



HVAD LIGGER TIL GRUND FOR **TILSTANDSVURDERINGEN I KYSTVANDE?**

- En gennemgang af NOVANA måleprogram



Hvad ligger til grund for tilstandsvurderingen i kystvande?

- En gennemgang af NOVANA måleprogram

Promilleafgiftsfonden har støttet projektet *Optimering af ny miljøregulering*, som har til formål, at bidrage til, at landbruget kan tilpasse sig den nye arealregulering, som fremgår af vandområdeplanerne fra juni 2016. Den kemiske og økologiske tilstand i kystvande danner rammen om miljømålene i vandområdeplanerne, og det er derfor helt essentielt at indsamle viden om, hvordan tilstandsvurdering i kystvande defineres, og hvilken dokumentation der ligger til grund for den endelige tilstandsvurdering i anden planperiode. Dette er en objektiv gennemgang af de væsentligste principper bag Dansk implementering af Vandrammedirektivets miljømål for kystvande.

Rapporten gennemgår definitionen og tilstandsvurderingen af danske kystvande. Referenceforhold, klassifikationsgrænser, og praktiske målemetoder behandles for kvalitetselementerne ålegræs, klorofyl a og bundfauna samt for de fysiske-kemisk støtteparameter. Det undersøges, hvor målestationer (NOVANA måleprogram) for de forskellige kvalitetselementer er placeret, og hvor ofte målinger registreres. Derudover dokumenteres udviklingen i den kemiske tilstand, samt udviklingen for de biologiske kvalitetselementer som ligger til grund for den økologiske tilstand. Rapporten skal fungere som et opslagsværk, og gennemgangen bidrage med et samlet overblik over grundlaget for vurderingen af den økologiske tilstand i kystvandene.

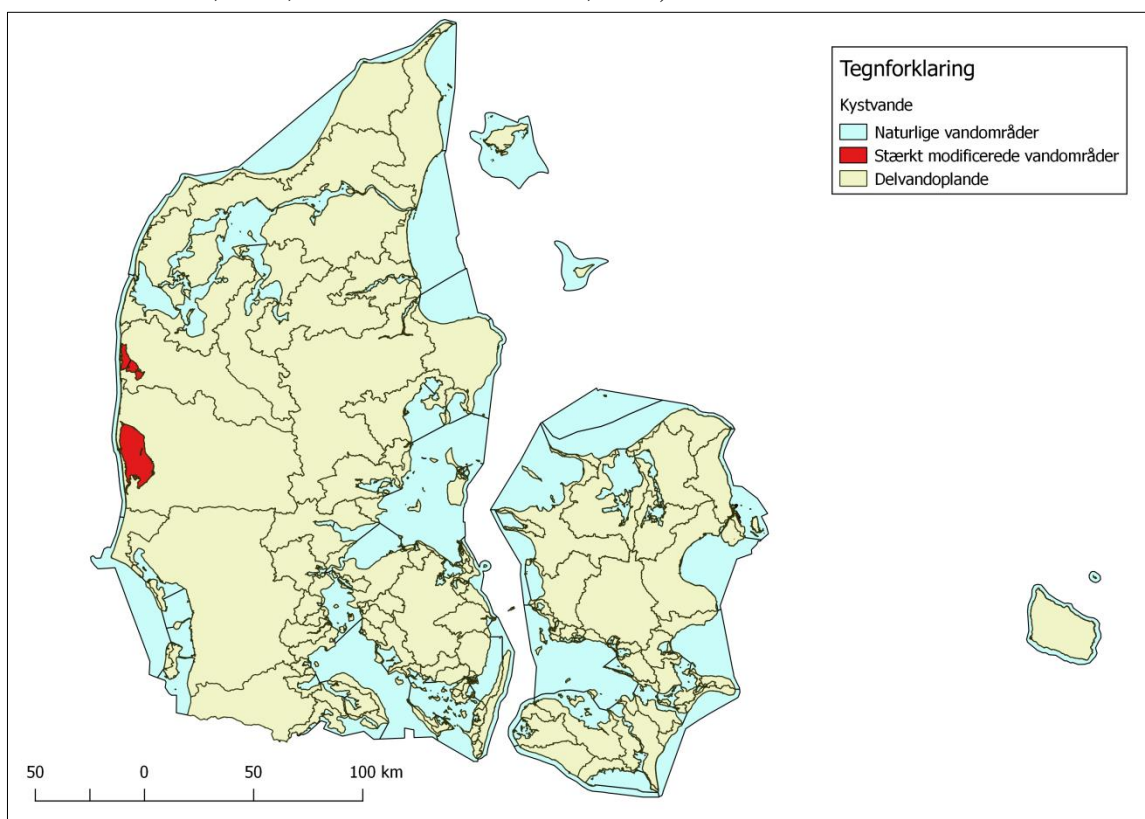
På sigt forventer SEGES at få adgang til, det specifikke data for kvalitetselementerne (ålegræs, klorofyl a, bundfauna og fysiske-kemisk støtteparameter) som danner grundlaget for den samlede økologiske tilstand i hvert enkelt kystvand. Vi afventer på nuværende tidspunkt data fra Svana.

Indholdsfortegnelse

1. Kystvandene i Danmark	3
2. Tilstandsvurdering i kystvande.....	5
2.1 Den kemiske tilstand i kystvande	5
2.2 Den økologiske tilstand i kystvande	7
3. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande.....	10
3.1 Kemisk tilstand.....	10
3.1.1 Tungmetaller og Miljøfremmede stoffer	10
3.2 Økologisk tilstand.....	11
3.2.1 Ålegræs.....	12
3.2.2 Fytoplankton (klorofyl a).....	13
3.2.3 Bundfauna (DKI ₂).....	15
3.2.4 Fysiske-kemiske støtteparametre.....	17
4. Målestationer i kystvandene	18
4.1 Målestationer til registrering af den kemiske tilstand.....	18
4.2 Målestationer til registrering af den økologiske tilstand	20
5. Udviklingen i kvalitetselementerne i kystvandene	24
5.1 Nærringstofkoncentrationer.....	24
5.2 Klorofyl a og sigtddybde	25
5.3 Iltkoncentration.....	26
5.4 Ålegræs.....	28
5.5 Bundfauna.....	29
5.6 Tungmetaller og Miljøfremmede stoffer	30
6. Referencer.....	32

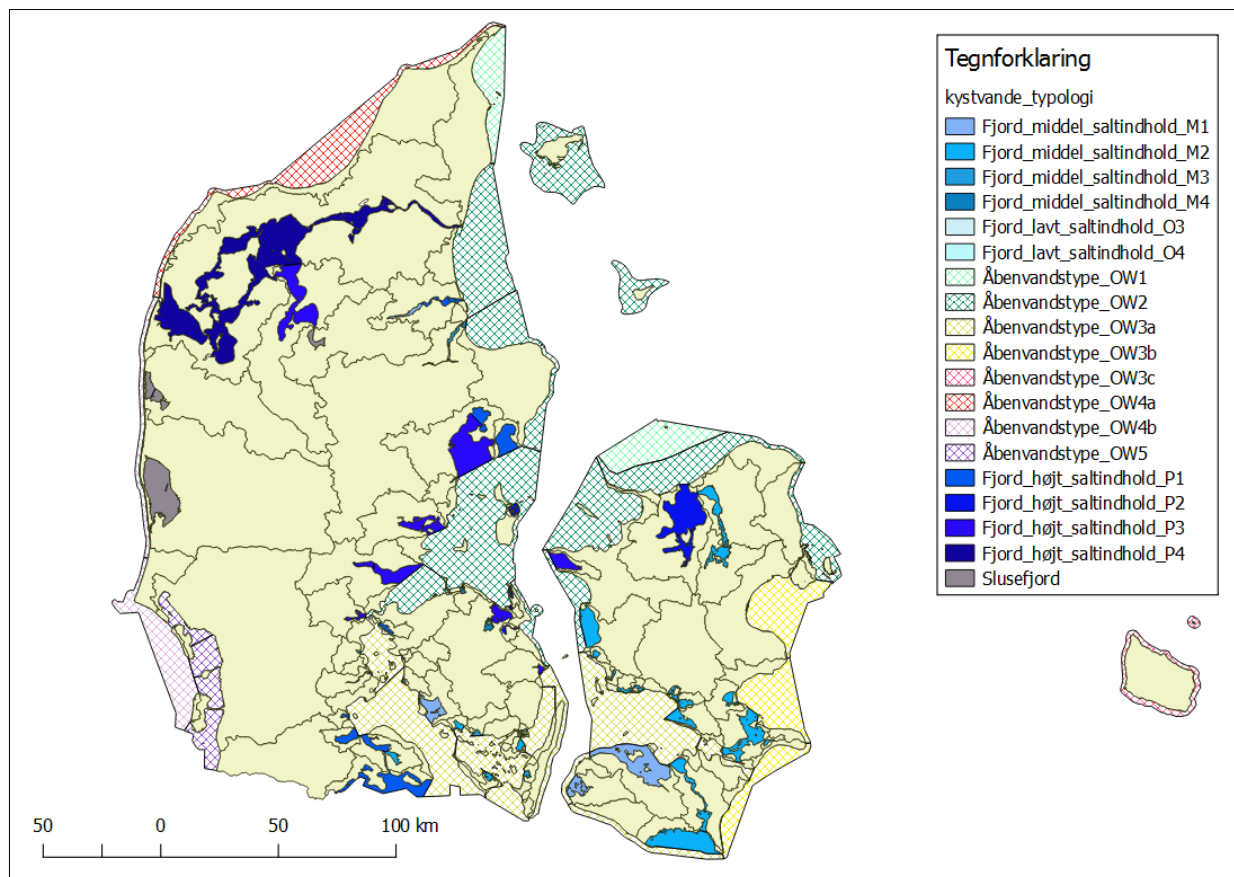
1. Kystvandene i Danmark

Danmarks marine områder er karakteriseret ved store gradienter i saltholdigheden, hvor vandmassen ofte vil være lagdelt på grund af forskellen i saltholdighed fra overflade til bund. I Vandrammedirektivet fra 2000 er der defineret kategorien ”overgangsvande” som er zonen mellem ferskvandstrømninger og marine vandmasser, men denne kategori er fravalgt i de danske vandområdeplaner. Alle kystnære marine områder kategoriseres som kystvande eller stærkt modificerede vandområder i vandområdeplanerne (figur 1) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016; DIREKTIV 2000/60/EF, 2000).



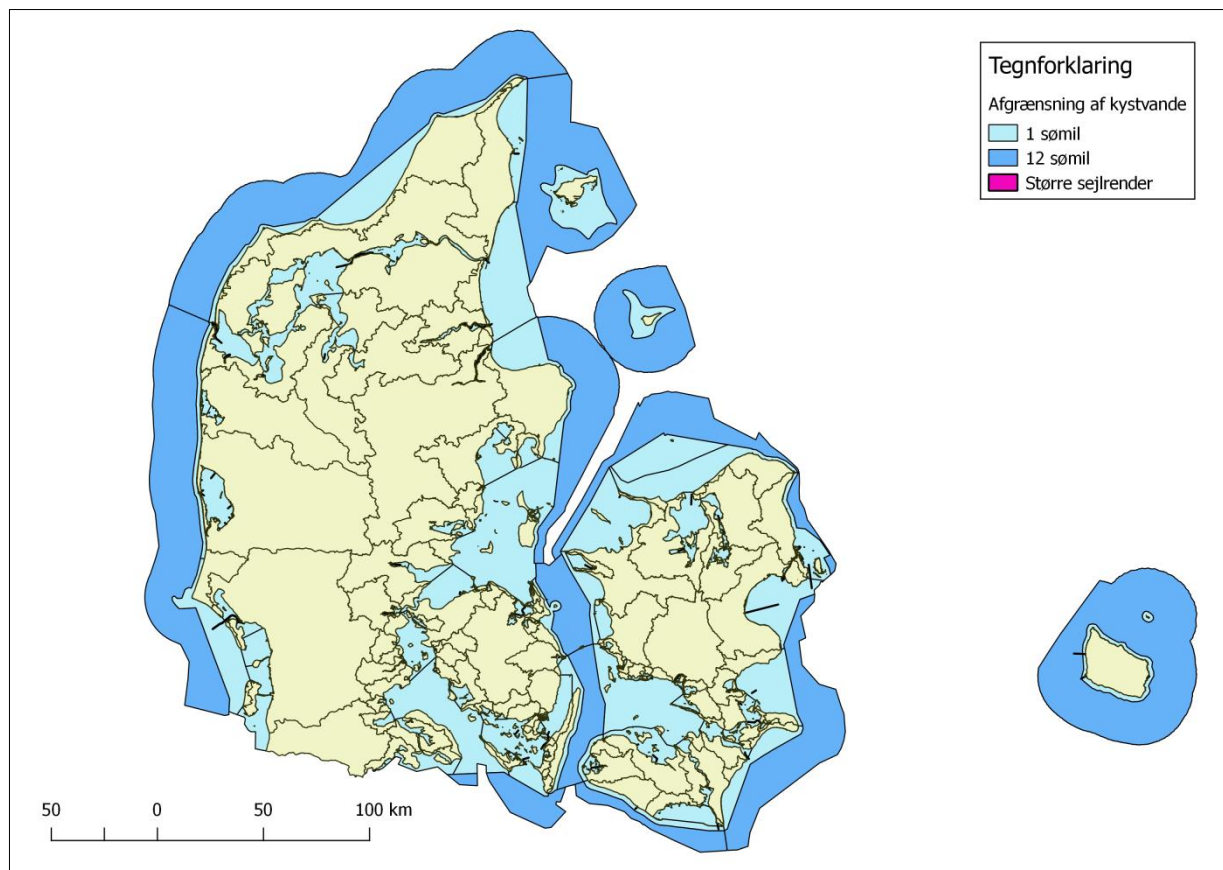
Figur 1. kystvande udpeget som Naturlige eller stærkt modificerede vandområder (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

Kystvandene er i Danmark inddelt i to hovedkategorier: åbenvandstyper og fjordtyper. For åbenvandstyperne er typologien bestemt af saltholdighed, tidevandsforskel og bølgeeksponering. Fjordene er inddelt efter saltholdighed, lagdelings- og afstrømningsforhold. Hertil kommer sluseregulerede fjorde som er en særskilt type. Dog er der enkelte fjorde med sluse som ikke er udpeget som slusefjorde, fx Norsminde Fjord og Gamborg Nor. Danmark er inddelt i 119 kystvande (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



Figur 2. Kystvandstyperne inddelt i åbenvandstyper og fjorde med forskellige saltindhold samt Slusefjorde (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). Se definitionen af kystvandstypernes underinddelinger i Dalh et al. (2005).

