA.

* I DE ÅBNE KYSTVANDE, HVOR DER ET STORT ANTAL OBSERVATIONER, HAR DET VÆRET HENSIGTSMÆSSIGT AT FORETAGE EN MERE AVANCERET BEREGNING AF 90%-FRAKTILOERNE (KRAUSE-JENSEN & RASMUSSEN, 2009 OG CARSTENSEN & KRAUSE-JENSEN, 2009).

For de konkrete vandområder fastlægges referencetilstand for ålegræssets dybdegrænse efter følgende procedure (prioriteret rækkefølge)

- 1 For vandområde, der indgår i EU-interkalibreringen bruges reference og miljømål fra Tabel 1.8, kapitel 1 og tabel 3.12, kapitel 3 .
- 2 For åbentvandsområderne OW1, OW2, OW3a og OW3b (åbne indre danske farvande) benyttes typeværdier for OW1/OW2 og OW3a/OW3b (jf '**' note under Tabel 1) ^{a)}.
- 3.A Hvor der findes gode, validerede historiske ('kategori 1') data for et lukket område (fjordtyperne P1-4, M1-2) fastlægger disse referencetilstanden i form af 90%-fraktilen for områdets data ^{b)}.
- 3.B Hvis der ikke findes gode historiske data for fjord-typerne P og M tages udgangspunkt i de typespecifikke værdier (Tabel 1);
- 3.C I vandområder, hvor den maksimale vanddybde er mindre end den typespecifikke værdi for referencetilstanden anvendes tabellens værdier som udtryk for en hypotetisk værdi ^{c)}, dvs. større end områdedybden, til brug for beregning af næringsstofbelastning ved målopfyldelse.
- 4 Slusefjorde er som udgangspunkt udpeget som stærkt modificerede vandområder, hvor referenceværdien fastsættes ved et maksimalt økologisk potentiale efter retningslinjerne i bilag 12 afsnit 7 med værdier baseret på det 'normal'-typeområde, der bedst kan sammenlignes med det modificerede vandområde.

- 5 Alternativt kan referenceforholdene i de lukkede fjordområder fastlægges på anden måde under forudsætning af at de resulterende værdier er udtryk for det samme påvirkningsniveau, som er reflekteret i værdierne i tabel 1. Det kan ske ved følgende tilgange (uddybet i Box 1):
- Data fra nærliggende og/eller lignende områder med tilsvarende forhold
 - Modeller og/eller empiriske tilgange
 - Anden relevant viden (DMU-rapporter mv.)
6. For vandområder, hvor det ikke giver mening at fastlægge referenceforhold for ålegræs dybdegrænse, skal der ikke angives en referenceværdi for ålegræs. Det vil bl.a. sige type O vandområder, hvor saliniteten er for lav til at ålegræs kan gro, og i type OW 4 og OW5 vandområder, hvor eksponering udelukker ålegræsvækst. Den manglende fastlæggelse af referenceværdi skal begrundes^{d)}
- a) For åbentvandsområderne OW4-OW5 (Vesterhavet inkl. Vadehavet) benyttes ålegræssets dybdegrænse ikke – jf. punkt 6 (Derimod benyttes klorofyl; se afsnit 3.3 i dette Bilag 5).
 - b) Der kan dog bruges gennemsnit for vandområder med mange historiske observationer, forudsat at det kan verificeres at alle historiske dybdegrænser i området kan betragtes at repræsentere faktiske dybdegrænser, der repræsenterer områdets vandkvalitet
 - c) Den hypotetiske værdi anvendes ved beregning af reduktions-/indsatsbehov i relation til næringsstofftilførsel – især kvælstof. Jf. Box 2.
 - d) Indtil der kan fastlægges referenceforhold om miljømål ved anvendelse af andre kvalitets-elementer og parametre kan disse områder omfattes af undtagelsesbestemmelserne om udsættelse af tidsfristen for opfyldelse af miljømålet pga. manglende viden. Tilsvarende kan gøres gældende i tilfælde, hvor der ikke er viden om tilstand og påvirkning.

Det skal for det enkelte vandområde angives hvilken af ovenstående metoder, der er anvendt til at fastsætte referencedybdegrænse. Endvidere skal angives hvilke overvejelser og data der ligger til grund for vurderingen (f.eks. stedspecifikke data, vandområdets følsomhed over for næringsstofftilførsler mm.). Såfremt der vurderes at være særlige hydromorfologiske forhold, der giver begrænsninger i anvendelsen af tabelværdierne eller afledte værdier skal dette anføres.

BOX 1. Fastlæggelse af referenceforhold i fjorde og lukkede områder, hvor der ikke er type- eller stedsspecifikke historiske dybdegrænser for ålegræs til rådighed

I visse fjorde og lukkede kystvande eller dele heraf er der ikke egnede fysiske betingelser (substrater og bundforhold) til stede for vækst af ålegræs. I den situation kan der anvendes en hypotetisk referenceværdi for ålegræs dybdegrænse, som kan benyttes til at fastlægge kvælstofkoncentrationsniveau i referencetilstanden.

