

NOVEMBER 2012
NATURSTYRELSEN

Redegørelse for udvalgte EU-landes marine værktøjer til fastlæggelse af miljømål, vurdering af miljøtilstand samt opgørelse af indsatsbehov

RAPPORT



COWI

NOVEMBER 2012
NATURSTYRELSEN

Redegørelse for udvalgte EU-landes marine værktøjer til fastlæggelse af miljømål, vurdering af miljøtilstand samt opgørelse af indsatsbehov

RAPPORT

PROJEKTNR. A032537
DOKUMENTNR. 1
VERSION 2
UDGIVELSESDATO
UDARBEJDET MORH, TBKR, HNSK
KONTROLLERET ARA, BESO
GODKENDT BESO

INDHOLD

1	Resume	7
2	Indledning	8
2.1	Formål	8
2.2	Vandrammedirektivet	9
2.3	Implementering i Danmark	12
3	Metodebeskrivelse	14
3.1	Indsamling af information	14
3.2	Dataanalyse	15
4	Indikatorer og kvalitetselementer	16
4.1	Holland	16
4.2	Tyskland	20
4.3	Polen	24
4.4	Sverige	27
4.5	Sammenligning	32
5	Referencetilstand og miljømål	36
5.1	Holland	36
5.2	Tyskland	42
5.3	Polen	46
5.4	Sverige	48
5.5	Sammenligning	55
6	Tilstandsvurdering, principper og klassifikation	57
6.1	Holland	57
6.2	Tyskland	63
6.3	Polen	68
6.4	Sverige	73
6.5	Sammenligning	81

7	Indsatsbehov, relaterede påvirkningsfaktorer og opgørelse	84
7.1	Holland	84
7.2	Tyskland	89
7.3	Polen	91
7.4	Sverige	92
7.5	Sammenligning	95
8	Sammenfatning	97
9	Referencer	100
10	Bilag	104
10.1	Databilag Holland	104
10.2	Databilag Polen	110
10.3	Databilag Tyskland	112
10.4	Databilag Sverige	113

1 Resume

Denne redegørelse indeholder en gennemgang af fire landes anvendelse af marine værktøjer til at implementere EUs Vandrammedirektiv i kystnære farvande. For hvert af landene Holland, Tyskland, Polen og Sverige redegøres der for hvilke indikatorer og kvalitetselementer de anvender, fastsættelse af referencetilstand og miljømål, hvorledes landene anvender indikatorerne i tilstandsvurderinger af deres kystvande, samt hvilke indsatsbehov der er defineret og påvirkningsfaktorerne, der er inddraget i dette.

Landenes brug af indikatorer og kvalitetselementer er ens, men der anvendes forskellige lignende parametre. Ingen af landene har gennemført en fuld implementering af Vandrammedirektivet med indikatorer for alle biologiske kvalitetselementer jf. Vandrammedirektivets annek 5. Der er en variation i styrken af indikatorerne, som primært skyldes mængden og kvaliteten af de datatidsserier, der ligger bag.

Referencetilstande er generelt defineret på en kombination af historiske data og ekspertvurdering, og for flere af landene med tilstødende kystområder er nogle kvalitetselementer blevet interkalibreret.

Alle landene følger "one out - all out" princippet i deres tilstandsvurderinger og vurderer den økologiske tilstand af deres kystvande på basis af biologisk og kemisk tilstand.

Der er defineret indsatsbehov i større eller mindre grad blandt landene. Det drejer sig primært om indsats, der skal reducere tilførslen af næringsstoffer til kystvandede for at modvirke eutrofieringseffekter som nedsat sigtdybde og iltvind.

2 Indledning

2.1 Formål

På foranledning af Naturstyrelsen Odense har COWI udarbejdet denne redegørelse om marine forvaltningsværktøjer, anvendt i Holland, Tyskland, Polen og Sverige til implementering af Vandrammedirektivet i 1. generation af vandplaner.

Redegørelsen skal anvendes af arbejdsgruppen om "Ålegræs og marine kvalitets-elementer" og vil kunne indgå i arbejdet med udvikling af forvaltningsværktøjer frem mod 2. generation vandplaner.

Mere præcist vil redegørelsen gennemgå de marine værktøjer, som de nævnte lande har anvendt i forbindelse med implementering og operationalisering af Vandrammedirektivet i deres vandplaner i forhold til kystnære farvande.

"Marine værktøjer" forstås bredt, og redegørelsen behandler således:

- › hvilke indikatorer og kvalitetselementer, de enkelte lande har brugt
- › hvordan referencetilstand og miljømål for disse er fastlagt
- › hvordan tilstanden vurderes, herunder klassifikationssystem og evt. brug af 'one out-all out' princippet
- › hvilke påvirkningsfaktorer, der er inddraget i fastlæggelse af indsatsbehov til opfyldelse af miljømålene
- › hvordan indsatsbehovet er opgjort samt en beskrivelse af årsagen, hvis en evt. mangel på marine værktøjer har medført indsatsbehovet ikke er opgjort.

2.2 Vandrammedirektivet

Vandrammedirektivets¹ overordnede formål er at fastlægge beskyttelse af vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Denne beskyttelse skal:

- › forebygge yderligere forringelse og beskytte og forbedre vandøkosystemernes tilstand og, hvad angår deres vandbehov, også tilstanden for terrestriske økosystemer og vådområder, der er direkte afhængige af vandøkosystemerne
- › fremme bæredygtig vandanvendelse baseret på langsigtet beskyttelse af tilgængelige vandressourcer
- › sigte mod en udvidet beskyttelse og forbedring af vandmiljøet bl.a. gennem specifikke foranstaltninger til en progressiv reduktion, standsning eller udfasning af udledninger, emissioner og tab af prioriterede farlige stoffer
- › sikre en progressiv reduktion og stop for yderligere grundvandsforurening
- › bidrage til at afbøde virkningerne af oversvømmelser og tørke

Dette effektueres ved at medlemsstaterne skal beskytte, forbedre og restaurere alle naturlige overfladevandområder, således at disse som minimum opnår god tilstand senest 15 år efter Vandrammedirektivets ikrafttræden. Kunstige og stærkt modificerede vandområder skal medlemsstaterne beskytte og forbedre ved at sørge for, at disse vandområder opnår godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand, senest 15 år efter Vandrammedirektivets ikrafttræden.

Vurderingen af de enkelte vandområders tilstand foretages med udgangspunkt i en række kvalitetselementer. Som kvalitetselementer til klassifikation af vandområdenes tilstand er der i Vandrammedirektivet foreslået følgende for kystvande (Tabel 2-1).

Tabel 2-1 Kvalitetslementer for kystvande nævnt på Vandrammedirektivets Bilag V.

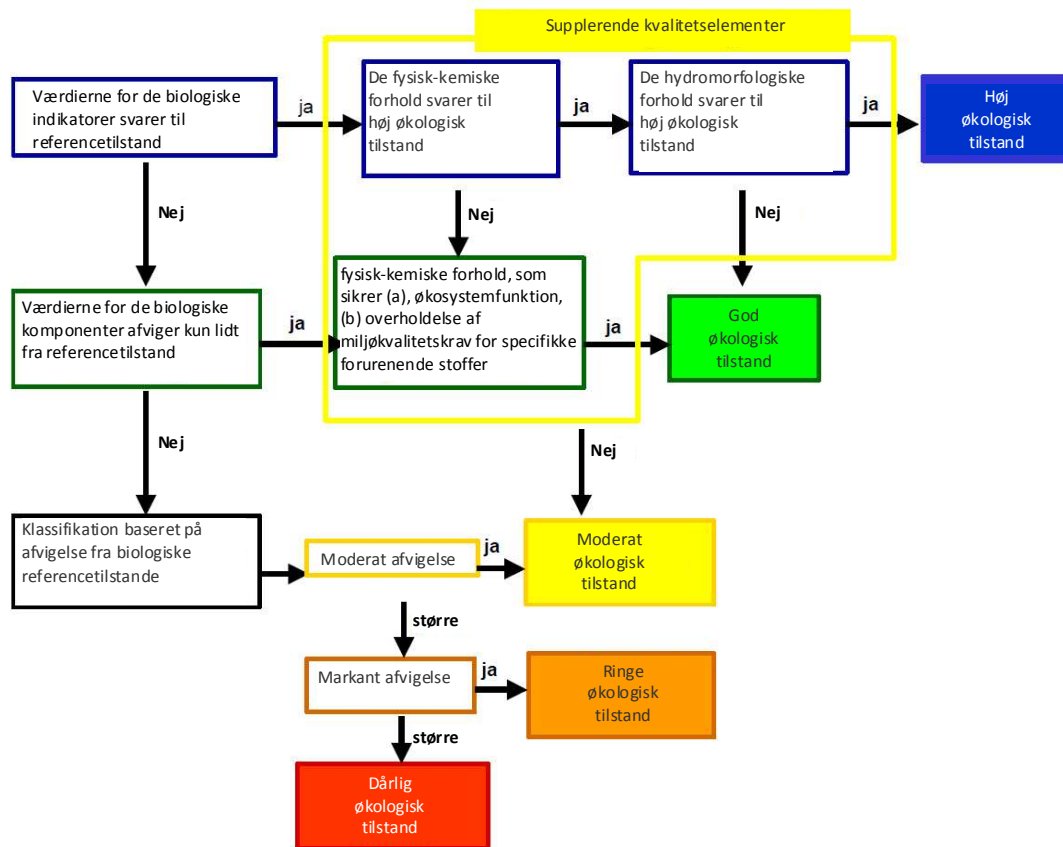
Type	Kvalitetslement	Indikator
Biologisk	Fytoplankton	Biomasse Sammensætning Tæthed
	Anden akvatisk flora	Sammensætning Tæthed
	Bentisk invertebratfauna	Sammensætning Tæthed
Hydromorfologisk	Dybdevariation	