Kystvande omfatter den del af Danmarks farvand, der ligger indenfor grænsen på 1 sømil fra basislinjen (kystlinjen) (figur 3) (Naturstyrelsen, 2014).



Figur 3. Afgrænsning af kystvande som ligger indenfor 1 sømil fra kystlinjen. De Større sejltreder ses som markerede sorte linjer i kystvandene i stedet for pink linjer på grund af størrelsesforholdet (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

2. Tilstandsvurdering i kystvande

Vandrammedirektivet fra 2000 diktere at kystvande skal opnå god kemisk tilstand og god økologisk tilstand eller godt økologisk potentiale (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). For farvandet som ligger udenfor 1 sømil men indenfor 12 sømil er målet god kemisk tilstand (figur 3) (Naturstyrelsen, 2014).

Den kemiske tilstand kan enten være i god eller ikke god kemisk tilstand. Den økologiske tilstand beskrives ved brug af 5 kvalitetsklasser (høj (Ht), god (Gt), moderat (Mt), ringe (Rt) eller dårlig tilstand (Dt)). Hvis vandområder er blevet udpeget som kunstige eller stærkt modificerede, anføres det økologiske potentiale som maksimalt (Ma), godt (Gp), moderat (Mb), ringe (Rp) eller dårlig (Dp) (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

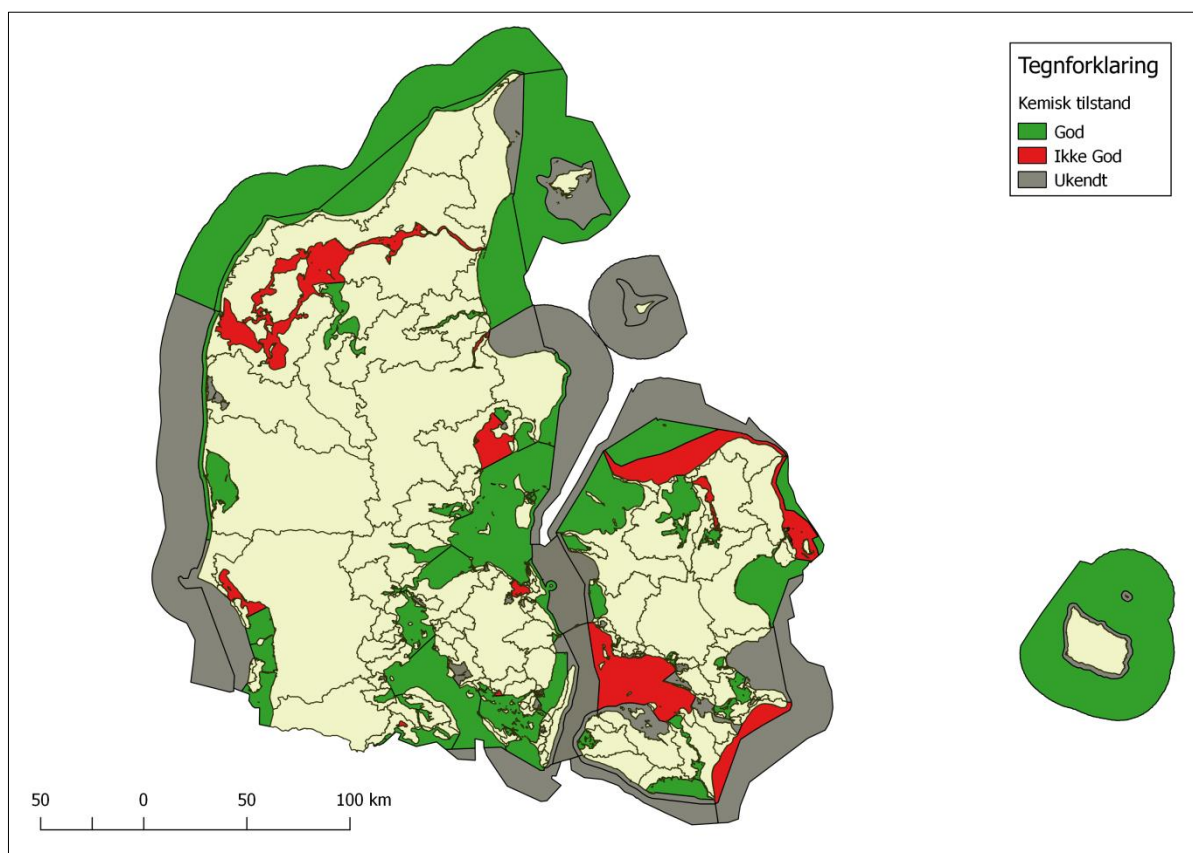
2.1 Den kemiske tilstand i kystvande

I vandrammedirektivet skelnes der mellem den kemiske tilstand (figur 4) og den økologiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) for kystvande, som ligger indenfor 1 sømils grænsen (figur 5). I vurderingen af den kemiske tilstand inkluderes EU's fastsatte miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer, mens der i vurderingen af den økologiske tilstand for MFS indgår øvrige miljøfarlige stoffer som er udvalgt nationalt (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). De fastsatte miljøkvalitetskrav for EU-stofferne findes i bilag 2, tabel 5 i *bekendtgørelsen om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, og overgangsvande*,

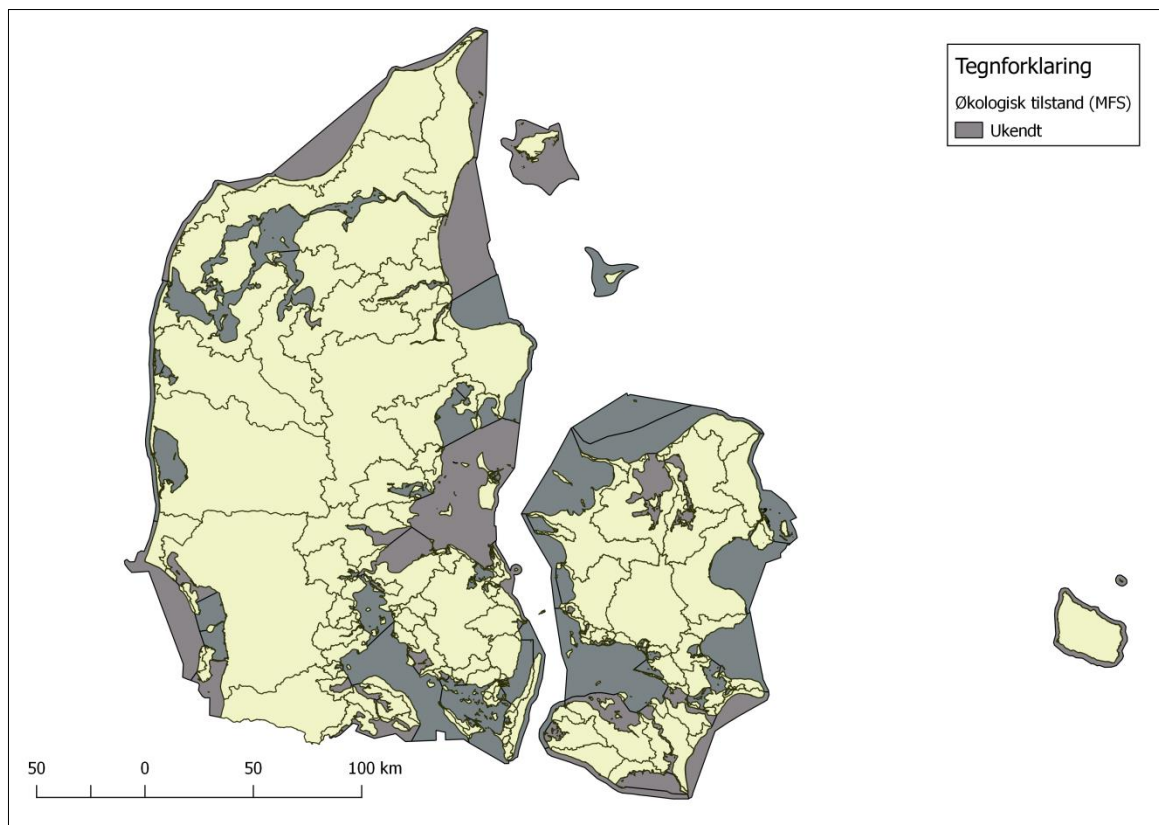
kystvande og grundvand. Miljøkvalitetskrav for nationale udvalgte forurenende stoffer findes i samme bekendtgørelse bilag 2, tabel 3 og 4 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). Det er ikke alle 100 stoffer i tabel 3 og 4 som anvendes i vurderingen af den økologiske tilstand for MFS i vandområderne, da stofferne også er fastsat med andre formål. Et vandområde har god kemisk tilstand eller god økologisk tilstand (MFS), når målte koncentrationer ikke overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav.

For overfladevand som ligger mellem kystvandenes ydre grænse og 12-sømilgrænsen gælder miljømålene kun for de prioriterede stoffer fra EU (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

I vurderingen af den kemiske tilstand i kystvandene anvendes stofferne Benz(a)pyrene, fluoranthen og dioxiner som måles i muslinger, samt stofferne kviksølv, BDE, PFOS, dioxiner og hexachlorbenzen der registreres i fisk. Der måles 1-2 gange i en overvågningsperiode. Som det ses på figur 4 og 5 er det kun den kemiske tilstand som kan vurderes, da der mangler miljøkvalitetskrav for den økologiske tilstand (MFS) i kystvandene.



Figur 4: Den kemiske tilstand for i kystvande vurderet ud fra stoffer optaget på EU's liste over prioriterede stoffer (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



Figur 5: Den økologiske tilstand i kystvande for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

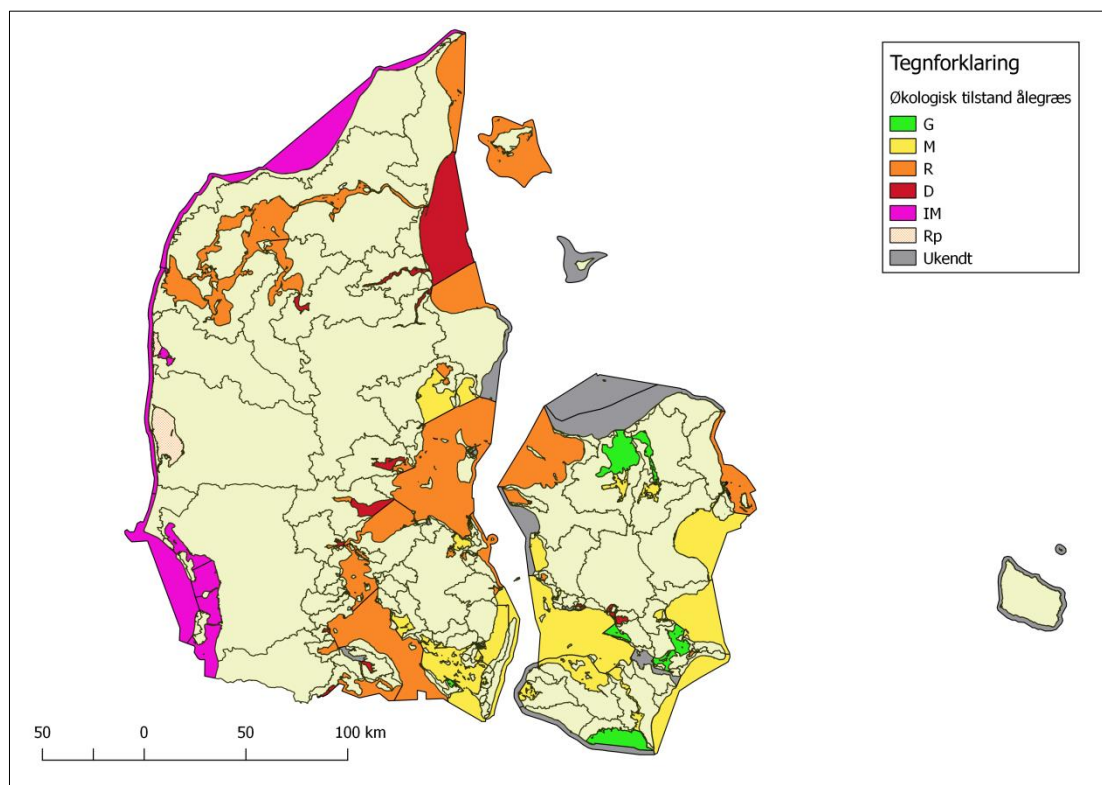
2.2 Den økologiske tilstand i kystvande

Overfladevandets kvalitetsklasser vurderes ud fra forskellige kvalitetselementer (indikatorer). For kystvande vurderes tilstanden ud fra kvalitetselementerne ålegræs, klorofyl og bundfauna (figur 6-8). Den samlede tilstand for et vandområde svarer til den lavest bedømte tilstand blandt kvalitetselementerne ("One-out-all-out"-princip) (figur 9) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