Modelberegninger kan benyttes baseret på relationen mellem dybdegrænsen og kvælstofkoncentrationen og baseret på beregning af koncentrationen i fjordområder i en referencesituation, det vil sige i en tilstand, der i direktivets forstand er uberørt af menneskelige aktiviteter med en naturlig baggrundsbelastning. Ved beskrivelsen af referencetilstanden for et konkret område, bør resultater af sådanne modelberegninger derfor inddrages i vurderingen af hvorledes lokale forhold kan have en indflydelse.

I ovenstående procedure (under pkt. 5) for fastlæggelse af referencetilstand og miljømål for ålegræs dækker modeller og/eller empirisk tilgange en bred tilgang af muligheder, der i hvert enkelt tilfælde skal begrundes og dokumenteres. Der er bla. følgende muligheder:

- Tilbageskrivning til natur/-referencetilstand ved hjælp af dynamisk og empirisk modellering.
- Lokale forholdsbetragtninger af tilstødende åbne kystvande med kendt referencetilstand og lukkede kystvande/fjorde med ukendt referencetilstand baseret på gradienter og forhold mellem salinitet og/eller næringsstoffer. Det samme kan gælde for inderfjorde/yderfjorde, når forholdene er kendt i én af fjorddelene.
- Estimering af næringsstofbelastning og/eller næringsstof koncentration i referencesituation og anvendelse af ålegræsværktøj (Laurentius-relation, som publiceret i Nielsen et al. (2002); Box 2). Estimatene kan være baseret på naturbidrag i nuværende kildeopsplitning, palæontologisk undersøgelse eller anden sandsynliggørelse af belastning eller koncentration.
- En palæontologisk rekonstruktion af sammenhængen mellem fossile rester og miljøparametre har med succes kunne anvendes til at estimere de historiske variationer i kvælstofkoncentrationerne på basis af den biologiske reaktion på miljøforandringer gennem tiden, som den viser sig i diatoméskaller i finkornede sedimenter i kystområder. Med denne metode er det lykkedes at beskrive variationen af total-kvælstofkoncentrationen i Roskilde Fjord, som den måtte have været i perioden 1850 – 1950. For det undersøgte sted i fjorden er den fundet til 700-800 µg/l (Andersen et al. 2004).

2.3.2 Miljømål

Grænsen mellem høj og god tilstand (HG) fastsættes til 90 % af referencetilstanden.

Grænsen mellem god og moderat tilstand (GM) fastsættes til 74 % af referencetilstanden jf. kapitel 3 og 4.

Grænsen mellem moderat og ringe sættes til 50 % af referencetilstanden, og grænsen mellem ringe og dårlig sættes til 25 % af referencetilstanden.

2.3.3 Tilstand

Miljøtilstanden skal klassificeres både i områder hvor der foreligger tilstandsdata for ålegræs dybdegrænse og i områder uden eller med forældede data for ålegræs dybdegrænse.

A. Klassifikation af miljøtilstand for områder hvor der foreligger ålegræsdata

Den aktuelle tilstand for kystvande skal klassificeres med udgangspunkt i dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs. Tilstanden klassificeres ved en EQR-værdi og præsenteres på kort med signatur for den relevante tilstandsklasse – jf. kapitel 3 afsnit 3.2.1.1. For parameteren ålegræs dybdegrænse beregnes EQR som 'værdien for observeret tilstand/værdien for referencetilstand'

Hovedudbredelsen defineres som den største dybde med mindst 10 % dækningsgrad. Er hovedudbredelsen ikke registreret direkte, bestemmes den som 90 % af den maksimale dybdegrænse baseret på flere observationer, alternativt ved interpolation mellem 2 observationer, fx 5% og 20% dækningsgrad. Forekommer der ikke dækningsgrader af ålegræs større end 10% noget sted på et transekt, så anses transektet for et såkaldt 0-transekt,

- 1 Er der ved den maksimale dybdegrænse mere end 10% dækningsgrad, benyttes denne dybde som dybdegrænsen for hovedudbredelsen (dvs. der foretages ikke en interpolation ned til 90% af den maksimale dybdegrænse).
- 2 Optræder der 0-transekter i et område, skal der foretages en nøje afvejning, om de skal indgå i klassifikationen. Som udgangspunkt medtages 0-transekter, men skyldes 0-transektet naturlige fysiske forhold, som fx omlejring af sediment ved kraftig strøm- eller vindpåvirkning gennemføres klassificeringen uden at inddrage de observerede værdier fra 0-transektet. Herunder hører også visse fysiske påvirkninger som f.eks. sejlrender.
- 3 I større vandområder, hvor undersøgelsestransekterne ikke er homogent fordelt, kan der foretages en arealmæssig vægtning af dybdegrænserne for de enkelte transekter. Der skal redegøres for dette i baggrundsnotatet.
- 4 I tilfælde hvor kun ét eller få transekter med ålegræs skal repræsentere et større område, og det på forhånd vides, at der ikke forekommer ålegræs i store dele af området, skal dette beskrives i baggrundsnotatet, hvor også de faktorer, naturgivne såvel som menneskeskabte, der ligger til grund for den manglende udbredelse, skal diskuteres.