¹ Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger

Type	Kvalitetsэлемент	Indikator
	Bundforhold	Struktur Substrat
	Tidevandszone	Struktur
	Tidevandsregime	Dominerende strømretning Bølgeeksponering
Supplerende fysisk-kemiske	Termiske forhold	Temperatur
	Iltforhold	Iltmætning
	Næringsstofforhold	Koncentration af næringsstoffer
	Salinitet	Salinitet
	Sigt dybde	Secchi-dybde
Kemisk	Miljøfarlige stoffer	Alle prioriterede stoffer, påvist udledt
	Miljøfarlige stoffer	Andre stoffer, påvist udledt i signifikante mængder

Til vurdering af kvalitetsэлеmenterne vælges overvågningsparametre, der tjener som indikatorer for kvalitetsэлеmenterne. Tilstandsvurderingen af vandområderne baseres på de biologiske kvalitetsэлеmenter, mens de supplerende fysisk-kemiske kvalitetsэлеmenter indgår som støtteparametre, blandt andet til fastsættelse af referencetilstande. Fremgangsmåden for kvalitetsvurderingen er vist i flow-diagrammet i Figur 2-1. Parallelt bestemmes den kemiske tilstand på baggrund af de kemiske kvalitetsэлеmenter, der består af koncentrationsmålinger af de miljøfarlige stoffer der fremgår af den prioriterede liste i Vandrammedirektivet.

De enkelte overfladevandområder karakteriseres enten på baggrund af økoregion og type eller på baggrund af en række obligatoriske og fakultative faktorer. For kystvande er denne karakterisering vist i Tabel 2-2.



Figur 2-1 Gengivelse af den relative betydning af biologiske, hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for klassificering af økologisk tilstand i henhold til de normgivende definitioner i Vandrammedirektivet bilag V 1,2.

Tabel 2-2 Liste over medlemslande, der er knyttet til hvert af de to geografiske interkalibreringsområder, der er relevante for denne redegørelse.

Østersøen	Nordøstatlanten
Danmark	Danmark
Estland	Frankrig
Finland	Tyskland
Tyskland	Irland
Letland	Holland
Litauen	Norge
Polen	Portugal
Sverige	Spanien
	Sverige
	Storbritannien

2.3 Implementering i Danmark

Vandrammedirektivet er implementeret i dansk lovgivning ved Miljømålsloven². Danmark er inddelt i fire vanddistrikter: Jylland/Fyn, Sjælland, Bornholm og Internationalt med henholdsvis 15, 6, 1 og 1 hovedvandoplande. Miljømålsloven foreskriver, at staten skal udarbejde vandplaner med tilhørende indsatsprogrammer for de enkelte vanddistrikter. Vandplanerne skal sikre, at danske vandområder vil opfylde EU-målet om ”god tilstand”, hvilket indbefatter god økologisk tilstand og god kemisk tilstand.

De danske vandplaner blev offentliggjort den 22. december 2011 og er gældende indtil udgangen af 2015. Kommunerne har efterfølgende udarbejdet vandhandleplaner, der var i høring frem til 31. august 2012. Handleplanerne beskriver, hvordan kommunen vil realisere vandplanen og indsatsprogrammet inden for kommunens geografiske område på land og de tilstødende kystvande.

Før udarbejdelsen af vand- og vandhandleplaner blev der udarbejdet basisanalyser, der karakteriserede overfladevandområder og vurderede effekterne af menneskelig påvirkning på vandområdernes tilstand samt eventuel risiko for om miljømålene ikke kunne opfyldes i første planperiode frem til 2015.

Miljømålene for *økologisk tilstand* i de danske kystvande gælder ud til 1-sømilgrænsen i Nordsøen bortset fra Vadehavet samt i dele af Skagerrak og nordlige Kattegat. I de indre danske farvande er Vandrammedirektivet udstrakt til "basislinjen", som også er anvendt i forbindelse med recipientkvalitetsplanlægningen jf. den gamle bekendtgørelse fra 1983. Basislinjen er en generel udvidelse af 1 sømile grænsen og følger overordnet en linje, der inkluderer de indre danske bugter og vige samt fjordene.

Den økologiske tilstand vurderes på baggrund af dybdegrænsen for udbredelsen af ålegræs, undtaget for Skagerrak og Vesterhavet, hvor det alene er fastsat ud fra klorofylkoncentration. De øvrige biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer f.eks. niveauet for kvælstofindhold indgår ikke i en egentlig tilstandsvurdering, men kan indgå som støtteparametre i en supplerende tilstandsvurdering, der alene indikerer, om der er målopfyldelse, i tilfælde hvor datagrundlaget for dybdegrænsen af ålegræs ikke er tilstrækkeligt.

Miljømålene for den *kemiske tilstand* for kystvande gælder ud til 12-sømilgrænsen og vurderes alene ud fra de såkaldte prioriterede stoffer, samt andre stoffer for hvilke, der er fastsat miljøkvalitetskrav på fællesskabsniveau. Øvrige miljøfarlige forurenende stoffer, der ikke indgår i vurderingen af vandområdernes kemiske tilstand, inddrages i vurderingen af områdets økologiske tilstand. Miljøkvalitetskrav for alle miljøfarlige forurenende stoffer er fastsat i henhold til gældende bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav³.

² LBK nr. 932 af 24/09/2009 - Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)

³ Bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010

Med udgangspunkt i de fastlagte miljømål og opgørelse af indsatsbehovet for de enkelte vandområder er kravene til reduktion af påvirkningerne af de forskellige vandområder i første vandplanperiode fastlagt. Indsatsbehovene for første planperiode indbefatter primært at reducere påvirkningen af næringsstofbelastningerne fra punktkilder og diffuse kilder samt at reducere påvirkningen af miljøfarlige stoffer og eventuelle effekter af andre påvirkninger som for eksempel fiskeri.

3 Metodebeskrivelse

3.1 Indsamling af information

Indsamlingen af information er gjort med udgangspunkt i en række hjemmesider fra nationale og internationale institutioner, som i større eller mindre grad har publiceret og givet offentligheden adgang til materiale om implementeringen af Vandrammedirektivet i marine områder.

- › EU's egne institutioner, blandt andet DG Environment giver adgang til information om Vandrammedirektivets implementering i medlemslandene. Der kan indhentes information om blandt andet lovgrundlag, historik, handleplaner for implementering og statusrapporter. Endvidere er der en række henvisninger til de institutioner i medlemslandene der er ansvarlige for implementeringen af Vandrammedirektivet og til fællesfunktioner som interkalibrering inden for CIS (Common Implementation Strategy), WISE (dataadgang) og CIRCA (filadgang).
- › Joint Research Centre (JRC) udgiver information om tværgående forskningsprojekter inden for aspekter af Vandrammedirektivet, som for eksempel udvikling af indikatorarbejde.
- › Det europæiske miljøagentur (EEA) giver adgang til indrapporterede data i kortform, som datafiler eller samlende statusrapporter på europæisk niveau.
- › Rapporter fra HELCOM-samarbejdet⁴ og OSPAR-kommissionen⁵ har også været anvendt som orienterende information.
- › Størstedelen af den relevante information er indhentet fra de nationale myndigheder, der implementerer Vandrammedirektivet og som i vidt omfang har publiceret overvågningsprogrammer og statusrapporter.

⁴ HELCOM, Helsinki kommissionen, der arbejder for beskyttelse af Østersøen

⁵ OSPAR, Oslo Paris Kommissionen, der arbejder for beskyttelse af Nordøstlige Atlanterhav.

Der er ydermere anvendt publiceret videnskabelig litteratur i det omfang det har kunnet give ny information.

I det omfang det var muligt, er der fulgt op med telefon-interviews med nøglepersoner i de implementerende institutioner i de enkelte lande for at sikre en korrekt forståelse af de respektive landes implementeringsstrategi og for at udfylde videnshuller. Disse interviews er refereret til i redegørelsen med navnet på den pågældende person som også kan findes i referencelisten. Endvidere er der indhentet specifik landeinformation via COWIs egne fagpersoner i landekontorer i Sverige og Polen.