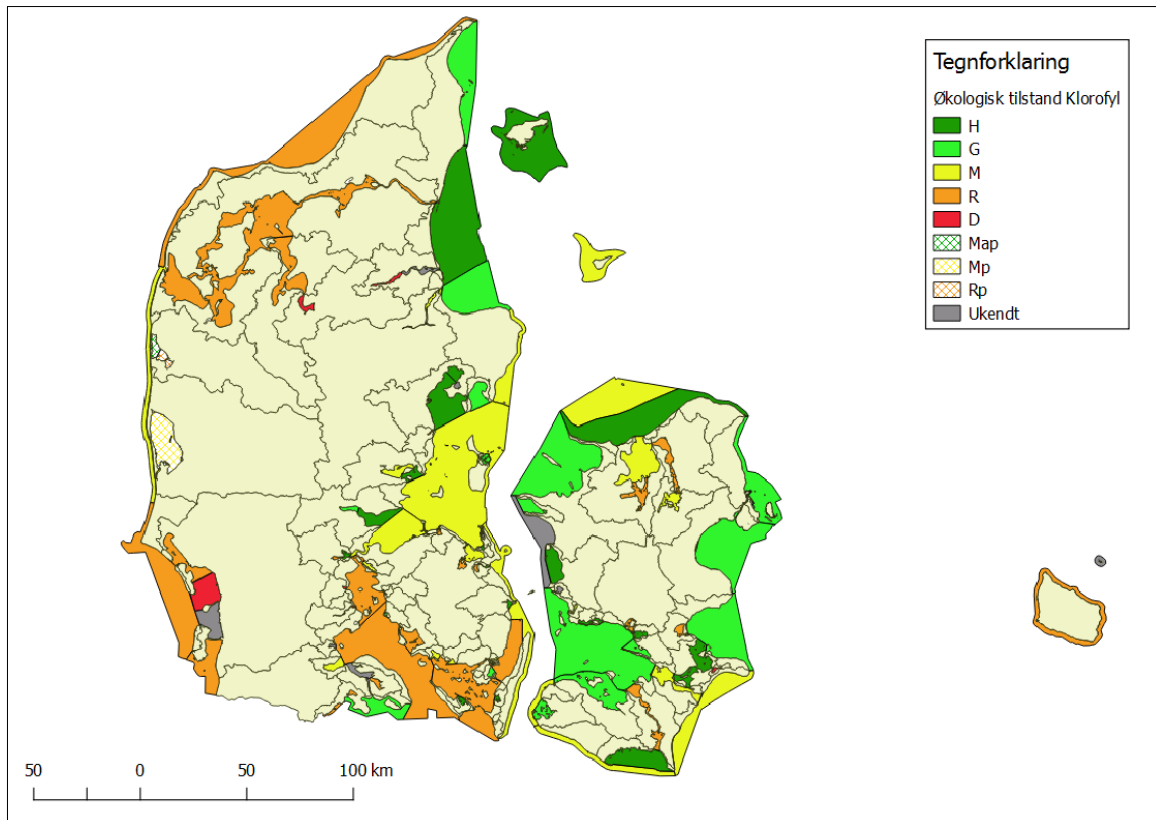
Tilstandsvurderingen for kystvande bygger på foreliggende data til og med 2013, og så faldt der ikke forekommer nyere data benyttes ældre data. Der anvendes dog ikke data fra før 2007. Hvis der ikke foreligger datagrundlag for beregningen af den økologiske tilstand for kvalitetselementerne, vil tilstanden i visse tilfælde omfatte fysisk-kemisk støtteparametre eller brug af tilstanden af kvalitetselementerne i naboombråder. Kystvande, hvor der af naturlige årsager ikke kan vokse ålegræs fx pga. bølgeeksponering eller for lavt saltholdighed, målsættes ikke for ålegræs, men alene for klorofyl og DKI (Naturstyrelsen, 2014).

Den økologiske tilstand opgøres som en EQR-værdi (økologisk kvalitetsratio), som udtrykker forholdet mellem den målte tilstand og referencetilstanden. Ratioen udtrykkes ved en værdi mellem 1 og 0, hvor en høj tilstand repræsenteres af en værdi tæt på 1 og en dårlig tilstand af værdier tæt på 0. Definitionerne for økologisk tilstande og referencetilstande for kvalitetselementerne i kystvande findes i *Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3*. For biologiske parameter, hvor referenceværdien er lavere end den observerede værdi, beregnes den økologiske kvalitetsratio som referenceværdien divideret med den observerede værdi. Hvis referenceværdien er højere end den observerede værdi, beregnes den økologiske

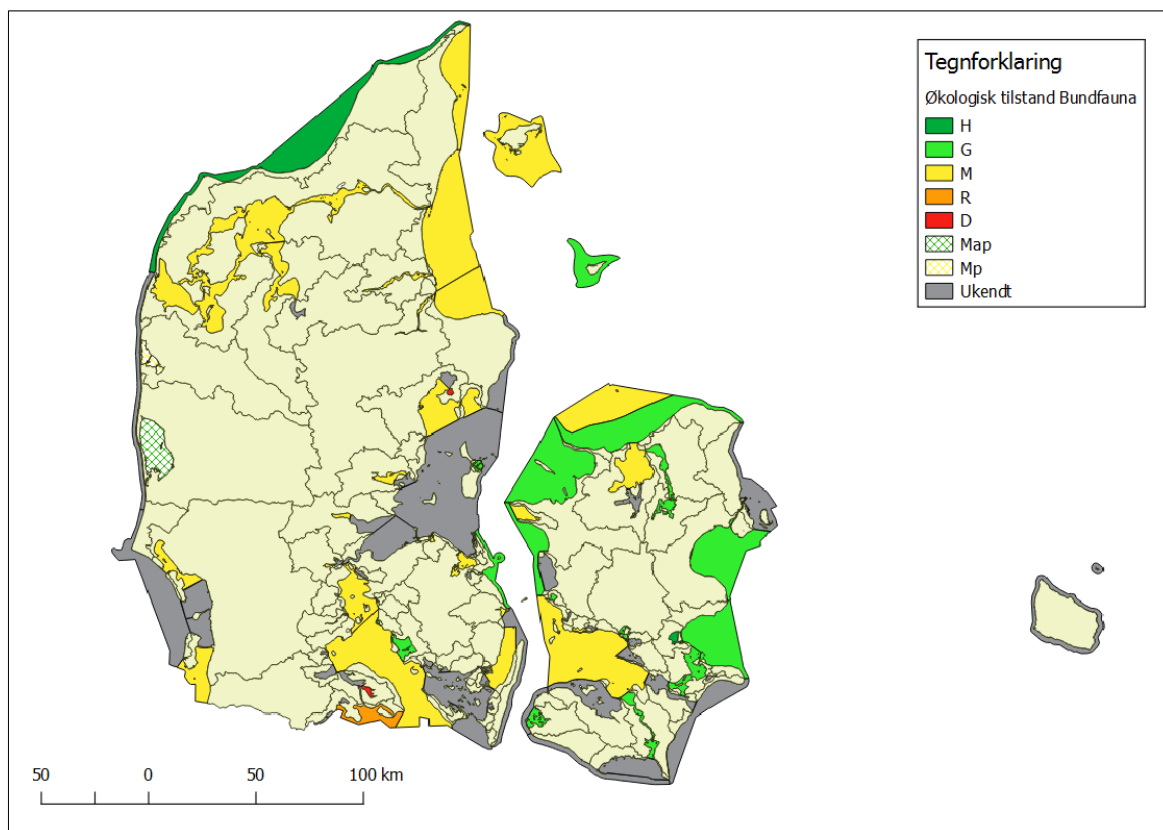
kvalitetsratio som den observerede værdi divideret med referenceværdien ^(b) Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



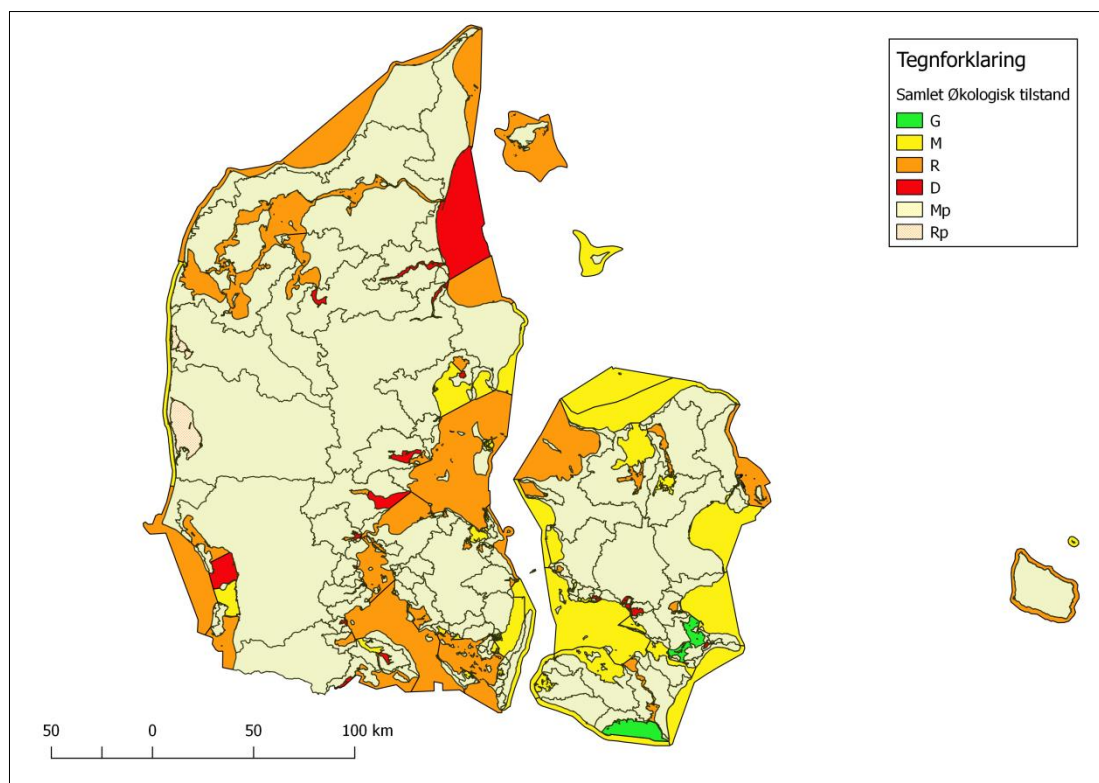
Figur 6. Økologisk tilstand for ålegræs (IM = ikke målsat) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



Figur 7. Den økologiske tilstand for Klorofyl (Map = maksimalt økologisk potentiale) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



Figur 8. Den økologiske tilstand for bundfauna (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).



Figur 9. Den økologiske tilstand i kystvandene i Danmark (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

3. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande

3.1 Kemisk tilstand

3.1.1 Tungmetaller og Miljøfremmede stoffer

I forhold til vandrammedirektivet anvendes fortrinsvis EU's miljøkvalitetskrav (EQS, Environmental Quality Standards) til, at vurdere de miljøfarlige stoffers betydning for miljøtilstanden. Som nævnt tidligere er der en del af de målte stoffer i NOVANA-programmet, hvor der endnu ikke er fastlagt EQS-værdier. Her anvendes vejledende miljøvurderingskriterier som er fastsat af den nordatlantiske havkonvention OSPAR (Oslo-Paris konvention). EAC-værdier (Ecotoxicological Assessment Criteria) anvendes på muslinger og fisk mens ERL-værdier (Effect Range Low, US-EPA) anvendes på sedimenter. For tributultin (TBT) i sediment bruges et svensk vurderingskriterium (TGD, Technical Guidance Document). Belastningen med tungmetaller i fisk sammenholdes også med EU's fødevarekrav, for at vurdere om belastningen kan være problematisk i fødevarer. OSPAR har generationsmålet, at i 2020 skal alle miljøfarlige stoffer være på niveau med baggrundskoncentrationen (BAC). Tabel 1 viser vurderingskriterier fra EU og OSPAR i 2014 (Hansen, 2015).

Tabel 1: Internationale vurderingskriterier fra EU (2006, 2008, 2011, 2013) og OSPAR (2005, 2009) for metaller og organiske miljøfremmede stoffer i NOVANA-prøver fra 2014 (Hansen, 2015).

Reference	Sediment ¹		Muslinger				Fisk (muskel)				
	BAC	ERL	BAC	EAC	EQS	Fødevarer	BAC	EAC	EQS ⁷	Fødevarer	
	OSPAR	OSPAR	OSPAR	OSPAR	EU	EU	OSPAR	OSPAR	EU	EU	
Basis ²	TV	TV	TV	TV	VV	VV	VV	VV	VV	VV	
Stof	Enhed	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	$\mu\text{g kg}^{-1}$	
Kviksølv		70	150	90		20	1000	35		20	500
Bly		38000	47000	1300			1500	26			300
Cadmium		310	1200	960			1000	26			50
Nikkel		36000									
Tributyltin (TBT)			0,8 ⁴	5	12						
Naphthalen		8	160		340						
Antracen		5	85		290						
Phenanthren		32	240	11	1700						
Pyren		24	665	9	100						
Benz[a]anthracen		16	261	2,5	80						
Chrysene		20	384	8,1							
Fluoranthren		39	600	12,2	110	30					
Benzo(a)pyren		30	430	1,4	600	5	5				
Benzo(b,k) fluoranthren		-	-			5					
Benzo(g,h,i) perylen		80	85	2,5	110	5					
Indeno(1,2,3- cd) pyren		103	240	2,4		5					
PAH ($\Sigma 4$) ⁵							35				
DDT (p,p-DDE)		0,09	2,2	0,63				0,1	50		
Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)		0,13	3,0	0,97	1,45				1,1		
Perfluorocantansulfonsyre (PFOS)										9,1	
Dioxiner, furaner og DL-PCB ³						0,0065	0,0065			0,0065	0,0065
CB118		0,17	0,6	0,6	1,2			0,1	24 (ift. LV) ⁶		
CB153		0,19	40	0,6	80			0,1	1600 (ift. LV) ⁶		
Non-DL PCB ($\Sigma 6$)											75
PBDE ($\Sigma 6$)										0,0085	
hexabromcyclododecan (HBCDD)										167	
Heptachlor og heptachlorepoxyd										0,0067	

¹ Sediment: BAC og EAC er for organiske miljøfarlige stoffer normaliseret til 2,5 % TOC for organiske stoffer - og for metaller til 5 % Al (eller 55 mg/kg Li).

² Basis for enhederne: TV: tørvægt, VV: vådvægt og LV: lipidindhold.

³ Angivet som TEQ-værdier (WHO 2005). Gælder ikke for ål og visse ferskvandsfisk som bl.a. gedde.

⁴ Nyt svensk vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoxikologiske tests. Værdien er i denne tabel justeret ift. OSPARs anbefalinger på 2,5 % Totalt Organisk Carbon (TOC) i sedimentet i stedet for til 5 % som foreskrevet i retningslinjerne.

⁵ PAH ($\Sigma 4$): Sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthren og chrysen, non-DL PCB ($\Sigma 6$): sum af CB28, 52, 101, 153 og 180), PBDE ($\Sigma 6$): sum af BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154.