Tilstanden i et vandområde klassificeres (inkl. beregning af EQR) på baggrund af målte dybdegrænser, der repræsenterer **alle** de menneskeskabte påvirkninger området er udsat for.

Klassifikationen skal ske ved middelværdien af de observerede dybdegrænser inden for vandområdet i perioden 2001-2006. I det omfang 0-transekter indgår i beregningen – jf. punkt 2 - skal det ske med en værdi, der er 90% af den evt. observerede største dybde for ålegræsudbredelsen på transektet eller en værdi, der svarer til den mindste dybde, hvor ålegræs burde kunne forekomme.

Først beregnes middelværdien af de observerede dybdegrænser pr. transekt og for det enkelte år. Dernæst beregnes middelværdien af årsmidlerne for perioden 2001-2006. Værdier for de enkelte år angives i diagram og tabel med angivelse af standardafvigelse i det tek-

niske baggrundsnotat. Foreligger der ikke data for hele perioden 2001-2006 benyttes data for de år, der er overvåget og eventuelt nyere data (2007). Data fra før 2001 anvendes ikke.

I det omfang der er brug for at vurdere årsagen til en manglende målopfyldelse, kan der være behov for at skelne mellem forskellige påvirkningstypers indflydelse på tilstanden. I den sammenhæng bør man sortere transekter i grupper, hvor det er klart at tilstanden i overvejende grad repræsenterer én påvirkningstype. For eksempel hvor fraværet af ålegræs skyldes eutrofiering og ikke anden påvirkning som f.eks. fiskeri med slæbende redskaber eller sekundær eutrofieringseffekt som f.eks. iltsvind.

Det skal understreges, at der med denne anvendelse af observationer ikke er tale om en klassifikation, men et beregningsresultat, der skal benyttes i den videre planlægningsproces som led i at identificere et evt. reduktions-/indsatsbehov.

B. Klassifikation af tilstand i områder, hvor der ikke foreligger ålegræsdata

I de områder, hvor der ikke foreligger ålegræsdata til klassifikation af tilstanden, jf. ovenfor, følges følgende procedure (prioriteret):

1. En *teoretisk* beregning af ålegræs dybdegrænsen ud fra målinger af kvælstofkoncentration (Box 2) eller sigtddybe (Nielsen et al. 2002) i det pågældende område. Alternativt kan anvendes en lokalt tilpasset model^{a)}.
2. En *antaget* dybdegrænse på baggrund af et nærtliggende og lignende område (samme typologi), hvor tilstanden er bestemt på baggrund af målinger af dybdegrænse^{a)}.
3. "defaulting" klassifikation – tilstanden sættes til God, hvis det vurderes at området ikke er udsat for et miljømæssigt pres for eksempel fra udledning af næringsstoffer, forurenende stoffer (miljøfarlige stoffer), iltsvind mm. Tilstanden sættes til "mål ej opfyldt, ikke klassificerbar", hvis det vurderes, at området er under et miljømæssigt pres, men hvor presset (endnu) ikke er kvantificeret, og/eller hvor der forefindes andre nyere tilstandsdata end ålegræs dybdegrænse, der sandsynliggør, at området ikke er i god eller høj tilstand^{a)}.

- a) For vandområder, hvor der forefindes andre tilstandsdata af en type, som ikke kan give anledning til at beregne en teoretisk dybdegrænse af ålegræs (fx klorofylniveauer, forekomst af andre makrofyter, bundfaunaens sammensætning, iltsvind), men som kan give anledning til en samlet kvalitativ/kvantitativ bedømmelse af områdets tilstand, kan en sådan supplere og understøtte punkt 1-3.

Logikken i prioriteringen er, at man først og fremmest bruger data fra det vandområde man er interesseret i at beskrive (punkt 1). Derefter anvender man data fra naboområder (punkt 2). Punkt 3 anvendes i de resterende områder.

En konkret dybdegrænse kan ikke fastsættes ud fra ovenstående metoder, og tilstanden kan som udgangspunkt ikke klassificeres ved en EQR værdi, men tilstanden *vurderes* (ekspertskøn) således under inddragelse af viden om andre forhold, der kan sandsynliggøre/understøtte en tilstand/kvalitetsklasse set i forhold til målopfyldelse. Det skal fremgå af vandplanen, og redegøres for i det tekniske baggrundsnotat, at der er tale om en vurdering og ikke en konkret miljøtilstand. Det skal ligeledes angives både i vandplanen og i baggrundsnotatet, hvilken af de 3 metoder der er anvendt til vurderingen. For at få et grundlag til at sammenligne EQR-værdier, for tilstanden i vandområder med observationer af ålegræsdybder med tilstanden i vandområder uden observationer, kan der angives en EQR-værdi for tilstanden klassificeret efter punkt 1 og 2, men med bemærkning om grundlaget for værdien.