3.2 Dataanalyse

Rapporten belyser de ønskede emner så ens som muligt for de fire lande, der indgår i redegørelsen.

- › I *kapitel 4* præsenteres de relevante indikatorer og kvalitetselementer der er anvendt til at vurdere tilstanden af de kystnære vandområder i hvert land.
- › Dernæst redegøres der i *kapitel 5* for, hvorledes referencetilstande og miljømål er defineret for de enkelte indikatorer og kvalitetselementer i hvert land.
- › I *kapitel 6* præsenteres det, hvordan det enkelte land vurderer miljøtilstanden ud fra de parametre, der indgår i klassifikationssystemerne. I det omfang de er tilgængelige er relevante bilag i den forbindelse vedlagt rapporten, som eksempelvis artslistor af makrofyter, der indgår i biologiske kvalitetselementer.
- › *Kapitel 7* gør rede for hvordan de enkelte lande har fastsat eventuelle indsatsbehov og virkemidler, herunder også hvilke påvirkningsfaktorer, der er inkluderet i fastsættelsen af indsatsbehovet, og hvorvidt det er blevet identificeret om en evt. mangel på marine værktøjer har medført at indsatsbehov ikke er opgjort.

I slutningen af hvert kapitel er der foretaget en sammenligning, hvor det på tabelform er gjort overskueligt, hvilke ligheder og forskelle, der er landene imellem.

Referencelisten indeholder alle de anvendte kilder, der er brugt i redegørelsen. Der er vedlagt en række bilag for hvert land, som eksempler på arbejdet med implementeringen af Vandrammedirektivet. Bilagene er ikke ens for landene.

4 Indikatorer og kvalitetselementer

De indikatorer og kvalitetselementer som de enkelte lande implementerer for at kunne vurdere den økologiske tilstand af deres kystnære farvande tager udgangspunkt i Vandrammedirektivets Bilag 5 (jf. afsnit 2.2). Derfor er der en høj grad af sammenfald af de indikatorer og kvalitetselementer, som anvendes af landene.

I det følgende gennemgås de enkelte landes valg af biologiske og kemiske indikatorer og kvalitetselementer samt de supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer, hvorefter forskelle og ligheder mellem landene præsenteres. De enkelte landes typeinddeling af kystvande har betydning for tilstandsvurderingen og derfor er der kort redegjort for dette under de enkelte landeafsnit.

4.1 Holland

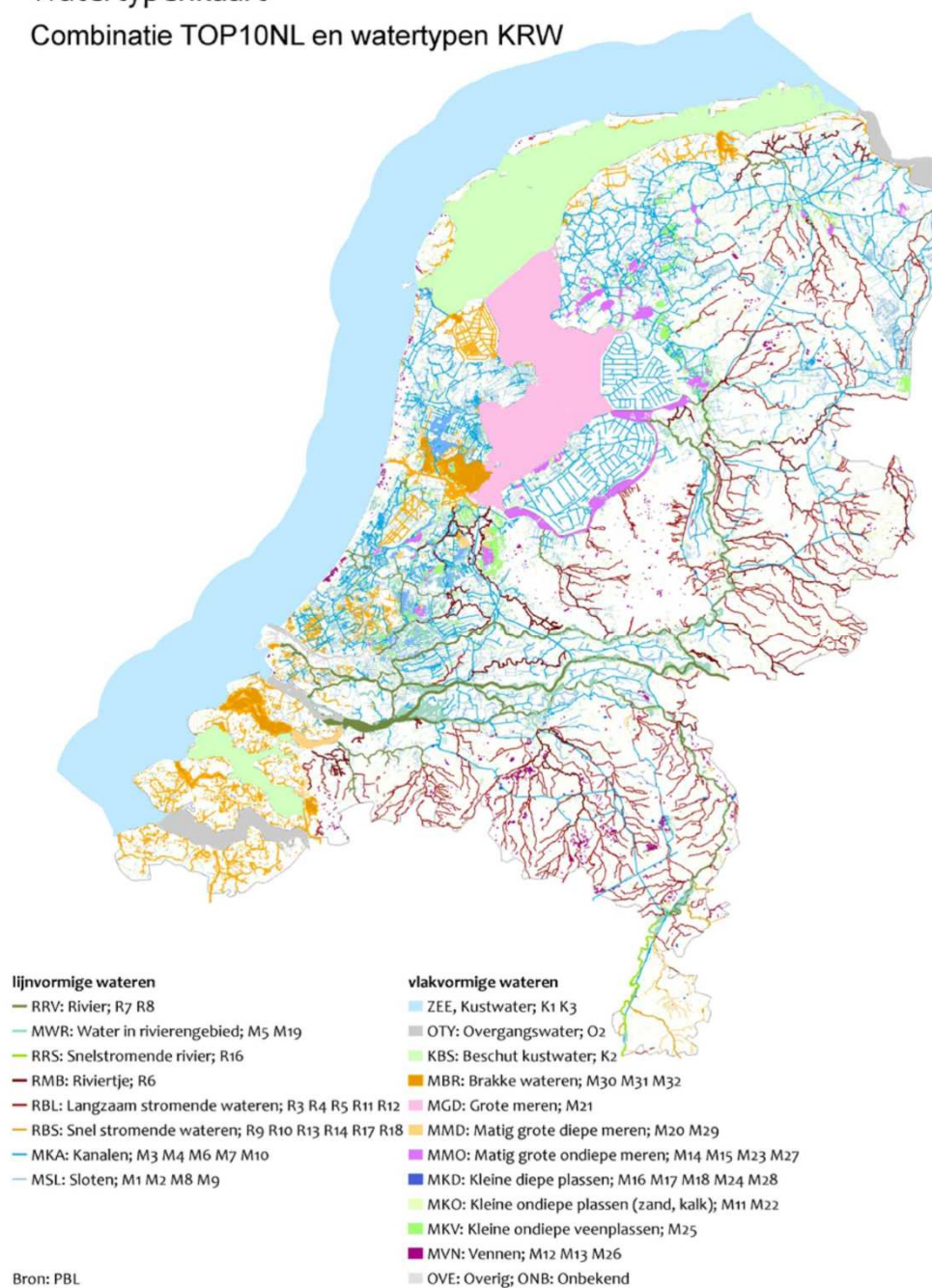
4.1.1 Typeinddeling

I Holland defineres tre typer saltvandområder ud fra eksponering og saltholdighed:

- › K1 Åbne salte kystvande
- › K2 Beskyttede salte kystvande
- › K3 Åbne kystvande med højere saltholdighed end K1.

K2 er tidevandspåvirkede områder, der er beskyttet fra kraftig bølgepåvirkning, mens K1 og K3 omfatter vandområdet fra kysten til åbent hav (Figur 4-1). Kystvandene og det åbne hav ved Holland er kategoriseret som K3 (Puijenbroek & Clement, 2010), dog er den sydlige kyststrækning karakteriseret som K1 (Riikswaterstaat, 2005), og de beskyttede kystområder ved Vadehavet og Oosterschelde i syd er karakteriseret som K2 (Figur 4-1). Karakteristika for de enkelte vandtyper er vist i Tabel 4-1.

Watertypenkaart Combinatie TOP10NL en watertypen KRW



Figur 4-1 Vandtyper i Holland. Lys blå angiver K1 og K3 kystvande og lys grøn angiver K2 kystvand. Kortet er gengivet fra Puijtenbroek & Clement (2010).

Tabel 4-1 Fysiske karakteristika for typerne K1, K2 og K3 af kystvande.

Karakteristika	K1	K2	K3	Enhed
Kloridkoncentration	10-17	10-17	>17	g Cl/l
Saltholdighed	8-30	18-30	>30	‰
Strømretning	NV-NØ		NØ-NV	-
Gennemsnitlig tidevandsforskæl	1-5	1-5	1-5	m
Bølgehøjde	0-0,8	0-0,4	0,1-1,3	m
Vanddybde	0-30	0-30	0-40	m
Silt	0-10	0-10	0-5	%
Sand	90-100	90-100	95-100	%

4.1.2 Indikatorer og kvalitetselementer

Til tilstandsvurderingen anvendes en række biologiske kvalitetselementer, for hvilke der beregnes en kvalitetselements score eller den økologiske kvalitetsratio (EQR). Den økologiske kvalitetsratio antager en værdi mellem 0 og 1, hvor 1 svarer til referencesituationen. I Holland benævnes scoren EKR. Nedenstående oplysninger om kvalitetselementer er i høj grad baseret på STOWA (2007).

I Holland anvendes fytoplankton og makroinvertebrater som kvalitetselementer for kystvande med tilhørende støtteparametre som kystens naturlighed, vandtemperatur, iltmætning og næringsstofkoncentration. For K2 kystområder anvendes desuden blomsterplanter. Kvalitetselementer for de enkelte indikatorer fremgår af Tabel 4-2.

Tabel 4-2 Anvendte kvalitetselementer og indikatorer i tilstandsvurderingen af Hollandske kystvande.