⁶ Angivet med enhed normaliseret i forhold til lipidindhold (LV) i stedet for til vådvægt (VV).

⁷ EQS for de lipofile og biomagnificerende stoffer PBDE, dioxin, HBCDD, HCH og HCBDD normaliseres til 5 % lipid, svarende til proxy for fisk på trofisk niveau 4.5 i henhold til EC guidance document (EU 2014).

3.2 Økologisk tilstand

Der skal foreligge tilstandsdata og klassifikationsgrænser (kriterieværdier for målopfyldelse) for at den økologiske tilstand for et kvalitetselement kan vurderes. Såfremt der ikke foreligger datagrundlag for beregningen af tilstanden, vil tilstandsvurderingen som nævnt tidligere kunne inkludere brugen af

fysiske-kemiske støtteparameter eller brug af tilstanden for biologiske kvalitetselementer i naboombåder (Naturstyrelsen, 2014).

3.2.1 Ålegræs

Den økologiske tilstand for kystvande vurderes ud fra dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs på de transekter der findes i et givet kystvandområde. Datagrundlaget for beregning af tilstanden skal følge visse kriterier som findes i *Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen, 2014). Tilstanden beregnes derefter som et gennemsnit af årsmidlerne for perioden 2011-2013, hvis der foreligger mindst 1 års data indenfor perioden. Hvis der ikke foreligger mere end 1 års data fra perioden beregnes tilstanden ud fra data fra 2008-2010 (Naturstyrelsen, 2014).

For ålegræssets dybdeudbredelse fastlægges referenceforholdene i de forskellige typer af kystvande på baggrund af historiske observationer fra omkring år 1900 (Krause-Jensen, & Rasmussen, 2009). Tabel 2 viser referenceværdien for kystvandstyperne, samt dybdegrænsen ved henholdsvis dårlig, ringe, moderat, god og høj økologisk tilstand ^(b) Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). Referenceværdien for vandområder med særlige referenceforhold findes i bilag 3 i ^(b) Miljø- og Fødevarerministeriet. (2016). Tabel 3 viser EQR-værdien for ålegræs i OW 3a kystvande ^(b) (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

Tabel 2. Dybdegrænse for udbredelsen af ålegræs i kystvandstyperne^(b) Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

Typeområde	Dybdegrænse, m				
	Referenceværdi	Grænse høj/god	Grænse god/moderat	Grænse moderat/ringe	Grænse ringe/dårlig
OW 1 og 2	12,2	11,0	9,0	6,1	3,1
OW 3a	9,4	8,5*	7,0*	4,7	2,4
OW 3b og 3c	10,9	9,8	8,1	5,5	2,7
M 1	5,9	5,3	4,4	3,0	1,5
M 2	5,6	5,0	4,1	2,8	1,4
M 3 og 4	5,8	5,2	4,3	2,9	1,5
P 1	12,0	10,8	8,9	6,0	3,0
P 2	4,8	4,3	3,6	2,4	1,2
P 3	9,8	8,8	7,3	4,9	2,5
P 4	6,6	5,9	4,9	3,3	1,7

* Værdi fastsat i Kommissionens afgørelse 2013/480/EU.

Tabel 3. Økologisk kvalitetsratio for ålegræs i kystvande (^b) Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

Typeområde	Økologisk kvalitetsratio			
	Grænse høj/god	Grænse god/moderat	Grænse moderat/ringe	Grænse ringe/dårlig
OW 3a	0,90*	0,74*	0,5	0,25

* Værdi fastsat i Kommissionens afgørelse 2013/480/EU.

Ålegræsundersøgelser i praksis

Undersøgelser af ålegræs omfatter ikke alene analyser af ålegræs, men også analyser af andre dominerende rodfæstede planter, kransnålalger og løstliggende tråd- og bladformede alger langs transekter med blød eller blandet bund (Krause-Jensen et al., 2001). Kun ålegræs og ikke andre blomsterplanter indgår imidlertid i områdets vurdering af den økologiske tilstand.

I kystvandene skal transekter være t-formet og ligge i områder, hvor der forekommer ålegræs eller anden blødbundsvegetation. De må dog ikke ligge tæt ved lokale punktkilder. Transekterne analyseres ved at en dykker svømmer langs transektlinjen fra kysten og ud til den maksimale dybdegrænse, hvor ålegræssets dækningsgrad registreres i 2 meter brede punkter undervejs. På tværs af transektlinjen registres ålegræssets maksimale dybdegrænse. Ved hvert punkt registreres position, dybde og vegetationsoplysninger. Registreringerne skal foretages med hyppige, jævne intervaller gennem hele transektet, hvor der skal være mindst 7-10 registreringer per 1m's dybdeinterval, og afstanden mellem observationerne bør højst være 15-20 m. Når datasættet består af optimale observationer langs transektet, kan ålegræssets gennemsnitlige dækningsgrad beregnes i hvert dybdeinterval som et simpelt gennemsnit af observationerne uden at korrigere for den strækning, de enkelte dækningsgrader repræsenterer (Krause-Jensen et al., 2001).

Undersøgelserne kan også gennemføres ved paravanedykning og evt. vha. videooptagelser. Ved paravanedykning bliver dykkeren trukket efter en båd medens han/hun løbende rapporterer om vegetationsforholdene. Dette forudsætter dog, at position, dybde og tid bliver logget løbende via bådens navigationsudstyr (Krause-Jensen et al., 2001).

Hovedudbredelsen af ålegræs fastlægges på det enkelte transekt, hvilket er defineret som den største dybde med mindst 10 % dækningsgrad. Der kan anvendes interpolation mellem observationer for at fastlægge dybden for 10 % dækning. Transekter hvor dybdeudbredelsen af ålegræs er begrænset af sejlrender, substratforhold eller andre fysiske, naturgivne forhold undlades. Transekter anses som o-transekter, hvis der ikke forekommer dækningsgrader af ålegræs på større end 10 %. O-transekterne indgår i beregningen af tilstanden for kystområdet med den mindste dybde, hvor ålegræsset forekommer. En nærmere gennemgang af kriterierne, som skal anvendes til at generere datagrundlaget for beregning af tilstanden, findes i Naturstyrelsen. (2014).

3.2.2 Fytoplankton (klorofyl a)

Klorofylkoncentrationen er et mål for fytoplanktonbiomassen i vandet i kystvandene. Koncentrationen er tæt forbundet med mængden af næringssalte som tilføres systemet, og er derfor velegnet til at følge responsen på næringssaltbelastningen over tid (Pedersen, 1998).

Datagrundlaget for beregning af tilstanden skal følge kriterier som findes i *Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen, 2014). For åbenvandstyperne i de nordøstatlantiske havområder (OW4a og b, OW5) vurderes tilstanden ud fra 90 % -percentilen af klorofyl a-koncentrationer (marts-september) for perioden 2007-13, såfremt der foreligger mindst ét års data. De enkelte år skal der

foreligge mindst 10 målinger i beregningsperioden marts-september, for at året kan indgå i beregningsgrundlaget. For de øvrige kystvande udtrykkes tilstanden ved et gennemsnit af klorofyl a-koncentrationen (maj-september) i perioden 2007-13, hvis der foreligger mindst ét års data. For hvert år (2007-13) beregnes et gennemsnit forudsat at der det enkelte år foreligger mindst 8 målinger i beregningsperioden maj-september. Endelig beregnes et gennemsnit af de årlige gennemsnit, som udtrykker tilstanden (Naturstyrelsen, 2014).

For kvalitetselementet fotoplankton er det ikke muligt at finde data for uberørte områder eller historiske data, som kan indikere referencetilstanden. Referencetilstanden er derfor bestemt ved modellering (Kass et al., 2015). Tabel 4 viser referenceværdier og grænseværdier for algebiomasse målt som klorofyl a ($\mu\text{g/l}$) i forskellige typer kystvande. Referenceværdien for vandområder med særlige referenceforhold findes i bilag 3 i ^{b)}Miljø- og Fødevarerministeriet. (2016). Tabel 5 viser EQR-værdien for klorofyl a i kystvande ^{b)} (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

Tabel 4. Referenceværdi og grænseværdier for algebiomasse målt som klorofyl a ($\mu\text{g/l}$) i forskellige typer kystvande (^{b)} Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).

Typeområde	Klorofyl a, $\mu\text{g/l}$				
	Referenceværdi	Grænse høj/god	Grænse god/moderat	Grænse moderat/ringe	Grænse ringe/dårlig
OW 1 og 2	1,0 ²	1,2 ²	1,6 ²	2,4 ²	4,8 ²
OW 3a	0,9 ²	1,1 ²	1,5 ²	2,3 ²	4,5 ²
OW 3b og 3c	1,0 ²	1,3 ²	1,7 ²	2,6 ²	5,1 ²
OW 4a	2,0 ¹	3,0 ¹	4,0 ¹	6,1 ¹	11,8 ¹
OW 4b	3,0 ¹	4,5 ¹	6,9 ¹	10,5 ¹	20,2 ¹
OW 5	3,3 ¹	5,0 ^{1*}	7,5 ^{1*}	11,4 ¹	22,0 ¹
O 4	4,2 ²	5,3 ²	7,0 ²	10,5 ²	21,0 ²
M 1 og 2	1,3 ²	1,6 ²	2,1 ²	3,2 ²	6,3 ²
M 3 og 4	2,2 ²	2,7 ²	3,6 ²	5,4 ²	10,8 ²
P 1 og 2	1,3 ²	1,6 ²	2,1 ²	3,2 ²	6,3 ²
P 3 og 4	2,2 ²	2,7 ²	3,6 ²	5,4 ²	10,8 ²

Tabel 5. Økologisk kvalitetsratio for klorofyl a i kystvande (^b) Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

Typeområde	Økologisk kvalitetsratio			
	Grænse høj/god	Grænse god/moderat	Grænse moderat/ringe	Grænse ringe/dårlig
OW 1 og 2	0,8 ²	0,6 ²	0,4 ²	0,2 ²
OW 3a	0,8 ^{2*}	0,6 ^{2*}	0,4 ²	0,2 ²
OW 3b og 3c	0,8 ²	0,6 ²	0,4 ²	0,2 ²
OW 4a	0,67 ¹	0,50 ¹	0,33 ¹	0,17 ¹
OW 4b	0,67 ^{1*}	0,44 ^{1*}	0,29 ¹	0,15 ¹
OW 5	0,67 ^{1*}	0,44 ^{1*}	0,29 ¹	0,15 ¹
O 4	0,8 ²	0,6 ²	0,4 ²	0,2 ²
M 1, 2, 3 og 4	0,8 ²	0,6 ²	0,4 ²	0,2 ²
P 1, 2, 3 og 4	0,8 ²	0,6 ²	0,4 ²	0,2 ²

¹ 90 %-fraktil for marts-september over fem år.

² Sommermiddel (maj-september).

* Værdi fastsat i Kommissionens afgørelse 2013/480/EU.

Fremgangsmåde for måling af klorofyl a

En homogen vandprøve filtreres, hvorefter pigmenterne ekstraheres fra algerne med ethanol. Ekstraktens absorbans bestemmes spektrofotometrisk ved 663-665 nm samt 750 nm (baggrundskorrektion). Koncentrationen af klorofyl a ($\mu\text{g/l}$) i vandprøven beregnes efter følgende udtryk (Pedersen, 1998):

$$C_v = 10^4 \times V_e \times A(665 \text{ K}) / 83,4 \times V_f \times l$$

hvor

C_v = vandprøvens klorofyl koncentration, $\mu\text{g/l}$

V_e = volumen af ethanolekstrakt i ml, her 10 ml

l = længden af kuvetten i mm

V_f = filtreret vandvolumen i liter (l)

83,4 = absorptionskoefficient i 96 % ethanol, enhed: $l \times \text{g}^{-1} \times \text{cm}^{-1}$

$A(665\text{K}) = A(665) - A(750)$ (Pedersen, 1998).

3.2.3 Bundfauna (DKI₂)

Den økologiske tilstand for den marine blødbundsfauna fastlægges efter DKI₂ (Dansk Kvalitets Indeks, version 2). Indekset indeholder forskellige komponenter som blandt andet samfundets artsdiversitet og arternes følsomhed overfor iltforhold, eutrofiering og saltholdighed. DKI₂ ligger mellem 0 og 1 i hele salinitetsintervallet 8-33 psu, og betragtes derfor som en EQR (tabel 6). Tilstandsvurderingen baseres på et

gennemsnit af DKI værdier i perioden 2008-2013, hvis der foreligger mindst ét års data (Naturstyrelsen, 2014; Carsten et al., 2014).

Tabel 6. Den økologiske kvalitetsratio for blødbundsfauna (DKI2) i kystvandene.

Typeområde	Økologisk kvalitetsratio			
	Grænse høj/god	Grænse god/moderat	Grænse moderat/ringe	Grænse ringe/dårlig
OW 1, 2, 3b og 3c	0,84*	0,68*	0,45	0,23
OW 3a	0,86*	0,72*	0,48	0,24
OW 4b og 5	0,67*	0,53*	0,35	0,18
O 4	0,84	0,68	0,45	0,23
M 1, 2, 3 og 4	0,84	0,68	0,45	0,23
P 1, 2, 3 og 4	0,84	0,68	0,45	0,23
Slusefjorde	0,84	0,68	0,45	0,23

Fremgangsmåde for udtagning af prøver

Prøvetagningen skal foregå i perioden 1. marts til 31. maj. Indenfor et homogen område indsamles repræsentative sedimentprøver, så de udgør et samlet areal på 0,6 m². Der findes forskellige kernebundshenter med varierende arealer, så antallet af prøver varierer fra 6-71 prøver. Positioner og dybder noteres så prøverne kan tages på de samme positioner hvert år. Kernerprøver med en dybde på under 15 cm undersøges nøje for, om prøven når under dyrenes kernedybde. Hvis det ikke er tilfældet kasseres prøven. For hvert sediment noteres sedimentoverfladens farve, dybden af det oxiderede overfladelag, lugt af svovlbrinte og sedimenttypen. Prøven sigtes gennem 1 mm for at fjerne finkornet materiale. Derefter konserveres prøven med 96 % ethanol til en slutkoncentration på 70 %. Prøven undersøges for dyr som artsbestemmes og individerne tælles. For hver art bestemmes biomassen. Dyr med en biomasse under 0,1 mg sættes til 0,1 mg (Carsten et al., 2014; Hansen and Josefson, 2014).

$$DKI_2 = ((1 - ((AMBI - AMBI_{min})/7)) + (H/H_{max}))/2 * (1 - (1/N))$$

Hvor

$$H_{max} = H_{99} = 2.117 + 0.086 * Sal \text{ (psu)}$$

$$AMBI_{min} = AMBI_{01} = 3.083 - 0.111 * Sal \text{ (psu)}$$

N = antal individer I en prøve (Carsten et al., 2014).