2.4 Fytoplankton

2.4.1 Referenceforhold og miljømål

I det omfang et vandområde hører til et af de typeområder hvor der er gennemført EU-interkalibrering benyttes værdierne i Kapitel 3.2.5 tabel 3.12 i klassifikationen.

For kystvandene i Nordsøen og Skagerrak og i Vadehavet udelukker de naturlige hydromorfologiske forhold muligheden for at anvende ålegræs som indikator. Referenceværdier og miljømål vurderes i disse områder ud fra parameteren klorofyl a. Værdierne fastsættes med tabellens værdier for områderne i Vadehavet og ud for Hirtshals. I andre områder langs vestkysten forholdsregnes klorofylværdierne ud fra stigningen i salinitet fra det ydre Vadehav mod nord til Hirtshals.

For nationale kystvandsområder, der ikke kan betragtes at kunne repræsenteres af de interkalibrerede typeområder afventer klassifikationen udvikling af fremgangsmåde.

2.4.2 Tilstand

For kystvandene i Nordsøen Skagerrak og Kattegat anvendes 90 percentil af klorofylldata fra perioden marts-september i årene 2001-2005 til beregning af tilstanden. For delvandområder i Vadehavet benyttes dog perioden maj-september til beregning af miljøtilstand for at undgå forårsopblomstringen som øger spredningen betydeligt (J. Carstensen, 2008. NERI Technical Report Wadden Sea environmental targets).

EQR-værdier for klorofyl a beregnes som 'værdien for referencetilstand/værdier for observeret tilstand'.

2.5 Bundfauna

I det omfang et vandområde hører til et af de typeområder, hvor der er gennemført EU-interkalibrering, benyttes værdierne i Kapitel 3.2.5 tabel 3.12 i klassifikationerne.

For nationale kystvandsområder, der ikke kan betragtes at kunne repræsenteres af de interkalibrerede typeområder afventer klassifikationen udvikling af fremgangsmåde.

3 Beregning af indsatsbehov

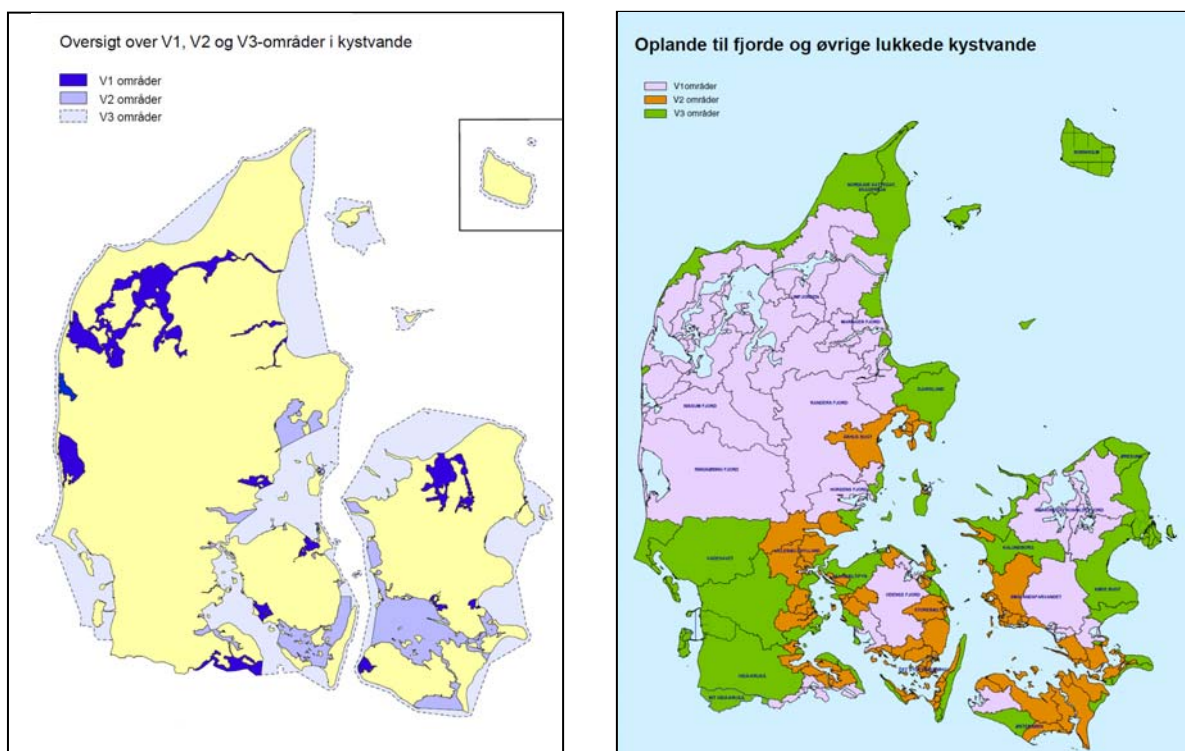
For nogle fjordområder foreligger der tilstrækkeligt faglig viden til at et reduktions-/indsatsbehov kan estimeres på grundlag af etablerede sammenhænge mellem miljøtilstanden i vandområderne og kvælstofafstrømningen fra land baseret på overvågningsresultater. For en del af fjorde og lukkede kystvande foreligger ikke et tilstrækkeligt vidensgrundlag til at disse sammenhænge kan etableres med tilstrækkelig sikkerhed. For nogle områder mangler der helt data. For kystvandene de åbne farvande, det vil sige for kystvandene i Nordsøen og Skagerrak, i Kattegat, i Bælterne og Øresund, i den vestlige Østersø og omkring Bornholm, er der i dag kun i begrænset omfang tilstrækkeligt faglig og datamæssig viden til at kunne etablere et vidensniveau, hvor der kan gennemføres direkte beregninger af et reduktions-/indsatsbehov for kystvandene i de åbne dele af de danske farvande.