Type	Kvalitetselement	Indikator
Biologisk	Fytoplankton	Biomasse (Chl a) Phaeocystis "bloom" hyppighed (%)
	Makroalger og blomsterplanter	Tidevandspåvirkede strandengsområder Udbredelse af havgræsbede Kvalitet af havgræsbede
	Makroinvertebrater niv. 1	B/P*
	Makroinvertebrater niv. 2	Lavvandede områder (%)

Type	Kvalitetsэлеment	Indikator
		Vadeflader (%) Muslingebanker (%)
	Makroinvertebrater niv. 3	Tæthed af art (antal/m ²) Biomasse (g askefri tv/m ²) Antal arter Similaritetsindeks
Hydromorfologisk	Naturlig kyst	Procent af kyststrækning
Supplerende fysisk-kemiske	Temperatur	Dagsværdi (°C)
	Iltmætning	%
	Næringsstoffer	Vinterkoncentration DIN: mg N/l µmol N/l
Kemisk	Miljøfarlige stoffer	Stoffer på den prioriterede liste

* B/P = biomasse af makroinvertebrater (g askefri tørvægt/m²) / primærproduktion (g C/m²/år)

Biologiske kvalitetsэлеmenter

Fytoplankton vurderes på baggrund af biomasse målt som klorofyl *a* koncentrationen og hyppigheden, hvormed der sker opblomstringer af planktonalgen *Phaeocystis*.

Makroalger og blomsterplanter undersøges ved hjælp af luftfotos og satellitbilleder. Udbredelsen af ålegræsenge undersøges en gang om året og deres andel af det samlede vandområde sammenholdes med referencesituationen. Samtidig vurderes kvaliteten af ålegræsengene ud fra den gennemsnitlige dækningsgrad af ålegræs og dværgålegræs i forhold til referencesituationen. Tidevandspåvirkede strandengsarealer undersøges en gang hver 6. år, hvor det samlede areal sammenholdes med referencesituationen. Kvaliteten af strandengsarealerne vurderes ud fra deres zoner, hvor en afbalanceret fordeling af zoner udgør et mål for en god artssammensætning.

Kvalitetsэлеmentet benthiske makroinvertebrater vurderes i Holland på tre niveauer. Niveau 1: økosystemet og primærproduktion; Niveau 2: habitat inden for økosystemet; Niveau 3: makroinvertebratsamfundet. Til vurdering af niveau 1 anvendes B/P-ratioen (B/P), som er biomasse af makroinvertebrater (g askefri tørvægt/m²) delt med primærproduktion (g C/m²/år), og er et udtryk for balancen mellem primærproduktionen og den benthiske makroinvertebratfauna. Niveau 2 anvendes ikke til vurdering af K1 og K3 kystvande, men er relevant i forhold til K2 kystvande, da de er opdelt i et nordligt område (Vadehavet) og et sydligt område (Oosterschelde). Som indikatorer for niveauet anvendes andelen af "lavvandede områder", "vadeflader" og "muslingebanker" i forhold til vandområdets samlede areal. På niveau 3 vurderes tæthed og biomasse (antal/m² og g tørvægt/m²), antallet af arter samt et similaritetsindeks. I Holland anvendes Bray-Curtis similaritetsindeks. Anvendelsen

af similaritetsindeks er særligt egnet til at vurdere ændringer i makroinvertebratsamfundet, herunder tab af eksisterende arter og etablering af eksotiske arter.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Til vurdering af tilstanden i forhold til hydromorfologiske parametre anvendes den procentvise andel af naturlig kyststrækning i forhold til vandområdet samlede kyststrækning.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

De fysisk-kemiske kvalitetselementer omfatter temperatur, iltmætning og opløst uorganisk kvælstof (DIN). Temperatur måles som dagsværdier i °C for perioden 21. juni til og med 20. september. Iltmætning måles i procent i perioden 1. april til og med 30. september. DIN måles som µmol N/l eller mg N/l i perioden 1. december til og med 28. februar.

Kemiske kvalitetselementer

Til vurdering af den kemiske tilstand monitorer Holland koncentrationen af miljøfremmede stoffer, der findes på den prioriterede liste⁶. Disse måles i 4-6 vandområder hver måned (Barenfeld, 2012). Derfor inkluderer monitoringen enkelte stoffer inkluderet på den såkaldte "Candidate list I"⁷ og således baseret på EU direktiv 76/464/EEC. De ekstra stoffer, der er inkluderet i monitoringen, var en del af det tidligere monitoringsprogram, hvilket er argumentet for at fortsætte med dem i det nuværende program (Barenfeld, 2012).

4.2 Tyskland

I Tyskland fastsætter de enkelte delstater deres egne kvalitetselementer og indikatorer som indgår i vandplanerne for de enkelte vandoplande. I forhold til marine kystnære områder er der tre delstater med forvaltningsansvar. Det er Niedersachsen og Slesvig-Holstein i forhold til den tyske del af Nordsøen, samt Slesvig-Holstein og Mecklenburg vor Pommern for den tyske del af Østersøen (Figur 4-2). I det følgende tages primært udgangspunkt i Slesvig-Holstein, som repræsentant for de to delstater der forvalter marine områder i Østersøen, og som er mest sammenlignelig med danske marine områder.

4.2.1 Typeinddeling

Tysklands kystområde i forhold til Vandrammedirektivet defineres ud til en sømil fra basislinjen og afgrænses desuden på baggrund af de økologiske vurderinger af de obligatoriske faktorer "geografisk placering", "saltholdighed" og "tidevand" samt den valgfri faktor "substratsammensætning".

⁶ Stoffer der er identificeret i af Vandrammedirektivets Artikel 16 stk. 2 og 3.

⁷ Rådets Resolution af 7. februar 1983 om bekæmpelse af forurening af vandmiljøet

I Tyskland er kystvandene delt op i fire baltiske vandområder og fem vandområder i Nordsøen. Disse omfatter:

- B1: Oligohaline Inner Coastal Waters
- B2: Mesohaline Inner Coastal Waters
- B3: Mesohaline Open Coastal Waters
- B4: Meso-Polyhaline Open Coastal Waters - seasonally stratified
- N1: Euhaline Open Coastal waters
- N2 Euhaline Wadden Sea
- N3: Polyhaline Open Coastal Waters
- N4: Polyhaline Wadden Sea
- N5: Euhaline Rock-Dominated Coastal Waters around Helgoland.

Vandområderne i delstaten Slesvig-Holstein fremgår af Figur 4-2.



Figur 4-2 Typer af kystnære farvande i Slesvig-Holstein.

4.2.2 Indikatorer og kvalitetselementer

Der anvendes forskellige indikatorer for Nordsøen og til en vis grad for de enkelte delområder (Tabel 4-3). I modsætning til Danmark inkluderer Tyskland også strandengsområderne i kystvandszonen og forvalter dem som en del af denne.

Indikatorerne er fastsat af delstatslige og føderale myndigheder i samarbejde med specialiserede agenturer og akademiske institutioner. Udvælgelsen er sket på baggrund af publikationer og en række undersøgelser af de enkelte kvalitetselementer (Voss m.fl., 2010).

Tabel 4-3 *Kvalitetslementer for tyske kystvande. De biologiske kvalitetslementer er gengivet fra Voss m.fl. (2010).*

Type	Kvalitetselement	Vandområde	Indikator
Biologiske	Fytoplankton	Nordsøen	Biomasse (Chl a) Phaeocystis
		Østersøen	Fytoplankton indikatorer til økologisk klassifikation Biomasse (Chl a)
	Makrofytter	Nordsøen	Artsdiversitet, dækningsgrad, zoner - Havgræsområder - Opportunistiske alger - Strandenge
		Helgoland (N5)	Artsdiversitet Udbredelse (ekspansion) Dybdegrænse
		B1+B2	Dybdegrænse Havgræs og Fucus Opportunistiske alger
		B3+B4	Dybdegrænse Characeae og Spermatophytes Tab af plantesamfund
	Makroinvertebrater	Nordsøen	Ambi index Artsdiversitet
		Helgoland (N5)	Artsdiversitet Sårbare taxa (sensitive) Robuste taxa (tolerant)
		Østersøen	Artsdiversitet Abundance Sårbare taxa (sensitive) Robuste taxa (tolerant)
	Hydromorfologisk	Morfologi	
Tidevandsregime			
Supplerende fysisk-kemiske	Generelle fysisk-kemiske parametre	Temperatur Salinitet Sigtdybde Næringsstoffer Iltindhold	TN, TP, DIN, DIP iltmætning
Kemisk	Miljøfarlige stoffer		Stoffer på den prioriterede liste

Biologiske kvalitetslementer

Tyskland anvender tre biologiske kvalitetslementer til at vurdere den økologiske tilstand af deres kystnære farvande. Disse kvalitetslementer omfatter fytoplankton, makrovegetationsdække og bentiske makroinvertebrater, der er vurderet på baggrund af indikatorer som beskrives i det følgende.