3.2.4 Fysiske-kemiske støtteparametre

Støtteparameter inddrages kun i tilstandsvurderingen, hvis 1-3 af de tre klassificerede biologiske kvalitetselementer (ålegræs, klorofyl a eller bundfauna) er ukendte. Vandrammedirektivet beskriver flere støtteparametre men i DK anvendes kun tre fysiske-kemiske støtteparametre, som er lysnedtrængning (K_d), iltsvindsfrekvens og kvælstofbegrænsning. Hvis de konkrete kravværdier, som nævnes nedenfor, ikke overholdes understøtter den fysiske-kemiske støtteparameter ikke god økologisk tilstand for det pågældende biologiske kvalitetselement (Naturstyrelsen, 2014; DIREKTIV 2000/60/EF, 2000).

Lysnedtrængning

Lysnedtrængning er støtteparameter for ålegræs (proxy for dybdeudbredelsen), og er et mål for vandets klarhed (Naturstyrelsen, 2014). Lyssvækkelsen i en vandsøjle måles enten ved at sænke en lysmåler/lyssensor ned gennem vandsøjlen eller ved at måle vandets sigtddybe ved brug af en Secchi-skive (sigtddybe = zS), hvorefter lyssvækkelsekoefficienten (K_d) beregnes ud fra observationerne. Lysmålingerne skal udføres ved brug af lyssensor, hvor det er muligt, hvorimod Secchi-skiven kun skal benyttes som en nødløsning, hvis der forekommer instrumentproblemer. Målingerne foretages på vandkemistationer i forbindelse med CTD-profiler. Ved målingerne er overfladeindstråling vigtig, og målingerne kan derfor kun foretages fra 1 time efter solopgang til 1 time før solnedgang. En nærmere beskrivelse af proceduren for måling af lysnedtrængning findes i Markager og Fossing (2015).

Kravværdien (K_d) udtrykker det lyskrav som minimum er nødvendigt for vækst af ålegræs ved den dybdegrænse der er fastlagt som miljømålskriterieværdien. Kravværdierne for K_d svinger mellem ca. 0,2 og 1,5 for de 105 områder, der er målsat for ålegræs. Tilstandsværdien for K_d (gennemsnit af marts-september) skal være under kravværdien for at understøtte god tilstand (Naturstyrelsen, 2014).

Iltsvindsfrekvens

Iltsvindsfrekvensen er støtteparameter for ålegræs, klorofyl og DKI-bundfauna, da lave iltkoncentrationer kan reducere udbredelsen af ålegræs og bundfauna samt forårsage frigivelse af næringstoffer fra havbunden og derigennem øgede klorofylkoncentrationer.

Iltsvindsindikatoren udtrykkes som en frekvens (procentdel af tid). Ved moderat iltsvind (under 4 mg ilt per liter i bundvandet) skal procentdelen af tiden, i måneden hvor iltsvindet er værst, være mindre end 50 %. Ved kraftig iltsvind (under 2 mg ilt per liter) skal procentdelen af tiden, i måneden hvor iltsvindet er værst, være mindre end 10 %. Kravene for moderat og kraftig iltsvind skal være opfyldt for at understøtte god økologisk tilstand (Naturstyrelsen, 2014).

Iltmålinger foretages på vandkemistationer gennem hele året for at følge udviklingen i iltkoncentrationer. Derudover måles der i den typiske iltsvindsperiode (fra juni/juli til november) på såkaldte iltsvindsstationer (Vang og Hansen, 2015).

Målinger af opløst ilt i havvand måles ved kemisk analyse (Winkler-metoden) og iltsensor (elektrode eller optode). Ved hver profil indsamles en vandprøve 1 meter under overfladen, hvorfra der udtages to Winkler-prøver. Hvis iltkoncentrationen ved bunden er lavere end 6 mg/l, indsamles ligeledes to Winkler-prøver. Prøverne tilsættes reagenser og titreres. Se en nærmere beskrivelse i Vang og Hansen (2015). Iltsensoren monteres typisk på en CTD, hvorefter målingerne foretages fra mange dybder (typisk hver 0,2 meter i vandsøjlen) (Vang og Hansen, 2015). Når iltsensorsignalet er konstant, aflæses dybde og iltkoncentration. Sensorens responstid er relativt langsom, og det er derfor vigtigt at sonden nedsænkes langsomt gennem vandsøjlen (0,1-0,2 m/s) så sensoren kan nå at indstille sig. Iltmålingerne konverteres fra volt til

iltkoncentration eller mætningsgrad med brug af tilhørende målinger af salinitet og temperatur. Iltværdierne sammenlignes med Winkler-målingerne inden den endelig godkendelse af resultaterne (Vang og Hansen, 2015).

Winkler-metoden

Fire mol thiosulfat ($S_2O_3^{2-}$) svarer til 1 mol O_2 i prøven. For at beregne iltkoncentrationen skal der bruges følgende ligning og parametre:

$$O_2(mg\ l^{-1}) = \frac{C^{thiosulfat} \times V^{thiosulfat} \times 10^6 \times 32}{4 \times (V^{flaske} - V^{reagents})}$$

$C^{thiosulfat}$ = koncentrationen af thiosulfat (mol l⁻¹)

$V^{thiosulfat}$ = volumen af thiosulfat brugt i titreringen af prøven (ml)

V^{flaske} = volumen af prøveflasken (ml)

$V^{reagents}$ = volumen af tilsat reagens (ml)

O_2 molvægt = 32 g/mol (Vang og Hansen, 2015)

Kvælstofbegrænsning

Kvælstofbegrænsning er støtteparameter for klorofyl, da væksten af ftoplankton afhænger af næringstofkoncentrationen. Ifølge Naturstyrelsen (2014) er væksten af ftoplankton begrænset af kvælstof, hvis koncentrationen af uorganisk kvælstof er under 2 µg per liter havvand. For åbne kystvande skal der være mindst 200 dage om året hvor kvælstofkoncentrationen er under 2 µg per l, og for fjorde m.v. skal der være mindst 150 dage om året med kvælstofbegrænsning for, at understøtte god økologisk tilstand (Naturstyrelsen, 2014).

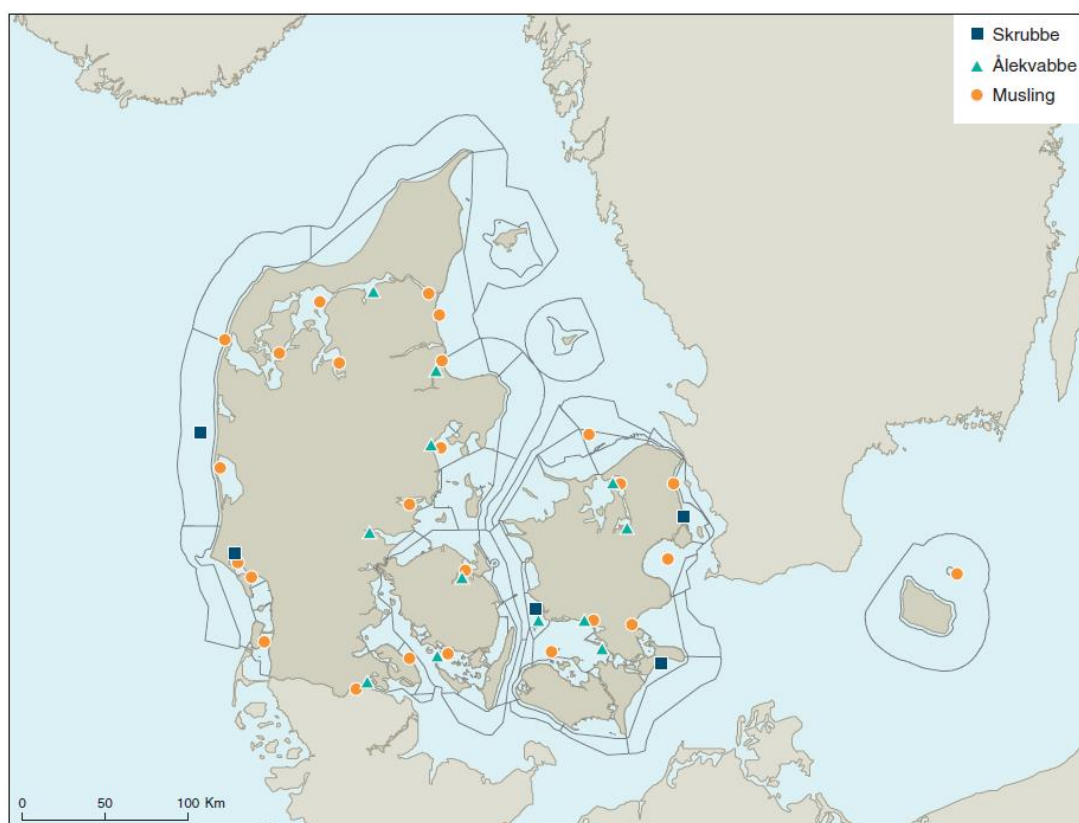
4. Målestationer i kystvandene

4.1 Målestationer til registrering af den kemiske tilstand

Overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i marine områder omfatter målinger i muslinger, fisk og sediment. Ved overvågning af MFS i sediment undersøges 100 stationer én gang i programperioden 2011-2015 (tabel 7 og figur 10). Muslinger undersøges på 87 stationer med forskellig frekvens, mens ålekvabbe og skrubbe undersøges én gang hvert år på henholdsvis 5 og 12 stationer (tabel 7) (Naturstyrelsen et al., 2011). Da der på nuværende tidspunkt ikke er miljøkvalitetskrav for den økologiske tilstand (MFS) i kystvandene er det kun udvalgte MFS fra EU som indgår i bedømmelsen af kystvandenens kemiske tilstand (se afsnit 2.1). Løbene opdateres listen over MFS fra EU, og med tiden inkluderes nationalt udvalgte MFS formentligt i tilstandsvurderingen så snart miljøkvalitetskrav er defineret (Egne betragtninger).

Tabel 7: Overvågning af miljøfremmede stoffer (MFS) i det marine overvågningsprogram 2011-2015. Prøvetype og antal stationer er tilpasset stoffer og indikatorer. Antallet af år viser hvor mange år parametrene overvåges i perioden (Naturstyrelsen et al., 2011).

stoffer og indikatorer		prøvetype	antal stationer	antal år i perioden 2011-15	antal delprøver/frekvens
Miljøfremmede stoffer og tungmetaller	metaller, TBT, PAH, dioxin, phtalat, nonyphenol	sediment	100 ¹⁾	1	2
	metaller, PCB, OC pesticider, PBDE, PFOS, dioxin	skrubbe ålekvabber	5	5	1
			12		
	metaller, TBT, PAH	Musling ²⁾	1	5	3
			8	5	2
			16	5	1
		62 ¹⁾	2-3	1	
reproduktiv succes, CYP1A/EROD, FAC	ålekvabbe	12	5	1	



Figur 10: Overvågningsstationer i det marine overvågningsprogram af miljøfremmede stoffer (MFS) 2011-2015, hvor MFS måles i fisk (skrubbe og ålekvabbe), og muslinger hvert år i måleprogramperioden. Derudover måles muslinger på en række stationer hvis geografiske placering flyttes fra år til år (Naturstyrelsen et al., 2011).

4.2 Målestationer til registrering af den økologiske tilstand

Tabel 8 viser antallet af målestationer som i 2011 indgik i overvågningen i henhold til Vandrammedirektivet (VRD) m.m. I forhold til VRD ses det at overvågningsparametrene er vandkemi (fysisk-kemiske støtteparametre), dybegrænsen for ålegræs, bundfauna (Dansk Kvalitets Indeks for marin bundfauna = DKI) og fytoplankton (klorofyl a koncentration) (Naturstyrelsen et al., 2011).

Tabel 8. Biologiske og fysisk-kemiske overvågningsparametre i delprogram Hav og Fjorde 2011-2015 defineret ved vandrammedirektivet (VRD) og konventionerne HELCOM og OSPAR samt understøttende parametre. Antallet af (del)prøver eller transekter er for hver overvågningsparameter angivet pr. station/område. Frekvensen angiver antallet af prøvetagninger pr. år. Overvågningsparametrene, deres prøveantal og frekvens er tilpasset de enkelte områders vanddybde, størrelse og natur og varierer derfor indenfor det givne interval. Antallet af år viser, i hvor mange år parametrene overvåges i perioden (Naturstyrelsen et al., 2011).

	overvågnings-parameter	antal stationer	antal (del)prøver eller transekter	frekvens	antal år i perioden 2011-15	betegnelse
VRD	Vandkemi ¹⁾	9		35	5	35 x per år
		42		24	5	24 x per år
		8	1-2	35	3	randstation
		1		52	5	randstation ⁵⁾
	3		35	4	bøjestation ⁶⁾	
	Ålegræs	65	5-7	1	5	
	Makroalger	46	2-3	1	5	
Supplerende parametre ²⁾	Bundfauna (blød bund)	50	42	1	3	
	Fytoplankton	13	1	20	5	
	Filtratorer (bundfauna)	8	15-25	1	5	
	Zooplankton	9	1	20	5	
HELCOM OSPAR	Primærproduktion	10	1	20	5	
	Suspenderet stof	9	2	20	5	
	Vandkemi ¹⁾	22		3 ³⁾		
	8	2-7	24 (6 ⁴⁾)	5		
	Bundfauna (blød bund)	23	5-10	1	3	
Fytoplankton	7	1	20	5		
Zooplankton	3	1	20	5		
Primærproduktion	5	1	20	5		

1) bestemmelse af næringsstofferne nitrit/nitrat, ammonium, total kvælstof, fosfat, total fosfor og silicium, klorofyl samt CTD profilmålinger = konduktivitet (C), temperatur (T), dybde (D), ilt samt fluorescens.