I konsekvens heraf er der anvendt en metode, hvor den konkrete indsats i vandplan 2009 fastlægges differentieret i forhold til det foreliggende vidensniveau mht. tilstand og belastning for de forskellige kystvande.

Beregningerne af reduktions-/indsatsbehov skal således metodemæssigt grupperes som følger:

1. Fjorde og øvrige lukkede kystvande
 - a. Områder med størst vidensniveau (Vidensniveau 1, 'V1')
 - b. Øvrige områder hvor reduktions-/indsatsbehov kan beregnes ved at kombinere viden om området med erfaringsgrundlag fra kystvande under vidensniveau 1 (Vidensniveau 2, 'V2')
2. Åbne farvande og gennemstrømningsfarvande
 - a. Områder med utilstrækkelig viden til at kunne beregne et reduktions-/indsatsbehov (Vidensniveau 3, 'V3')

Ovenstående inddeling af kystvande i fjorde og øvrige lukkede kystvande og i kystvande i åbne farvande skal ske ud fra det enkelte vandområdes følsomhed overfor tilførslen af næringsstoffer fra det tilhørende opland. Inddelingen er derfor kun delvist relateret til typeinddeling af kystvandene i henhold til bekendtgørelse om karakterisering af vandforekomster. Det gælder bl.a. Det sydfynske Øhav og Smålandshavet, som har en lukket karakter og inddeles i gruppen af V1/V2 områder selv om de tilhører en OW type. Oversigt over opdelingen af kystvande i V1, V2 og V3 områder og de tilhørende oplande er vist i figur 1.



FIGUR 1 OVERSIGT OVER OPDELINGEN AF KYSTVANDE I V1, V2 OG V3 OMRÅDER OG DE TILHØRENDE OPLANDE

Til Vandplan 2009 opgøres først og fremmest et kvælstofreduktionsbehov, og de beregnede værdier m.m. for samtlige udpegede vandområder indskrives som indsatsbehov i et regneark bestyret af Miljøcentrene.

3.1 Fjorde og lukkede kystvande

Vidensniveau 1:

Vidensniveau 1 (V1) områder omfatter fjorde og lukkede vandområder, hvor datagrundlaget er detaljeret og tilstrækkeligt til, at der med relativ stor sikkerhed kan beregnes et specifikt reduktions-/indsatsbehov for kvælstof, til sikring af fuld målopfyldelse. Fjorde betragtes i den sammenhæng som en helhed. De konkrete V1 områder er vist i tabel 2.

Ved beregning af reduktions-/indsatsbehovet tages udgangspunkt i parameteren "ålegræs dybdegrænse (hovedudbredelse)". 'Målbekæmpelsen' svarende til at opnå en tilstand på God/Moderat grænsen beregnes individuelt for hvert vandområde. Reduktions/indsatsbehovet beregnes derefter ved differencen mellem 'målbekæmpelsen' og den nuværende belastning.

I Box 2 er der redegjort for de primære værktøjer til beregning af reduktions-/indsatsbehov. Indsatsbehovet kan alternativt beregnes via en modelbaseret tilgang evt. i kombination med værktøjerne i Box 1. I så fald skal denne dokumenteres i det tekniske baggrundsnotat.

For fjorde, der er opdelt i flere vandområder (fjordafsnit), opgøres der et samlet reduktions-/indsatsbehov på baggrund opgørelsen for det fjordafsnit hvor der er størst behov for reduktion for at opfylde miljømålet. Såfremt der kun er teknisk grundlag til at kunne beregne et reduktions-/indsatsbehov for et delafsnit af en fjord, så kan resultatet heraf anvendes til at fastlægge et reduktions-/indsatsbehov for hele fjorden og de øvrige fjordafsnit.