Som indikatorer til bedømmelse af fytoplankton anvendes i Tyskland fytoplanktonbiomasse målt som klorofyl *a* koncentrationen baseret på NEA GIG og Baltic GIG for henholdsvis Nordsøen og Østersøen. I den tyske del af Nordsøen monitoreres også for frekvensen af *Phaeocystis* opblomstringer.

Det biologiske kvalitetselement "Makrofytter" vurderes i Nordsøen på baggrund af artsdiversitet, dækningsgrad og zonerings, hvilket mere specifikt omfatter udbredelsen af havgræsbede, forekomsten af opportunistiske alger samt zonerings af strandengen. Ved Helgoland omfatter vurderingen artsdiversitet samt udbredelse og dybdegrænse af makroalger med udgangspunkt i HPI (Helgoland Phytobentic Index). I de ydre kystvande i den tyske del af Østersøen vurderes dybdegrænsen for havgræsser og *Fucus* samt forekomsten af opportunistiske alger (baseret på BALCOSIS)⁸, mens der i de indre dele vurderes på dybdegrænsen for Kransnålalger og dækfrøede planter (Characeae og Spermatophyta) samt på tab af plantesamfund (baseret på ELBO)⁹.

Grundlaget for vurderingerne af bentiske makroinvertebrater i den tyske del af Nordsøen er M-AMBI, hvor der vurderes på AMBI Indeks, diversitet og antal arter. Ved Helgoland vurderes diversitet, sårbare taxa (sensitive) og robuste taxa (tolerante) på baggrund af Helgoland MarBIT module. I Østersøen vurderes det bentiske makroinvertebratsamfund ud fra diversitet og tæthed af makroinvertebrater samt sårbare og robuste taxa på baggrund af MarBIT - Baltic Sea macrozoobenthos classification system for the WFD. Årsagen til anvendelsen af forskellige indekser er at overvågning og tilstandsvurdering af vandområder i Tyskland hører under de forskellige delstater med hvert deres administrationsapparat (Berg, 2012).

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Morfologi og tidevandsregime indgår som supplerende hydromorfologiske kvalitetselementer i tilstandsvurderingen af tyske kystnære farvande. De er medvirkende til at fastlægge referencetilstanden, således at, vandområder kun kan få tildelt høj tilstand, hvis deres værdier af hydromorfologiske kvalitetselementer repræsenterer uberørte områder.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

I Tyskland monitoreres temperatur, sigtdybde, iltindhold og mætning, salinitet samt koncentrationsmålinger af næringsstofferne nitrat, totalt kvælstof, fosfat og total fosfor (LAWA, 2005). Disse parametre indgår som fysisk-kemiske indikatorer i tilstandsvurderingerne.

⁸ BALCOSIS (Baltic ALgae COmmunity AnalySIs System) er et klassifikationssystem for makrofytter (makroalger og dækfrøede planter), udviklet af Rostock Universitet.

⁹ ELBO er et klassifikationssystem for dækfrøede planter og kransnålalger, udviklet af Rostock Universitet.

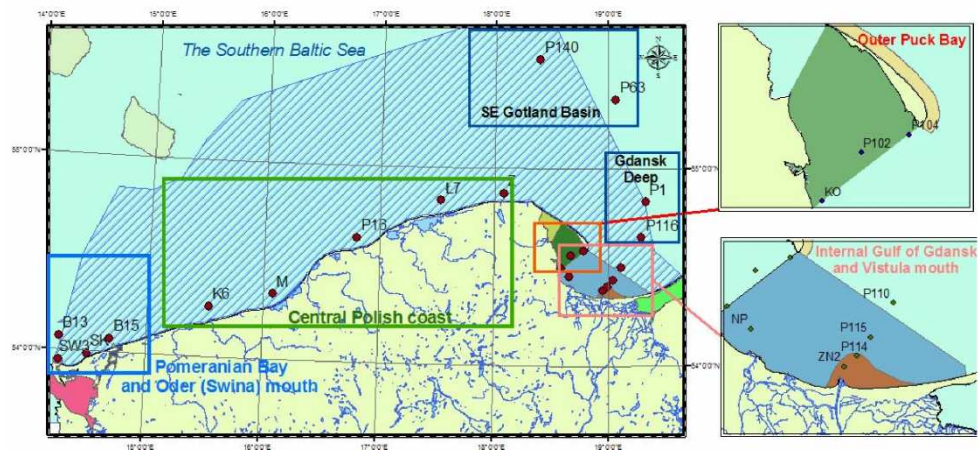
Kemiske kvalitetselementer

Den kemiske tilstand i de tyske kystvande vurderes på baggrund af undersøgelser af koncentrationen af miljøfremmede stoffer. Undersøgelsen foretages mindst en gang om året og omfatter alle stoffer fra den prioriterede liste (Richter m.fl., 2010).

4.3 Polen

4.3.1 Typeinddeling

Polen har defineret de relevante typer af vandområder i forhold til deres geografiske interkalibreringsgruppe (Baltic GIG). I kystnære områder er typerne CW B13 og CW B14 repræsenterede, som er henholdsvis eksponerede og beskyttede lavvandede områder med saltindhold på 6-22 psu (EU, 2008). Figur 4-3 viser områderne og lokaliteten af de stationer der indgår i overvågningen af fytoplankton.



Figur 4-3 Overvågningsstationer og typer af kystnære marine vandområder i Polen (Łysiak-Pastuszak m.fl., 2009).

Det skal bemærkes at overvågningen af marine områder i Polen er administrativt opdelt, således at tre regionale inspektorater ("Vovoidship"), baseret i Olsztyn, Gdansk og Szczecin, er ansvarlige for overvågning og rapportering af kystnære stationer, mens overvågning og rapportering af offshore-områder varetages af det statslige "Institute of Meteorology and Water Management" (Łysiak-Pastuszak, 2012).

4.3.2 Indikatorer og kvalitetselementer

Kvalitetselementer og indikatorer der anvendes i polske marine vandområder ses i Tabel 4-4.

Tabel 4-4 *Kvalitetslementer og indikatorer for tilstandsvurdering af polske marine områder.*

Type	Kvalitetslement	Indikator
Biologisk	Fytoplankton	Klorofyl <i>a</i> (gennemsnit juni-september). Puck Bugt og Vistula Lagune: > Årgennemsnit af klorofyl <i>a</i> > Total biovolumen (gennemsnit juni-sept.) > Biomasse af specifikke grupper og arter
	Makrovegetation	Makrofytindeks (MQAI-indeks) omfatter ratioen mellem følsomme og tolerante arter, baseret på dækningsgrad
	Bentiske makroinvertebrater	Multimetrisk indeks, B Omfatter tæthed, diversitet og følsomhedsvurderinger af bentiske makroinvertebrater
Supplerende fysisk-kemiske	Fosfor	Vinterkoncentrationer af fosfat: Gennemsnitlige koncentrationer i 0-10 m eller 0-bund
	Kvælstof	Vinterkoncentrationer af uorganisk kvælstof (NO ₃ +NO ₂ +NH ₄)
	Sigtdybde	Sigtdybde i sommermåned (juni-september) Vistula lagune: årgennemsnit
	Iltindhold	Gennemsnitlig koncentration af O ₂ i bundvand i sommermåned (juni-september)
Kemiske	Miljøfarlige stoffer	Alle 33 stoffer på den prioriterede liste. Koncentrationer i vand på alle stationer udført hvert 6. år.

Biologiske kvalitetslementer

Der anvendes tre kvalitetslementer til at vurdere den biologiske tilstand af Polens kystnære farvande. Det er biomasse af fytoplankton (klorofyl *a*), makrovegetationsdække og bentiske makroinvertebrater.

Polen overvåger rutinemæssigt fytoplankton, i form af klorofyl *a* koncentrationsmålinger som en del af HELCOM COMBINE overvågningsprogrammet. Overvågningen indeholder prøvetagning 5 gange årligt i vækstsæsonen og er den parameter har været anvendt i længst tid i Polen og med det største datasæt i tid og rum. Der eksisterer datasæt fra 1987 (Osowiecki m.fl., 2012), dog ikke i fulde tidsserier. På stationer i kystnære områder og bugte, blev der først iværksat regelmæssig overvågning fra 1999. Af samme årsag er flere stationer der ligger uden for kystvandes definitionsgrænse på 1 sømil, alligevel medtaget i vurderingsarbejdet for at have et tilstrækkeligt datagrundlag til at fastsætte referencetilstand (se afsnit 5.3.1). Der overvåges også fytoplankton biomasse, biomasse af specifikke taksonomiske grupper og arter af giftige alger (Osowiecki m.fl., 2012). For disse kvalitetselementer, dækker de tilgængelige datasæt ikke alle vandområderne, men kun Gdansk Bugten og den centrale del af Polens kyst (Figur 4-3). I det omfang, data er til rådighed indgår de i tilstandsvurderingen.