2) af væsentlig betydning for den økologiske modellering, for vurderingen af effekten af allerede iværksatte indsatser og/eller indgår i konventionernes forskrifter.

3) omfatter næringsstoffer om vinteren (måles januar/februar) samt iltsvind to gange i efterårsmånederne (august/ september) (frekvens = 3).

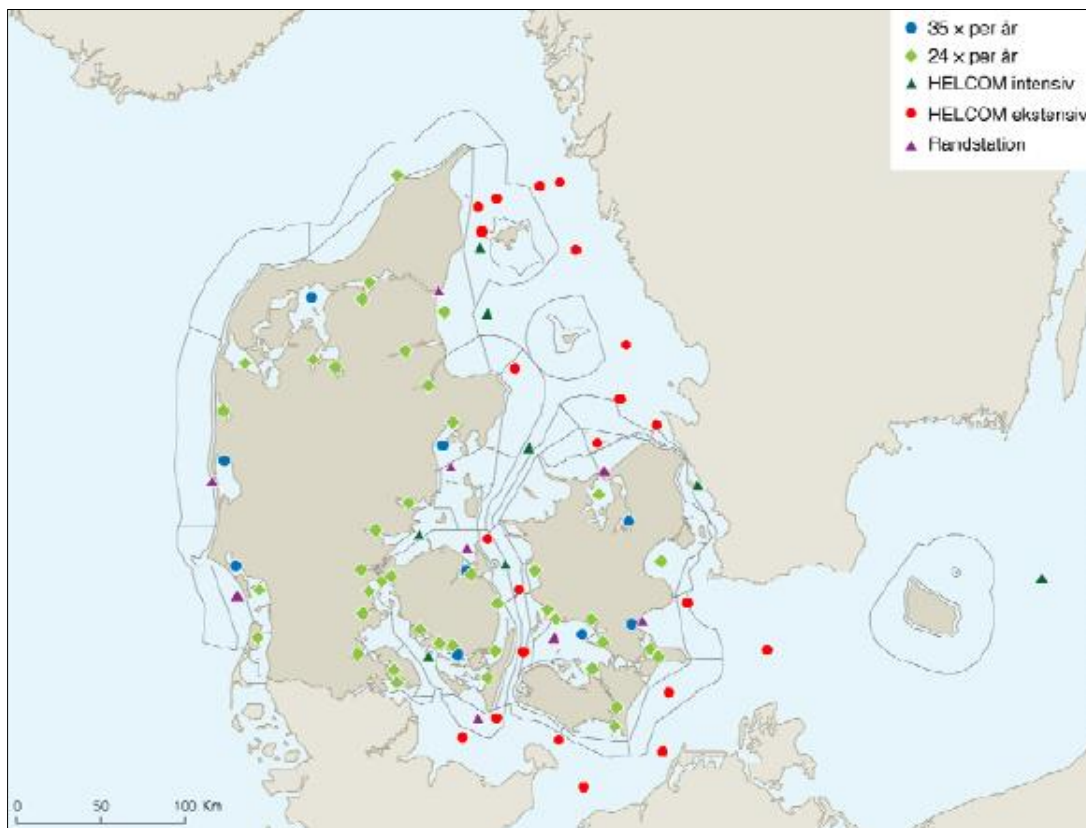
4) Bornholm station - de 6 målinger suppleres med 18 målinger fra samarbejdspartnere (Sverige, Polen og Tyskland).

5) denne randstation anvendes til at opgøre næringsstofilførslen til Kattegat fra Limfjorden.

6) endelig placering af bøjestationer afklares i forbindelse med færdiggørelsen af modelstrategien – bøjestationer etableres i 2012.

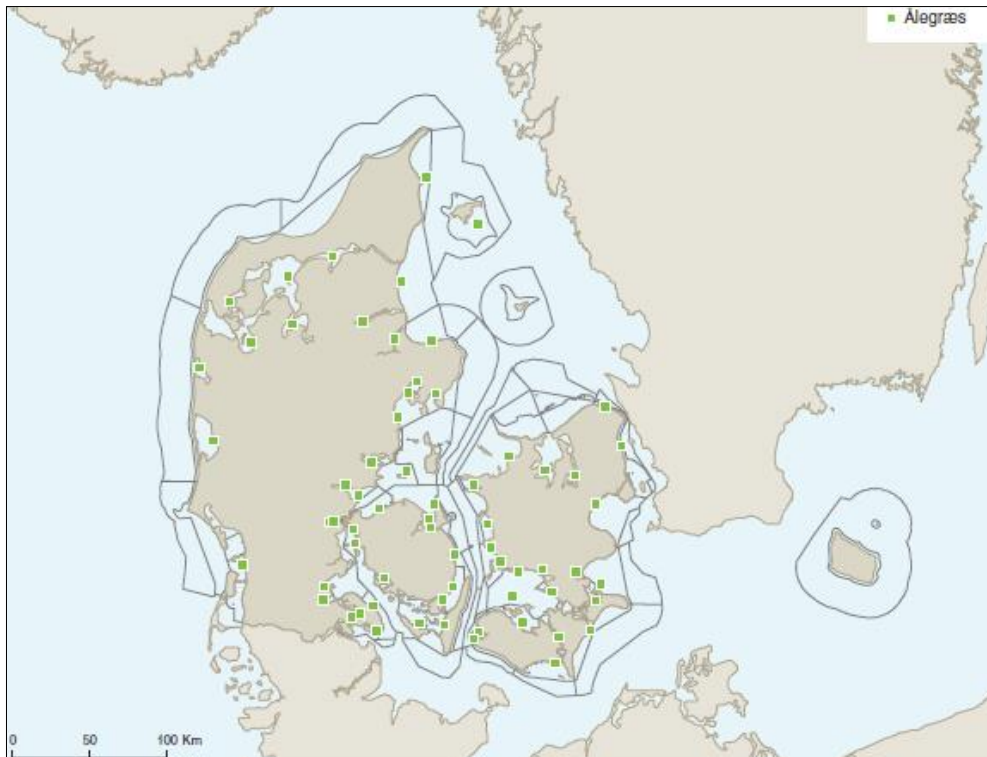
I 2011 var der i alt 93 målestationer som overvågede vandkemi i kystvandene (figur 11). De vandkemiske parametre omfatter næringstofferne nitrat/nitrit, ammonium, fosfat, silikat, total nitrogen (TN) og total fosfor (TP), de vandkemiske variable klorofyl, ilt og fluorescens samt fysiske variable som konduktivitet (C), temperatur (T) og dybde (D) (CTD-måling). Suspenderet stof måles ligeledes i 9 fjorde og kystnære områder som er udpeget til modelleringsområder.

Prøveudtagning varierer fra 3 til 52 udtagninger pr. år ved de forskellige målestationer men ved lagt de fleste stationer ligger frekvensen mellem 24-35 udtagninger pr. år. Nærringstofkoncentrationen bestemmes i én vandprøve fra vandområder uden lagdeling, mens der indsamles 2 vandprøver i vandområder med lagdeling. Ilt og fluorescens måles kontinuert gennem vandsøjlen i forbindelse med DTD-målingen (Naturstyrelsen et al., 2011).



Figur 11. Overvågningsstationer over vandkemi i det marine overvågningsprogram 2011-15 fordelt på stationstyper: 35 x per pr. år, 24 x per år, (intensive) HELCOM-stationer, hvor der måles 24 x per år, (ekstensive) HELCOM-stationer, der kun besøges 3 x pr. år samt bølge- og randstationer. De 164 vandområder er omkranset af fuldt optrukne linjer. Placeringen af stationerne er omtrentlig. Bøjestationerne fremgår ikke af kortet, da deres endelige placering afventer modelstrategien – de etableres i 2012 (Naturstyrelsen et al., 2011).

Bundvegetation omfatter ålegræs og makroalger, og overvågningen foretages på henholdsvis 65 og 46 stationer (figur 12 + 13) én gang årligt. Dybdegrænsen for ålegræs er på nuværende tidspunkt den eneste indikator for bundvegetation som er interkalibreret for Vandrammedirektivet, men forekomsten af makroalger bruges også til at sikre datagrundlaget til den økologiske modellering. Ved hver station benyttes 5-7 transekter til at beskrive variation i ålegræssets dybdeudbredelse samt dækningsgrad. Makroalger overvåges via 2-3 transekter i hvert vandområde (Naturstyrelsen et al., 2011).



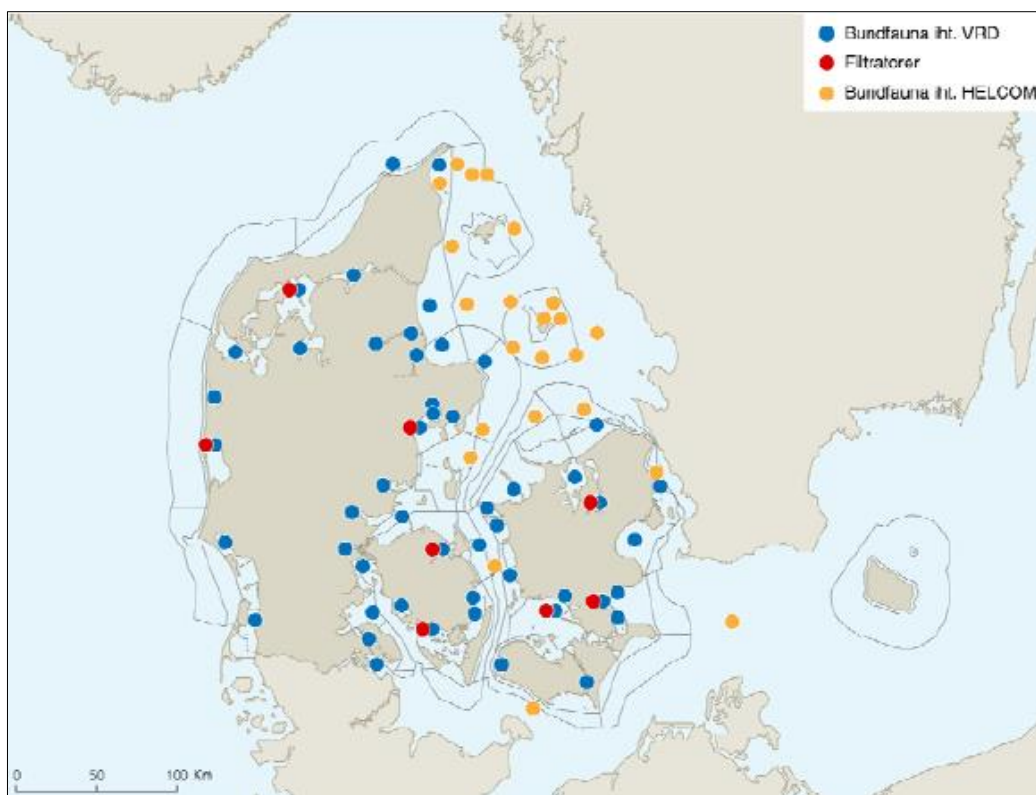
Figur 12. Ålegræs. Overvågningsområder i det marine overvågningsprogram 2011-15. For hvert område undersøges ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad på 5-7 transekter. Placeringen af områderne er omtrentlig (Naturstyrelsen et al., 2011).



Figur 13. Makroalger. Overvågningsområder i det marine overvågningsprogram 2011-15. Placeringen af områderne er omtrentlig (Naturstyrelsen et al., 2011).

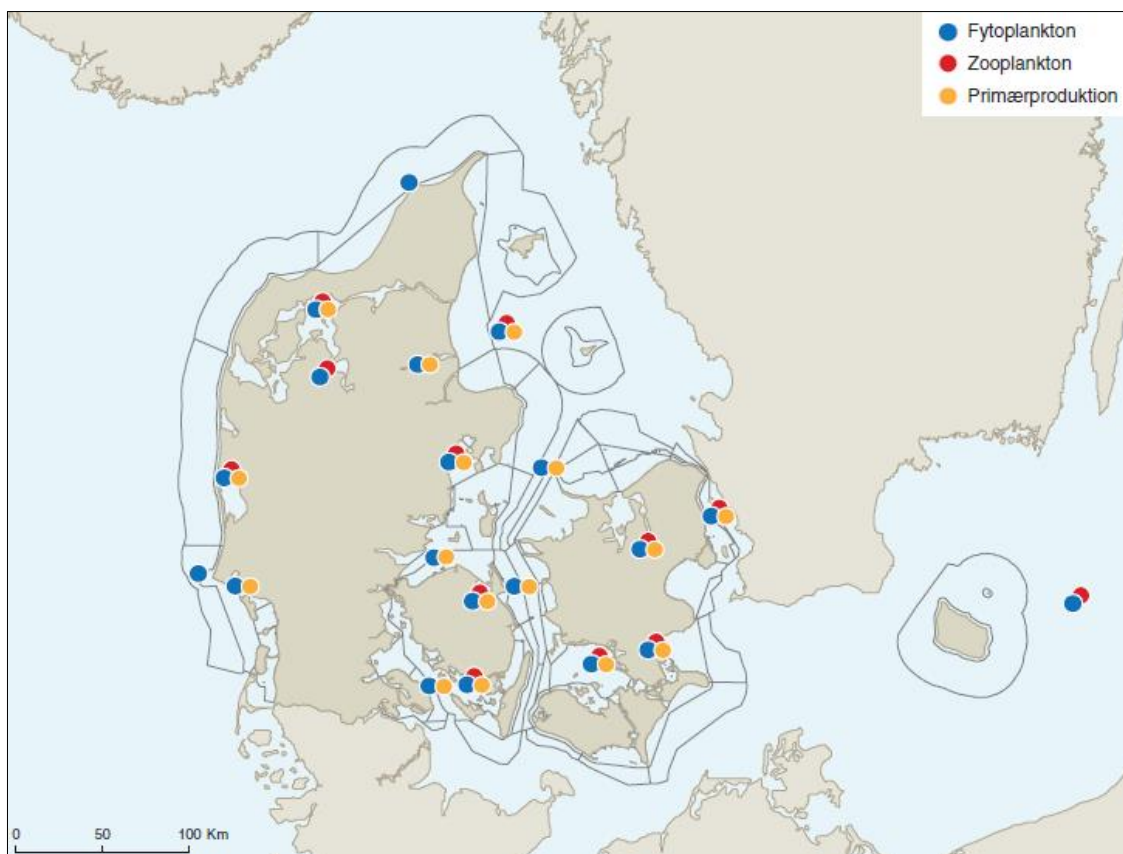
Bundfauna på blød bund indgår som kvalitetselement i Vandrammedirektivet, hvor det nationale bundfaunaindeks "DKI" er interkalibreret. På figur 14 ses det, at der er 73 stationer hvor blødbundsfaunaen overvåges. I perioden 2011-2015 udtages der prøver i 2011, 2013 og 2015. Den lave udtagningsfrekvens i

forhold til tidligere betyder at der kræves data fra en lang årrække, før der kan etableres sammenhænge mellem faunaens sammensætning og relevante påvirkninger. Bundfauna opgøres på 42 (VRD) og 5-10 (HELCOM/OSPAR) delprøver inden for hvert af de viste områder.