Opland	Kystvandsområde	
1.1	Limfjorden	Alle områder
1.3	Mariager Fjord	Alle områder
1.4	Nisum Fjord	Yderfjord, Mellemfjord, og Felsted kog
1.5	Randers Fjord	Grund Fjord Yderfjord og Randers Fjord, Randers til Møllerup
1.8	Ringkøbing Fjord	Ringkøbing Fjord
1.9	Horsens Fjord	Horsens Yder- og, Inderfjord, Norsminde Fjord
1.11	Lillebælt/Jylland	Flensborg Fjord, inder- og yderfjord, Nybøl Nor
1.12	Lillebælt/Fyn	Helnæs Bugt
1.13	Odense Fjord	Odense Fjord yderfjord og Seden Strand
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	Isefjord, Roskilde Fjord
2.5	Smålandsfarvandet	Karrebæk Fjord Dybsø Fjord Nakskov Fjord
2.6	Østersøen	Præstø Fjord

TABEL 2 OVERSIGT OVER VIDENSNIVEAU 1 (V1) OMRÅDER

I fjorde, hvor der er behov for at differentiere indsatsen på konkrete fjordafsnit for at kunne opfylde miljømålet, kan et differentieret indsatsbehov beskrives.

Vidensniveau 2:

Vidensniveau 2 (V2) områder omfatter fjorde og lukkede vandområder, hvor der er dokumenteret en nuværende tilstand af samme karakter og med samme manglende målopfyldelse som i 'V1' områderne. Datagrundlaget har dog ikke er tilstrækkeligt detaljeret til, at det har kunnet bruges til en direkte beregning af et reduktions-/indsatsbehov for det konkrete vandområde.

Reduktions-/indsatsbehovet opgøres med udgangspunkt i en målsat belastning ved GM-grænsen, svarende til det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen for V1-områderne. Det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen for 'V1' områderne er således opgjort til 6,9 kg N/ha/år inden for et variationsinterval fra 4,5 til 8,8 kg N/ha/år.

3.2 Kystvande i åbne farvande

For de åbne kystvande og gennemstrømningsområder i de indre danske farvande, dvs. kystvandene i Kattegat, Bælterne og Øresund, og i den vestlige Østersø omkring Bornholm, er der kun i et begrænset omfang tilstrækkeligt faglig viden til at opgøre reduktions/indsatsbehovet direkte og det er kun muligt at skønne indsatsbehovet. Et sådan estimat vurderes at være forbundet med meget store usikkerheder, idet bl.a. atmosfærisk og grænseoverskridende tilførsel af kvælstof i åbne kystvande er af langt større betydning end den landbase-rede tilførsel direkte til disse områder. Yderligere foreligger der ikke et fagligt teknisk grundlag til at kunne vurdere omfanget af en positiv effekt af den kommende indsats for fjorde og lukkede kystvande og af en direktivforudsat reduktion af luftemissioner af kvælstofforbindelser. Da der ikke er målopfyldelse i disse områder er der ikke desto mindre et behov for reduktion af kvælstofbelastningen.

For disse V3-områder opgøres reduktions-/indsatsbehovet ved et skøn som det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen for V1-områderne, men med et tillæg på 30 % (dvs. 8,9 kg N/ha).

For kystvandene i Nordsøen og Skagerrak er der tilsvarende begrænset faglig viden til at kunne beregne reduktions-/indsatsbehovet. Da der ikke er målopfyldelse i disse områder er der et behov for reduktion af kvælstofbelastningen.

For kystvandene Nordsøen og Skagerrak opgøres reduktions-/indsatsbehovet som det arealvægtede gennemsnit af målbelastningen for V1-områderne, men med et tillæg på 30 % (dvs. 8,9 kg N/ha).

Beregning af reduktions-/indsatsbehovet i Vadehavet tager udgangspunkt i værdierne for God/Moderat grænsen for parameteren 'klorofyl a', som indgår i EU's interkalibrering på relevante lokaliteter.

For Vadehavet er der beregnet et behov for reduktion i klorofyl på 40 % (% reduktion mellem tilstand og miljømål). Vurderingen er baseret på den station i Lister Dyb med de bedste relationer mellem total kvælstofkoncentration og klorofyl a niveau. På denne baggrund opgøres behovet for reduktion af kvælstoftilførslen ved at omsætte de 40 % for klorofyl a koncentrationen direkte til en reduktion i kvælstoftilførslen. Tilsvarende er sket i de tyske beregninger om reduktionen af kvælstoftilførslen til Vadehavet.

BOX 2

REDSKABER TIL BEREGNING AF INDSATSBEHOV (KVÆLSTOF) MED UDGANGSPUNKT I KVALITETSPARAMETEREN "ÅLEGRÆS DYBDEUDBREDELSE"

TRIN 1

Miljømålet for dybdeudbredelsen af ålegræs omsættes til et kvælstofkoncentrationsniveau vha. relationen mellem TN-koncentrationen (marts-september) og ålegræs dybdegrænse - den såkaldte 'Laurentius relation' (Værktøj 1). Forinden justeres miljømålet 10 % op som korrektion for at miljømålet angiver hovedudbredelsen af dybdegrænsen (10 % dækningsgrad), mens der i 'Laurentius relationen' indgår den maksimale dybdegrænse (det 'sidste strå').