Indikatoren for tilstanden af makrovegetation er baseret på et indeks beregnet som ratioen mellem følsomme og tolerante arter af makrofytter (MQAI-indeks), i forhold til antropogene påvirkninger. Positive arter er makrofytter som kun forekommer naturligt i relativt uberørte områder, mens negative arter er massivt til stede i eutrofierede områder. For denne indikator er dækker de tilgængelige data kun vandområderne Puck Lagune og ydre Puck Bugt (Figur 4-3). Arter der indgår i indeksberegningen varierer alt efter vandområdets type (Bilag 10.1, Tabel 10-1).

Indikatoren for tilstanden af bentiske makroinvertebrater er baseret på et multimerisk indeks (B), der kombinerer data for tæthed, biodiversitet og tolerance over for forstyrrelser af bundlevende arter. Indekset er sammenligneligt med det svenske MAQI-indeks (Łysiak-Pastuszak, 2012). De repræsenterede taksonomiske grupper vægtes efter deres tæthedsdominans og følsomhed over for habitatforandringer som følge af eutrofiering. Vægtningen af de enkelte arters følsomhed kan ses i Bilag 10.1, Tabel 10-2.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Det har ikke været muligt indhente information om hydromorfologiske kvalitetselementer i Polen.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Næringsstofindikatorer til brug for tilstandsvurderinger af polske kystnære farvande inkluderer vinterkoncentrationer af fosfor og uorganisk kvælstof på alle stationer (Łysiak-Pastuszak m.fl., 2009a). Førstnævnte inkluderer opløste fosfater, mens kvælstof inkluderer koncentrationer af NO_3 , NO_2 og NH_4 .

Sigtedybde måles som Secchi-dybde, der registreres rutinemæssigt på hver station, hver gang de besøges (Łysiak-Pastuszak m.fl., 2009c). Til brug for tilstandsvurderinger anvendes den gennemsnitlige sigtedybde i sommermånederne juni-september, undtaget for Vistula Lagune, hvor det årlige gennemsnit anvendes.

Iltindholdet af bundvandet i polske kystnære farvande måles som gennemsnitlig koncentration af O_2 i bundvand i sommermånederne juni-september.

Kemiske kvalitetselementer

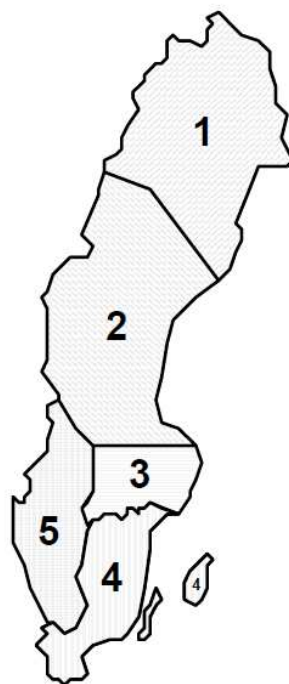
Til brug for vurderingen af vandområdernes kemiske tilstand, overvåger Polen alle 33 stoffer fra listen over prioriterede stoffer (Marciniewicz-Mykieta, 2012). Der analyseres kun for koncentrationer i vand i dette regi. I den generelle overvågning foretages analyserne på alle stationer hvert 6. år, og findes der stoffer i problematiske koncentrationer, indgår de også i den operationelle overvågning.

4.4 Sverige

Vandplanlægningen gennemføres i seksårige cykler, som indledes med kortlægning (bisanalyse) og overvågning, som resulterer i en vurdering af vandområdernes nuværende tilstand. Risikoen for ikke at nå god status (eller anden målsætning) inden udgangen af planperioden vurderes ud fra vandområdets nuværende tilstand, påvirkninger og økonomiske analyser til en samlet statusklassificering. Ud fra statusklassificeringen beslutter den ansvarlige Länsstyrelse (vandmyndigheden), hvilke mål der skal gælde for vandkvaliteten i fremtiden. Det er vandmyndigheden i vanddistriktet som beslutter, hvilke målsætninger, der skal gælde for de respektive vandforekomster inden for vanddistriktet. Beslutningsgrundlaget baseres på samarbejdet mellem länsstyrelser, kommuner, vandråd, andre myndigheder og organisationer. Der udarbejdes det nødvendige indsatsprogram for at målsætningen kan opfyldes. I planlægningen sker der en aktiv involvering og inddragelse af alle berørte parter.

4.4.1 Typeinddeling

Sverige har opdelt landet i 5 vanddistrikter, Figur 4-4. Hvert vanddistrikt består af flere deloplande og dækker flere län. Länsstyrelserne er vanddistriktsmyndigheder, og der er for hvert af de 5 vanddistrikter udpeget et hovedansvarligt län for udarbejdelse af vandplanen for vanddistriktet. F.eks. er Länsstyrelsen i Västra Götalands län vattenmyndighed og ansvarlig for koordineringen inden for vanddistrikt Västerhavet.



Figur 4-4 De fem vanddistrikter i Sverige: (1) Bottenviken, (2) Bottenhavet, (3) Norra Östersjön, (4) Södra Östersjön og (5) Västerhavet.

De svenske kystnære vandområder er opdelt i 25 typer afhængigt af blandt dybde, stratificering, salinitet, vandskifte, bundtype og isdække (NFS, 2006), Tabel 4.5.

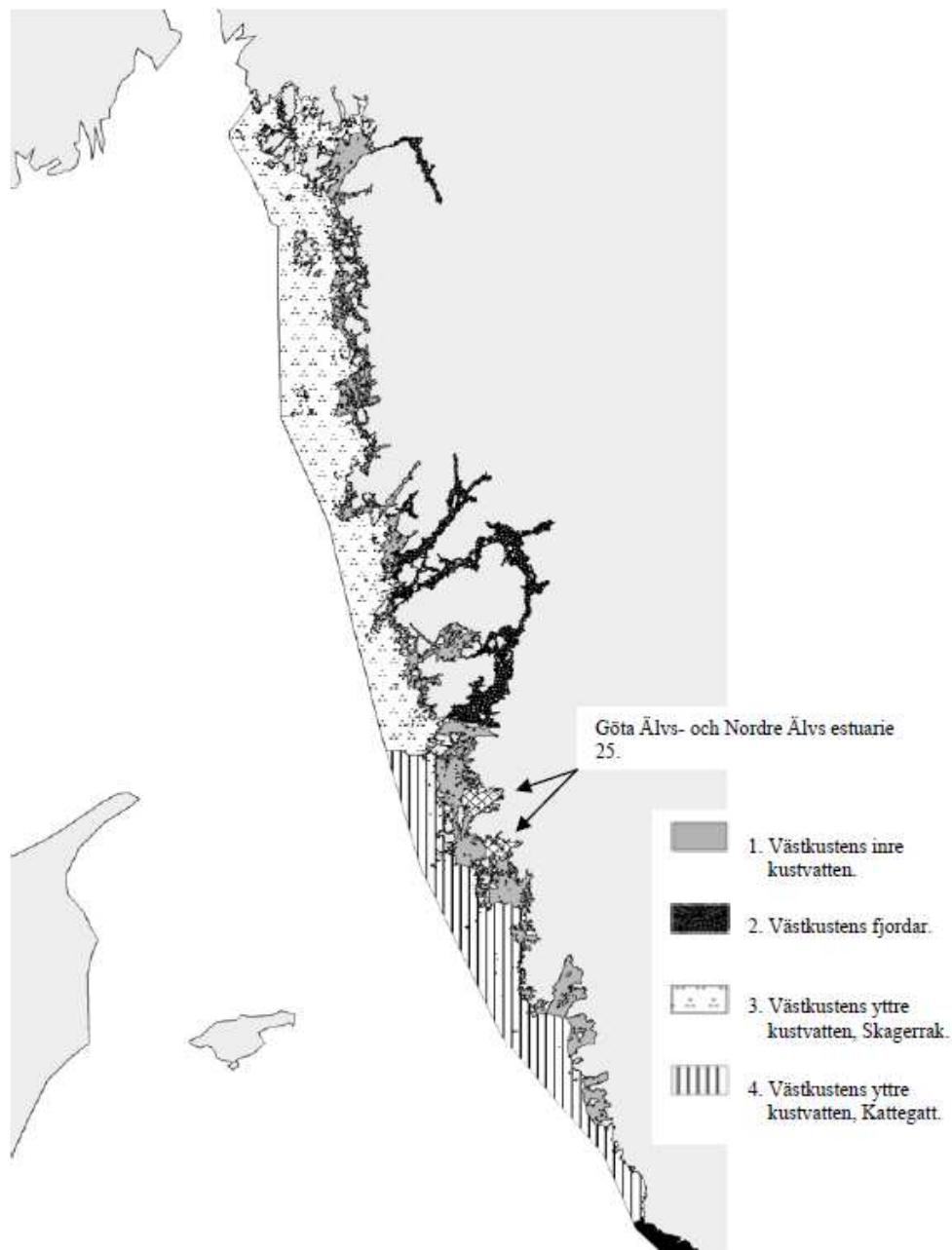
Tabel 4-5 Inddelingskriterier for svenske kysttyper og overgangsvande.