Figur 14. Overvågningsområder for bundfauna og filtratorer i det marine overvågningsprogram 2011-15. Placeringen af områderne er omtrentlig (Naturstyrelsen et al., 2011).

Fytoplankton indgår som biologisk kvalitetselement i Vandrammedirektivet, hvor det alene er koncentrationen af klorofyl a som er indikator for den samlede fytoplanktonbiomasse. Vandrammedirektivet dikterer at sammensætningen af fytoplankton ligeledes skal inddrages som delelement. På 20 stationer overvåges fytoplanktonsammensætningen (figur 15).



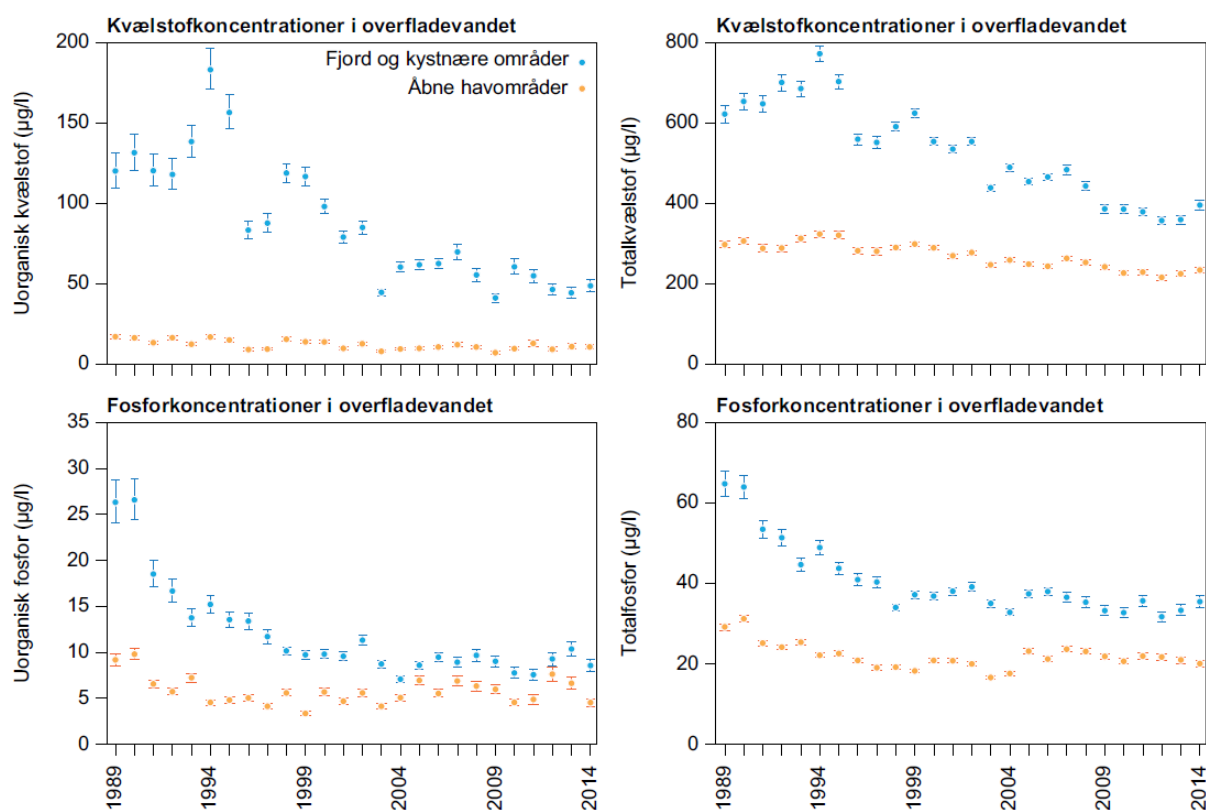
Figur 15. Overvågningsstationer for blandt andet Fytoplankton i det marine overvågningsprogram 2011-2015. placeringen af stationerne er omtrentlig (Naturstyrelsen et al., 2011).

5. Udviklingen i kvalitetselementerne i kystvandene

Da den kemiske og økologiske tilstand i vandområdeplanerne er aktuel for kystvande og ikke for åbne havområder, fokuseres der i dette afsnit på udviklingen i kvalitetselementerne i kystvandene på trods af at det udvalgte data inkluderer åbne havområder.

5.1 Nærringstofkoncentrationer

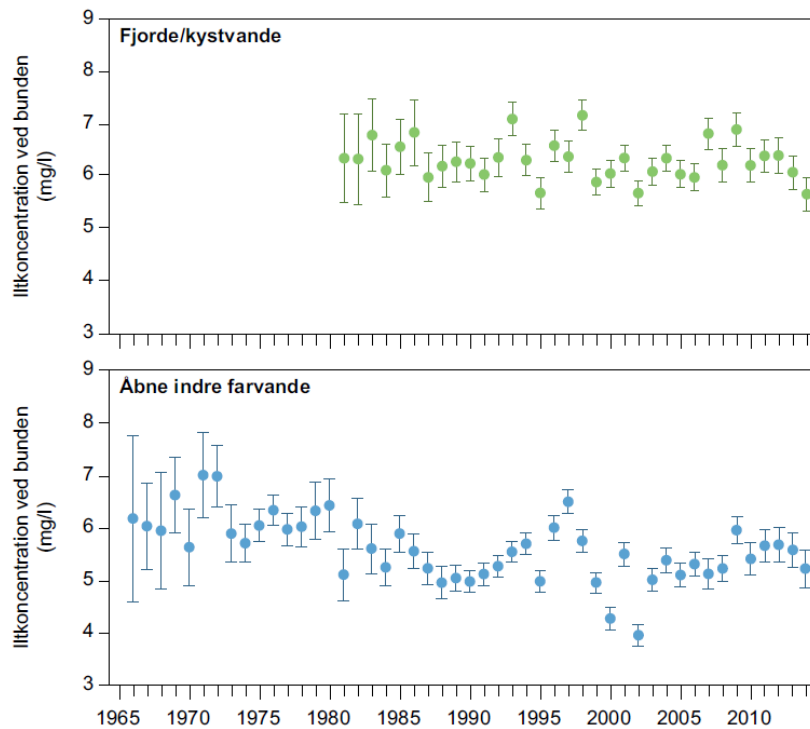
Den gennemsnitlige kvælstofkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i fjorde og kystnære områder er faldet markant fra 1989 til 2014 (figur 16), hvor der ses omkring en halvering af den total kvælstofkoncentration (TN). Fosforkoncentrationen ($\mu\text{g/l}$) er ligeledes faldet betydeligt i overvågningsperioden, hvor koncentrationen næsten er halveret. Koncentrationen af uorganisk fosfor er faldet fra ca. $25 \mu\text{g/l}$ i 1990 til $10 \mu\text{g/l}$ i 2014. Da kystvandene modtager en stor del af ferskvandstrømningen fra fastlandet ses effekten af mange års miljøtiltag på nærringstofkoncentrationen tydeligst i fjorde og kystnæreområder i forhold til i de åbne indre farvande (Hansen, 2015; Jensen et al., 2015).



Figur 16: koncentrationen af total kvælstof, uorganisk kvælstof, Total fosfor og uorganisk fosfor (µg/l) fra 1989-2014 i Danske fjorde og kystnære områder samt åbne havområder (Jensen et al., 2015).

5.2 Klorofyl a og sigtddybde

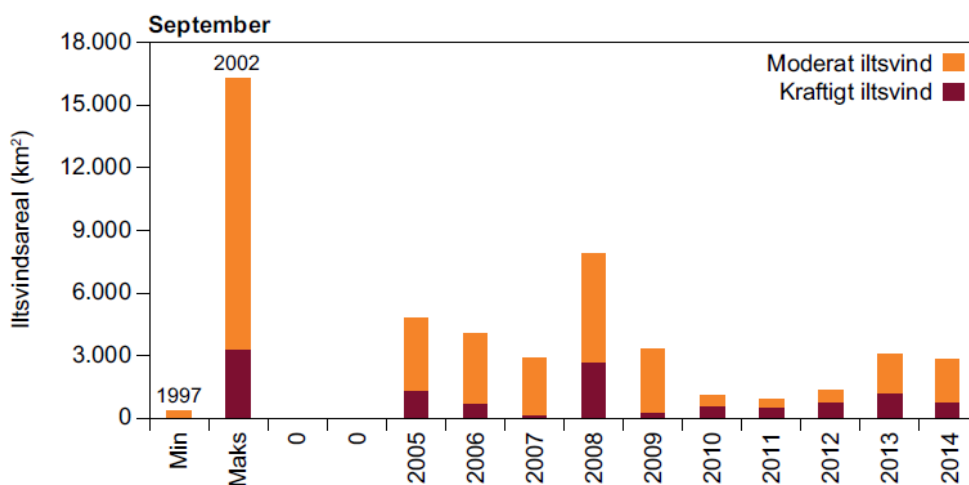
Middelsigtddybden i 2014 for fjorde og kystvande lå på niveau med den gennemsnitlige årsmiddel for perioden 1989-2013 (4,2 meter) (figur 17). Der ses derfor ikke en tydelig positiv udvikling i sigtddybden som er tilfældet for de åbne farvande ($P < 0,0001$). De afstrømningskorrigerede sigtddybder (ikke vist her) viser dog en signifikant stigning i sigtddybden for kystvandene ($P < 0,05$), hvilket betyder at sigtddybden i dag er højere ved samme afstrømning end tidligere. (Hansen, 2015; Jensen et al., 2015).



Figur 18: Den gennemsnitlige iltkoncentration (juli-november) i bundvandet i fjorde og kystnære områder samt åbne indre farvande (Jensen et al., 2015).

Iltsvindsarealet varierer meget fra år til år (figur 19), og den store variation har vist sig at kunne forklares ud fra meteorologiske forhold. De vigtigste parametre for iltindholdet i bundvandet i fjord/kystvande har vist sig at være kvælstof (TN) og vindstyrke, mens TN og klimatiske forhold som havstrømme og temperatur er vigtige parametre for åbne farvande.

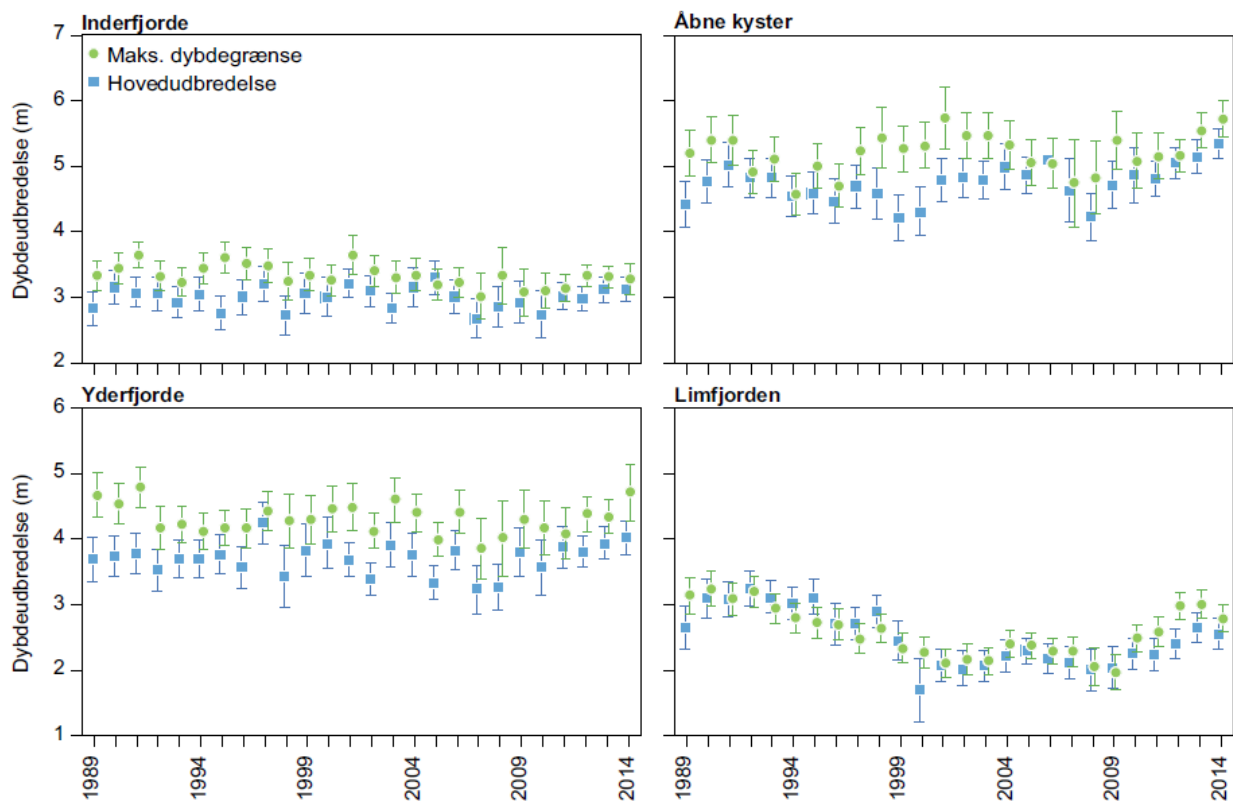
For åbne farvande ses en lille udbredelse af iltsvind i årene 2010-2012 sammenlignet med de forudgående år, på trods af at de klimatiske forhold lå på et middelniveau. Dette kunne indikere en strukturændring i systemet mod en reetablering af systemets bufferkapacitet (mere iltet havbund) som følge af en årrække med overvejende aftagende iltsvind (Jensen et al., 2015).