TRIN 2

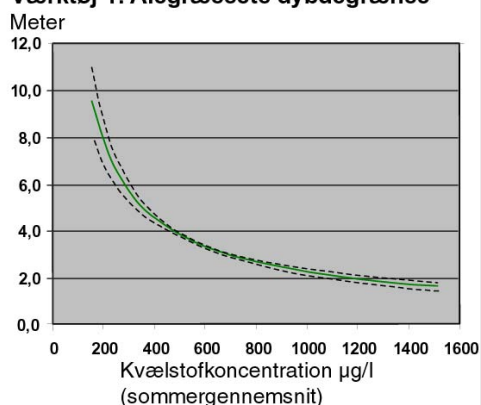
Der etableres en sammenhæng mellem koncentrationen af kvælstof i perioden jan-juni og belastningen (vandbåret+luftbåret) til vandområdet i perioden juli-juni (Værktøj 2). Valget af perioder er sket med baggrund i erfaringerne fra EU- interkalibrering. For at koble Værktøj 1 med Værktøj 2 er det nødvendigt at etablere en omregning fra marts-oktober til jan-juni, mht. kvælstofkoncentrationen. Hvis det for det enkelte vandområde er hensigtsmæssigt at anvende andre perioder kan man gøre det med brug af en dertil hørende omregningsfaktor. Hvis der lokalt foreligger validerede modeller som direkte eller indirekte kobler miljømål for ålegræs med kvælstofpåvirkning/belastning kan disse modeller også anvendes.

TRIN 3

Den beregnede kvælstofkoncentrationen ved GM-grænsen (trin 1 og 2) omsættes til en resulterende kvælstofbelastning (belastning ved GM-grænsen) vha. af Værktøj 2

Værktøj 1

Værktøj 1: Ålegræssets dybdegrænse



"Laurentius relationen" hvor ålegræssets dybdegrænse (Z_c) relaterer sig til kvælstofkoncentrationen;

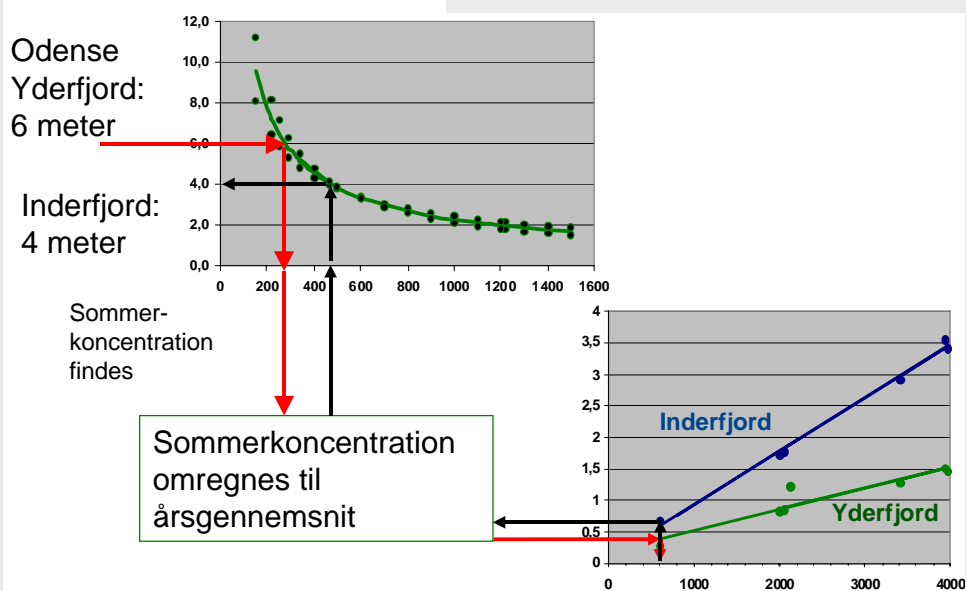
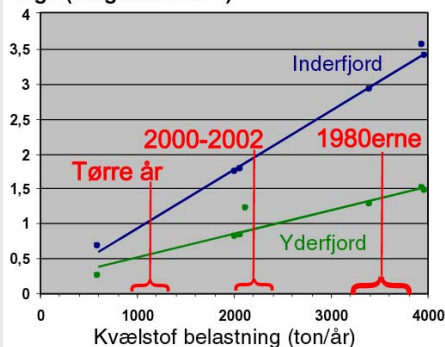
$$\ln(Z_c) = (6.039 \pm 0.768) + (-0.755 \pm 0.121) \times \ln(\text{TN});$$

Hvor koefficienterne er angivet med 95 % konfidensgrænser (vist på figuren som punkter) og hvor TN er sommergennemsnit (marts-oktober) af kvælstofkoncentrationen ($\mu\text{g N pr. liter}$).