Indelningskriterier för kustvatten och vatten i övergångszon						
Djupkategori: <ul style="list-style-type: none"> • Grunt <30m • Djupt >30m 	Omblandning/ Skiktning: <ul style="list-style-type: none"> • (Permanent) skiktat • Delvis skiktat • Permanent fullt omblandat 	Salinitet (PSU): <ul style="list-style-type: none"> • Färskvatten = <0,5 • Låg Oligohalint = 0.5 till 3 • Hög Oligohalint = 3 till 6 • Mesohalint = 6 till 18 • Polyhalint = 18 till 30 • Euhalint = >30 	Vågor - kategorier: <ul style="list-style-type: none"> • Extremt utsatt* • Mycket utsatt • Utsatt • Mindre utsatt • Skyddat • Mycket Skyddat* 	Vattenutbyte (bottenvatten): <ul style="list-style-type: none"> • 0-9 dagar • 10-39 dagar • >40 dagar 	Bottensubstrat: <ul style="list-style-type: none"> • Hård • Sand/Grus • Lera • Blandade sediment 	Isdagar: <ul style="list-style-type: none"> • <90 dagar • 90-150 dagar • >150 dagar <p>Siffror i parentes anger uppskattat antal isdagar</p>

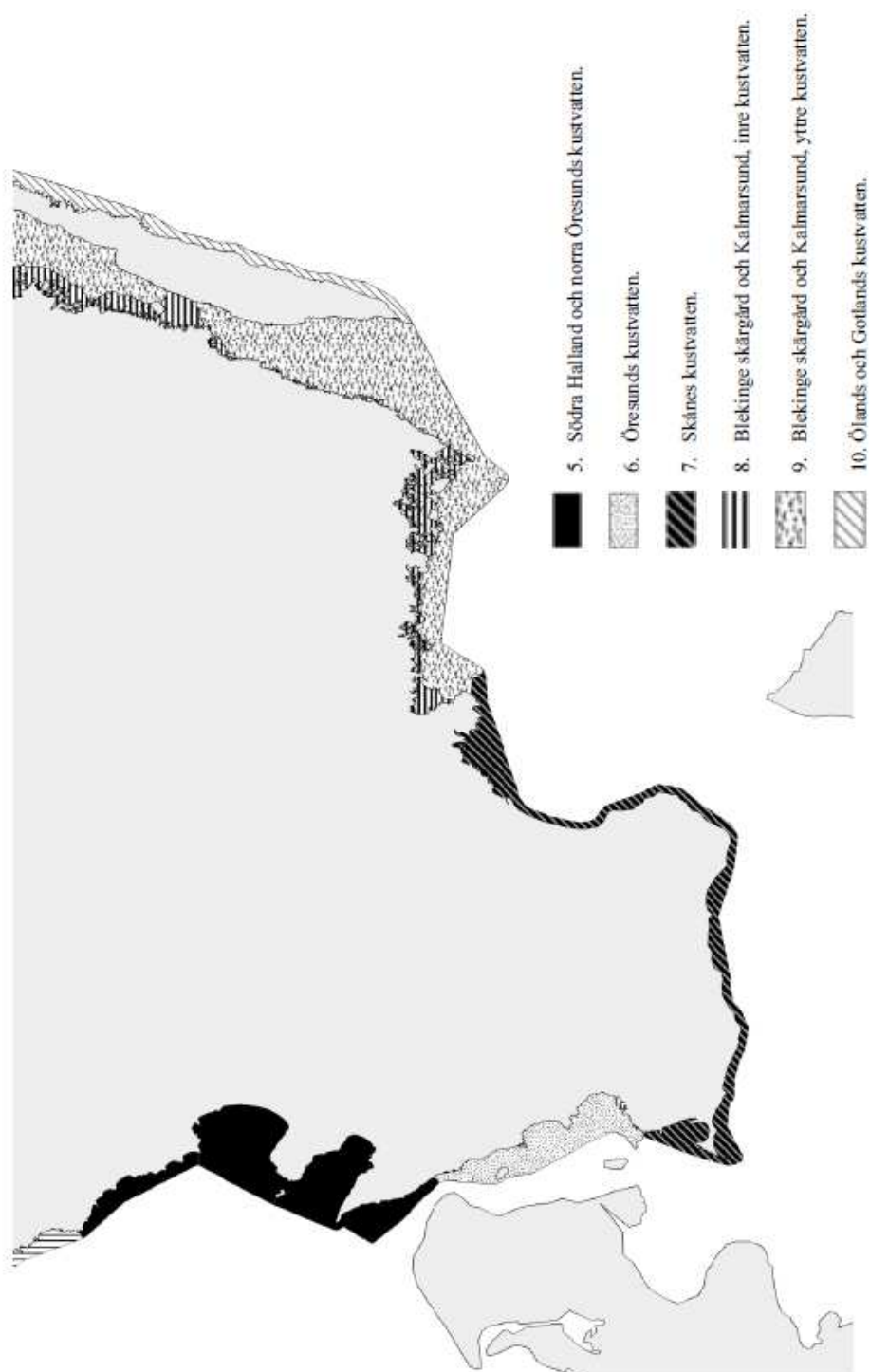
* Dessa indelningskriterier är ej tillämpbara i Svenska kustvatten.

Figur 4-5 og Figur 4-6 viser typologien for de kystvandstyper, der findes langs den svenske kyst ud til Skagerrak, Kattegat og sydlige Østersø. En nærmere beskrivelse

af disse kystvandstyper findes i Tabel 10-10. Kystvandstyper i nordlige Østersø er ikke vist, da de ikke vurderes relevante for danske forhold.



Figur 4-5 Svenske kystvandstyper i Skagerrak og Kattegat.



Figur 4-6 Svenske kystvandstyper ved Øresund og sydlige Østersø.

4.4.2 Indikatorer og kvalitetselementer

I Tabel 4.6 ses de indikatorer, kvalitetselementer og tilhørende parametre der anvendes i Sverige.

Tabel 4-6 *Kvalitetselementer og indikatorer for tilstandsvurdering af svenske marine områder.*

Type	Kvalitetselement	Indikator
Biologisk	Makroalger	Dybdeudbredelse
	Fytoplankton	Klorofyl <i>a</i> , Biovolumen
	Bentiske makroinvertebrater	BQI-indeks (artssammensætning, antal og abundans)
Supplerende fysisk-kemiske	Sigt dybde	Secchi-dybde
	Næringsstoffer	TN, TP, DIN, DIP
	Ilt	Iltkoncentrationer i bundvandet
Kemisk	Miljøfarlige stoffer	Alle 33 stoffer på den prioriterede liste og yderligere 8 stoffer. Dog kun for stoffer, der udledes til det enkelte vandområde

Biologiske kvalitetselementer

Tilstand af kvalitetselementet makroalger vurderes ved beregning af maksimal dybdeudbredelse af et antal flerårige makroalger og nogle få dækfrøede planter. De udvalgte arter repræsenterer normalt forekommende arter, der er lette at identificere og findes i det meste af Sveriges kystområder på hård bund.

Tilstand af kvalitetselementet fytoplankton vurderes ud fra målinger i perioden juni-august af biomasse udtrykt som biovolumen (mm³/l) og klorofyl *a* (µg/l). Hvis data for begge parametre er tilgængelige for det samme område, anvendes begge til en samlet vurdering.

Tilstand af bentiske makroinvertebrater kvalitetselementet vurderes på basis af et indeks (BQIm, Benthic Quality Index) i bløde havbundstyper. Indekset er baseret på artssammensætning (proportionen mellem følsomme og tolerante arter), antal arter og antal individer (abundans) med hovedvægt på proportionen mellem arters følsomhed.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Den videnskabelige dokumentation af hydromorfologiske kvalitetselementer i kystvande anses ikke af de svenske myndigheder, som tilstrækkelig til at udvikle nationale vurderingskriterier. Information kan dog eksempelvis bruges til at identificere, hvor stor sandsynligheden er for fysisk påvirkning.

Der opereres med påvirkninger af kystvand deles i to hovedgrupper: Områder tæt ved stranden, og områder < 100 m fra stranden (Tabel 4-5).

Tabel 4-5 Parametre for aktiviteter og arrangementer som kan bruges som indirekte indikation af påvirkning på vandforekomsten

	Område tæt ved stranden	Kystvand
Påvirkning	Bebyggelse	Bebyggelse
	Befolkning	Befolkning
	Tæt bebygget areal	Tæt bebygget areal
	Veje	Veje
		Anlæg
		Havne
		Klapning
		Broer

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Sigtdybde måles ved Secchi-dybde en gang månedligt i perioden juni-august og næringsstoffer vurderes ud fra målinger af totalt og opløst uorganisk kvælstof og fosfor i sommer- og vinterperioden.

I områder, hvor iltindholdet er lavere end referenceværdien på 3,5 ml/l i bundvandet skal det vurderes, om iltsvindet er sæsonbetonet, flerårigt eller konstant. Vurderingen baseres på middelværdier på målestationerne i perioden januar-maj i tre på hinanden følgende år.