Figur 19: udviklingen af arealet med moderat iltsvind (2-4 mg O₂/l) og kraftigt iltsvind (<2 mg O₂/l) medio september i de indre danske farvande (Jensen et al., 2015).

5.4 Ålegræs

Den maksimale dybdegrænse for ålegræssets i perioden 1989-2014 er generelt størst langs de åbne kyster (4,6-5,7 m), mindre i yderfjordene (3,9-4,8 m) og mindst i inderfjordene (3,0-3,6). I Limfjorden ligger den maksimale dybdegrænse på 2,0-3,2 m. I perioden har der ikke været en signifikant udvikling i ålegræssets maksimale udbredelse eller hovedudbredelse (figur 20). Hvis udbredelsen deles i to perioder – frem til 2008 og perioden fra 2008-2014, ses en markant udbredelse af ålegræs siden 2008 i alle vandområdetyperne. Fremgangen er mest markant for Limfjorden, hvor den maksimale dybdeudbredelse er steget med 36 %, hvor fremgangen for kyster og yderfjorde er på ca. 18 %. På trods af en generel fremgang gennem de sidste år, er der stadig væk områder, hvor der ses en tilbagegang i udbredelsen af ålegræs.



Figur 20: Udviklingen i dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse og hovedudbredelse (med 95 % konfidensintervaller) fra 1989-2014. udviklingen er vist for åbne kyster, yderfjorde og inderfjorde (Jensen et al., 2015).

5.5 Bundfauna

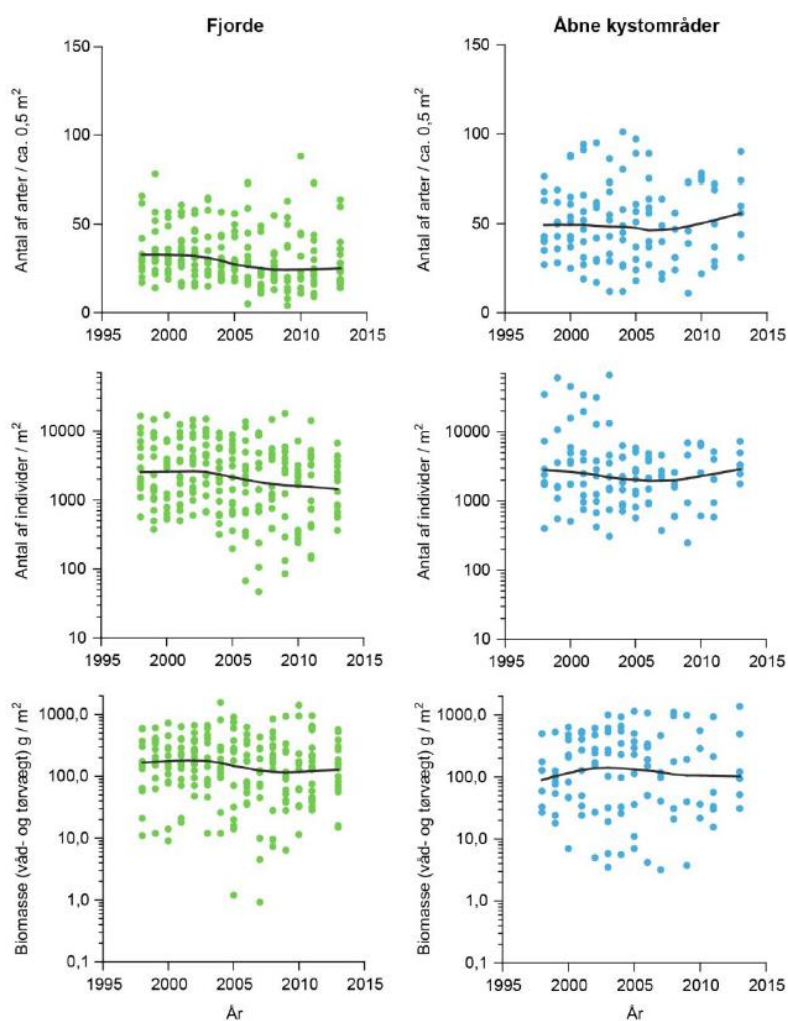
Tabel 9 viser de fjorde og kyster, hvor der er registreret data til analyse af langtidsudviklingen af bundfauna fra 1998-2013 (Hansen, 2015). I perioden er der data fra ca. 26 områder.

Tabel 9: Vandområder med tidserier for registrering af bundfauna i perioden 1998-2013 (Hansen, 2015).

Fjorde	Åbne kyster
Flensborg Fjord	Hevring Bugt
Horsens Fjord	Karrebæksminde Bugt
Isefjord	Kattegat
Kolding Fjord	Lillebælt
Køge Bugt	Nivå Bugt
Løgstør Bredning, Limfjorden	Ringgård Bassin
Mariager Fjord	Vadehav N
Nissum Bredning, Limfjorden	Vadehav S
Nissum Fjord	Øresund
Odense Fjord	
Præstø Fjord	
Ringkøbing Fjord	
Roskilde Bredning	
Roskilde Fjord N	
Skive Fjord, Limfjorden	
Vejle Fjord	
Aarhus Bugt	

Analysen viste, at der var forskel på udviklingen af bundfauna i fjorde og kyster (figur 21). I perioden 1998-2013 viste alfa-diversiteten (artstallet) og individtætheden et signifikant fald ($P < 0,01$) i fjorde. Der var ligeledes en tendens til et fald i biomassen. For de åbne kystvande fandt man ingen ændring i artsdiversiteten, individtætheden og biomassen (Hansen, 2015).

Bundfaunaens individantal og biomasse påvirkes positivt af øget næringsstofbelastning, så længe ilt og andre stressfaktorer ikke er begrænsende. Derfor forventes et fald i næringsstofkoncentrationerne som følge af mange års indsats, at resultere i et fald i biomasse og individtætheden (Hansen, 2015).



Figur 21: Tidslig udvikling af artsantallet (alfa-diversiteten), individtætheden og biomasse fra 1998-2013 i fjorde og åbne kystområder (Hansen, 2015).

5.6 Tungmetaller og Miljøfremmede stoffer

I 2014 var indholdet af bly, cadmium og kviksølv i muslingeprøver lavere i 58-71 % af prøverne end baggrundsniveauet fastsat af OSPAR (tabel 10). 26-56 % af prøverne fra sediment havde lavere metalindhold end baggrundsniveauet. Ca. en tredjedel af sedimentprøverne havde lavere indhold af bly og cadmium end baggrundsniveauet. I fisk var indholdet af kviksølv i alle undersøgte prøver højere end EU's miljøkvalitetskrav. De fundne koncentrationer var 1,5 til 17 gange højere end kvalitetskravet. EU's grænseværdier for bly, cadmium og kviksølv i fødevarer var ikke overskredet i nogle af de undersøgte prøver i 2014 (Jensen et al., 2015).

Tabel 10: Andel af muslinger og sediment med lavere koncentrationer af metaller end OSPAR's vurderingskriterium BAC i 2014 (Jensen et al., 2015).

	Bly	Cadmium	Kviksølv
Muslinger			
% under BAC	71	58	62
Sediment			
% under BAC	38	26	56

I 62 % af de undersøgte muslinger blev der fundet for høje koncentrationer af TBT i forhold til kriterierne fra OSPAR. I sedimentet blev der i en fjerdedel af prøverne fundet for høje TBT koncentrationer, hvor de højeste koncentrationer var mere end 100 gange højere end det svenske miljøkrav (tabel 11).

I muslinger var indholdet af fire af de fem PAH'er lavere end EU-fastsatte miljøkvalitetskrav i alle målte prøver. Indholdet af benzo(b,k)fluoranthen var højere end kvalitetskravet i 6 % af prøverne (Jensen et al., 2015).

Tabel 11: Andelen af muslinger og sediment med koncentrationer af TBT og PAH over kvalitetskrav og vurderingskriterier i 2014 (Jensen et al., 2015).

	Muslinger	Sediment
TBT	62 % > EAC ¹	26 % > svensk vurderingskriterium ²
PAH		
Fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)-pyren	0 % > EQS ³	
Benzo(b,k)fluoranthen	6 % > EQS ³	
Fluoranthen, pyren, benz(a)anthracen, crysen/triphenylen		0 % > ERL ⁴
Antracen, indeno(1,2,3-cd)-pyren, benzo(ghi)-perylene		3-21 % > ERL ⁴

1: OSPAR's vurderingskriterium (Ecotoxicological Assessment Criteria)

2: Havs- og Vattenmyndigheten, 2015

3: EU's miljøkvalitetskrav

4: OSPAR's vurderingskriterium (Effect Range Low).

I 2014 blev der ikke fundet koncentrationer af dioxiner og dioxinlignende forbindelser over EU's miljøkvalitetskrav. I samtlige prøver af fisk blev der fundet for høje koncentrationer af PBDE (bromerede diphenylethere) i forhold til EU's miljøkvalitetskrav mens der ikke blev fundet koncentrationer af HBCDD over kvalitetskravet (Jensen et al., 2015).

I 2014 var der ingen indikation af for høje koncentrationer af PFOS i fisk i forhold til EU's miljøkvalitetskrav (Jensen et al., 2015).

6. Referencer.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. 2014. Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>

Dahl, K. (Red.), Andersen, J.H. (Red.), Riemann, B. (Red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Stand, J. (2005). Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 158 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 535. <http://technical-reports.dmu.dk>

DIREKTIV 2000/60/EF. 2000. EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF - om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8756d3d694eeb.0007.02/DOC_1&format=PDF

Hansen, J. L. S. and Josefson, A. (2014). Blødbundsfauna. Aarhus Universitet, DCE- National center for Miljø og Energi. (hjemmeside besøgt d. 12-12-2016). http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011_2015/TA_M19_Bloedbundsfauna_ver1.pdf

Hansen, J.W. (red.) 2015: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167 <http://dce2.au.dk/pub/SR167.pdf>

Hansen, J.W. (red.) 2015: Marine områder 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 123 <http://dce2.au.dk/pub/SR123.pdf>

Jensen, P.N., Boutrup, S., Fredshavn, J.R., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Hansen, J.W., Nygaard, B., Søgaard, B., Holm, T.E., Ellermann, T., Thorling, L. & Holm, A.G. 2015. Vandmiljø og Natur 2014. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 92 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 170 <http://dce2.au.dk/pub/SR170.pdf>

Kass, H., Timmermann, K., Erichen, A. C., Christensen, J. P. A., Murray, C. og Markager, S. (2015). Fastlæggelse af klorofyl a grænseværdier i fjorde og kystområder ved brug af modelværktøjer. Aarhus Universitet. DCE – Nationalt center for Miljø og Energi. (hjemmeside besøgt d. 12-12-2016). http://pure.au.dk/portal/files/93901300/dce_dhi_klorofylgraensevaerdier_d_962015_fastlaeggelse_af_klorofyl_a_graensevaerdier_i_fjorde_og_kystomraader_ved_brug_af_modelvaerktoejer.pdf

Krause-Jensen, D., Laursen, J. S., Middelboe, A. L., Stjernholm, M., Manscher, O. (2001). Teknisk anvisning for marin overvågning - 12 Bundvegetation. Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser. (hjemmeside besøgt d. 12-12-2016).

<http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/fagdatacentre/fdcmarintny/gældendetekniskeanvisninger/#c236812>

Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 2009: Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>

Markager, S og Fossing, H. (2015). Lyssvækkelse. Aarhus Universitet, DCE- National center for Miljø og Energi. (hjemmeside besøgt d. 13-12-2016). http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011_2015/TA_M06_Lyssvaekkelse_ver3.pdf

Miljø- og Fødevareministeriet. Styrelsen for Vand og Naturforvaltning (2016). Vandområdeplan 2015-2021 for vandområdedistrikt Jylland og Fyn. ISBN nr: 978-87-7175-582-4.

b) Miljø- og Fødevareministeriet (2016). Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. (hjemmeside besøgt d. 08-12-2016) <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=181970>

c) Miljø og fødevareministeriet. (2016). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=180241#id393d7f02-4ddb-4cc6-918a-9c7866c469b8>

Naturstyrelsen (2014). Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. intern arbejdsinskrift. Naturstyrelsen, Haraldsgade 53, 2100 København Ø. ISBN nr. 978-87-92256-43-0. (websted besøgt d. 07-11-2016): http://svana.dk/media/203204/retningslinjer-vp2-22_12_2014.pdf

Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet og De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (2011). Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. programbeskrivelse. ISBN nr. 978-87-7279-013-8

Pedersen, B. (1998). Teknisk anvisning for marin overvågning. 7 Pelagiale parametre - Klorofyl *a*. Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser. (hjemmeside besøgt d. 12-12-2016). <http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/fagdatacentre/fdcmarintny/gældendetekniskeanvisninger/#c236812>

Vang, T. og Hansen, J. W. (2015). Ilt i vandsøjlen. Aarhus Universitet, DCE- National center for Miljø og Energi. (hjemmeside besøgt d. 19-12-2016). http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011_2015/TA_M04_Ilt_i_vandsoejlen_ver2.pdf

Udgiver

SEGES
Landbrug & Fødevarer F.m.b.A.
Agro Food Park 15, Skejby
DK 8200 Aarhus N

Kontakt

Mette Langgaard Jensen, SEGES
D +45 8740 5519

Redaktion

Mette Langgaard Jensen, SEGES
Flemming Gertz, SEGES

Forsidefoto

SEGES

Februar 2017

Denne publikation må kopieres efter aftale med SEGES.

SEGES skaber løsninger til fremtidens landbrugs- og fødevarerhverv. Vi udvikler forretningsmuligheder i tæt samarbejde med vores kunder, forskningsinstitutioner og virksomheder over hele verden. SEGES er en del af Landbrug & Fødevarer F.m.b.A.

SEGES
Landbrug & Fødevarer F.m.b.A.
Agro Food Park 15
DK 8200 Aarhus N

+45 8740 5000
info@seges.dk
seges.dk