BOX 2 (fortsat)

Værktøj 2 (eksempel fra Odense fjord)

Værktøj 2: Kvælstofkoncentration
mg/l (årgennemsnit)



I Danmarks Miljøundersøgelses rapport "Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling" (DMU 2004) i kapitlet Tematisk rapportering er værktøjernes anvendelse beskrevet mere detaljeret.

4 Fastsættelse af indsats i Vandplan 2009

4.1 Fastsættelse af indsats baseret på fagligt-teknisk videngrundlag

Vidensniveau 1:

Beregning af reduktions-/indsatsbehovet for V1 områderne er forbundet med usikkerheden knyttet til de metoder, der er anvendt. Denne usikkerhed har DMU vurderet til at være i størrelsesordenen 15-20 %. Når der tages hensyn til denne usikkerhed er der grundlag for at anvende miljømålslovens bestemmelser om at udskyde fristen for opfyldelse af miljømålet på

grund af tekniske vanskeligheder ved at foretage en sikker vurdering af indsatsbehovet. Det er derfor valgt at indsatsen for V1 områderne i Vandplan 2009 fastlægges ved det laveste skøn inden for det faglige usikkerhedsinterval ved beregningerne. Det vil sige indsatsen for V1 områderne i vandplan 2009 fastlægges med 85 % af det opgjorte reduktions/indsatsbehov efter retningslinjerne i afsnit 3.

Vidensniveau 2:

De arealvægtede gennemsnit af målbelastningen i V1 områderne er ligeledes karakteriseret ved usikkerhed, dels usikkerheden forbundet med det beregnede reduktions-/indsatsbehov i de enkelte oplandes, dels en usikkerhed der kommer fra variationen i de resulterende reduktions/indsatsbehov. Det er derfor valgt at fastlægge den samlede indsats i vandplan 2009 ved samme usikkerhed som for V1 områder og hertil lægge en yderligere usikkerhed på ca. 10 % med henvisning til, at der er anvendt gennemsnitsestimater frem for konkrete vurderinger.

Indsatsen for de konkrete V2-områder skal fastlægges individuelt ved anvendelse af en fast målbelastning i alle V2 områder med et tillæg på svarende til 25 %. Der skal derved anvendes en indsatsbelastning på 9,24 kg N/ha/år.

Vidensniveau 3

For V3 områder fastlægges indsatsen i vandplan 2009 kun med den del af indsatsbehovet, der dækkes gennem de virkemidler i Grøn Vækst, der generelt skal gennemføres i alle dele af landet.

5 Litteraturreferencer

Andersen et al. 2004: Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: EU Water Framework Directive in practice. Marine Pollution Bulletin 49 (2004): 283-290.

Anon. 2008. Kommisionsbeslutning 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.

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

Carstensen, J. & Krause-Jensen, D., 2009: Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256.

DMU 2002: Nielsen, K. et al, 2002 Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv-projekt, Fase II, Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 390.

DMU 2004: 'Fra vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer – med kvælstof som eksempel'. I Ærtebjerg, G. Andersen et al, 2004: "Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling", Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 513.

DMU 2005a: Andersen, J.H. et al, 2005. Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Danmarks Miljøundersøgelser, 48 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 530.

DMU 2005b: 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.

DMU 2005c: Petersen, J.K. et al, 2005. Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, Denmark. 72 p. – NERI Technical Report No. 563.

DMU 2006. Notater om vandrammedirektivets interkalibrering: Klassifikation af danske interkalibreringsområder.

European Commission (preprint): Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters, Joint Research Center, Scientific and Technical reports.

Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B, 2009: Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 40 s. – Faglig rapport fra DMU nr. xxx

Kyllingsbæk, A. 2008. Landbrugets husholdning med næringsstoffer 1900-2005. Intern rapport. JVF/Århus Univ. *Internet*.
<http://pure.agrsci.dk:8080/fbspretrieve/1509541/intrma18.pdf>

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

Ostenfeld, C.H. 1908. Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. / C. G. J. Petersen. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1908, XVI: 1-61. Centraltrykkeriet, København.

Petersen, C. G. J. 1893a. Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning til Indenrigsministeriet fra den danske biologiske station. 1892, III: 26-36. København, Centraltrykkeriet.

Petersen, C.G.J. 1893b. Det videnskabelige udbytte af Kanonbaaden "Hauchs" togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-86. (+ separat atlas med kort over arternes udbredelse). A.F. Høst. København. 464 pp.

Petersen, C.G.J. 1901. Fortegnelse over ålusestader i Danmark optaget i årene 1899 og 1900 med bemærkninger om ruseålens vandringer etc. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1900 og 1901. X: 3-28. København, centraltrykkeriet.

Reinke, J. 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. & Bericht der komm. zur wissensch. Unters. der deutschen Meere in Kiel /: Karsten, G., Hensen V., J. Reinke, K. Brandt. 1893. Sechster Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchungen der deutschen Meere, in Kiel für die Jahre 1887 bis 1891. Berlin.