Kemiske kvalitetselementer

Af miljøfarlige stoffer måles de stoffer der udledes i særlig grad, hvilket tolkes som mængder, der kan hindre et vandområde i at nå dets miljømål. Dette baseres på målte koncentrationer i forhold til grænseværdier og relevante tærskelværdier for effekter (for eksempel, LC₅₀-værdi, der angiver dosis for 50 % dødelighed). Der måles på de prioriterede stoffer, der udledes til vandområdet.

4.5 Sammenligning

De kvalitetselementer og indikatorer, som Holland, Tyskland, Polen og Sverige har brugt er sammenstillet i Tabel 4.7. Som det fremgår af tabellen, er Holland og Tyskland de to lande, der anvender flest indikatorer, mens Sverige og Polen anvender lidt færre. Alle landene anvender flere indikatorer til bestemmelse af kvalitetselementet "Fytoplankton". Holland og Tyskland anvender opblomstringshyppighed af *Phaeocystis* som indikator, hvilket er relevant for Nordsøen og ikke for Østersøen. For kvalitetselementet "Makrovegetation", anvender alle landene dybdegrænse som en parameter. Det varierer hvilken makrovegetation der anvendes, men det er

primært makroalger og havgræsser. Nogle indikatorer vurderes på forskellig vis i de forskellige lande. Eksempelvis vurderes havgræs både via dybdegrænse, udbredelse i form af dækning samt kvaliteten af havgræsområdet, hvilket vil sige krav til forekomst af arter.

For kvalitetselementet "Makroinvertebrater", anvender alle landene en form for indeks, hvori der indgår artssammensætning, abundans og en proportionalitetsfaktor vedrørende følsomhed for påvirkninger. Holland adskiller sig fra de øvrige lande ved at anvende kystlinjens naturlighed som indikator for de morfologiske kvalitetselementer, hvilket er en afspejling af at en stor del af Hollands kyst er stærkt modificeret og har været det i mange år. Indikatoren anvendes dog udelukkende til at adskille høj og god tilstand. Alle landene anvender fysisk-kemiske parametre som støtteindikatorer, herunder næringsstoffer, salinitet, temperatur og iltindhold, men dog kun til at fastsætte hvorvidt høj tilstand er lig med referencetilstand. Tyskland og Holland anvender begge kvaliteten af strandene i deres tilstandsvurderinger.

Til brug for vurdering af den kemiske tilstand, refererer alle landene til listen over prioriterede miljøfarlige stoffer i Vandrammedirektivet.

Tabel 4-7 Opsummering. s= sommergennemsnit (jun.-sept.), Å=årgennemsnit, V=vintergennemsnit, MV=makrovegetation, MA=makroalger, IK=iltkoncentration, IM=iltmætning, IB=iltbalance.

	Holland	Tyskland	Polen	Sverige
Biologiske				
Fytoplankton				
Phaeocystis "bloom" hyppighed (%)	x	x		
Biomasse af specifikke grupper og arter		x	x	
Klorofyl a (fytoplankton biomasse)	x	x	S, Å	x
Biovolumen			S	x
Makrovegetation				
Strandene	x	x		
Havgræsområder	x	x		
Udbredelse	x	x	x	x
Dybdegrænse		MV	x	MA
Opportunistiske alger		x	x	
Havgræs og Fucus	x	x	x	x

	Holland	Tyskland	Polen	Sverige
Tab af plantesamfund		x		
Artsdiversitet		x	x	x
Makrofytindeks (MQAI-indeks)			x	
Makroinvertebrater				
B/P ratio	x			
Habitatniveau (lavt vand, vadeblade, muslingebanke)	x			
Biomasse (g askefri tørvægt/m ²)	x			
Sårbare arter		x	x	x
Tolerante arter		x	x	x
Artstæthed (antal/m ²)	x	x	x	x
Antal arter	x			x
Artsdiversitet	x	x		x
Similaritetsindeks	x			
Ambi index		x		
Multimetrisk indeks, B			x	
BQI-indeks (artssammensætning, antal og abundans)				x
Hydromorfologiske				
Naturlig kyst	x			
Supplerende fysisk-kemiske				
Temperatur (dagsværdi)	x	x		
Ilt	IM	x	IK	IB
TN		x		x
DIN	V	x	V	x
Sigtedybde		x	S, Å	x

	Holland	Tyskland	Polen	Sverige
TP		x		x
DIP		x	V	x
Kemiske				
Miljøfarlige stoffer (Alle 33 prioriterede stoffer på alle stationer hvert 6. år)	x	x	x	x

5 Referencetilstand og miljømål

Referencetilstande er centrale i tilstandsvurderinger i Vandrammedirektivet, hvor den aktuelle tilstand for et vandområde vurderes i forhold til referencetilstanden og derefter sammenlignes med fastsatte miljømål.

Referencetilstanden for de vandområder der tilstandsvurderes er typisk fastsat på baggrund af historiske data, hvor det vurderes at den antropogene påvirkning af vandområderne har været minimal. I tilfælde hvor der ikke findes historiske data eller kvaliteten af dem ikke er tilstrækkelig, anvendes ekspertvurderinger og/eller modelleringer af eksisterende data til at vurdere referencetilstande.

I dette kapitel beskrives, hvordan referencetilstand og miljømål for hvert land er fastsat. Herefter sammenstilles resultaterne, så der kan sammenlignes mellem landene.

5.1 Holland

5.1.1 Fastsættelse af referencetilstand

Referencetilstanden for de hollandske kystvandsområder er fastsat på baggrund af historiske data suppleret med beskrivelser af uforstyrrede forhold i ind- og udland, modelresultater og ekspertviden (STOWA, 2007).

Biologiske kvalitetselementer

På baggrund af resultatet fra interkalibreringsgruppen blev referenceværdien for klorofyl *a* sat til 2/3 af grænsen mellem høj og god tilstand, hvilket for K1 vandområder udgør 9,3 µg/l. Referencetilstanden for K2- og K3-vandområder er bestemt på tilsvarende vis og er sat til henholdsvis 9,3 µg/l og 6,7 µg/l. Referencetilstanden er således baseret på ekspertviden, historiske data og modelleringen. År 1930 er sat som referencetidspunkt og forholdene på dette tidspunkt er estimeret ved modellering.

Fastsættelsen af referencetilstanden for makrofyter i strandeng/marskland er baseret på geologiske data, det vil sige størrelsen af tidevandsområdet og dermed er den forskellig for Vadehavet og Oosterschelde. Områdernes størrelse blev kvantificeret på grundlag af rekonstruktioner af den hollandske kyst udvikling (Vos m.fl., 2002, Zagwijn, 1986 citeret af STOWA, 2007). I år 1000 udgjorde strandeng/marskland i den hollandske del af Vadehavet mere end 30.000 hektar og i Oosterschelde udgjorde disse områder mere end 15.000 ha, hvilket svarede til mere end 10 % og mere end 25 % af vandområdernes samlede areal på det tidspunkt. Referencetilstanden er på baggrund heraf, fastsat til henholdsvis 13 % og 33 % for henholdsvis Vadehavet og for Oosterschelde. Den oprindelige arealmæssige udbredelse eller kvalitet af havgræsbedene kendes ikke, men det er vurderet, at de kunne have udgjort 5-10 % af det samlede vandområde og referencetilstanden blev efterfølgende sat til 12 % areal med ålegræsbede, med en dækning på 60 % af dværgålegræs og/eller 30 % af ålegræs. Begge typer skal være til stede og mindst én skal opfylde referencemålet.

For benthiske makroinvertebrater er referenceværdien for B/P-ratioen er baseret på forholdet mellem makrofaunaens biomasse og primærproduktion, som beskrevet af Herman m.fl. (1999) og sammenholdt med data fra lavvandede, velopblandede fjorde og kystvande i Vesteuropa og Nordamerika. Værdien blev fastsat til 1/10.

På habitatniveau er referencetilstanden vurderet på baggrund af historiske data og fordelt på vandområder. Udgangspunktet er forholdene i den første halvdel af det tyvende århundrede. For Vadehavet er værdierne for lavvandede områder, vadeflade og muslingebanker henholdsvis 42, 42 og 1,8 % af det samlede vandområde, mens de samme værdier for Oosterschelde er henholdsvis 40, 23 og 1,1 % af det samlede vandområde.

På level 3 anvendes historiske data fra 1970'erne. Reference tilstand og tilstandsvurderinger foretages med udgangspunkt i BEQI (Benthic Ecosystem Quality Index). I indekset er reference tilstanden for tæthed, biomasse, artsrigdom og arts-sammensætning af benthiske makroinvertebrater er beskrevet af en sandsynlighedsfordeling, der er fremstillet ved permutation for 2000 prøver for hver parameter (van Hoey m.fl., 2007). Liste over indikatorarter til opgørelse af tæthed samt til beregning af similaritetsindeks er vedlagt i Bilag 10.1.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Disse kvalitetselementer er kun beskrevet for høj tilstandsklasse (reference), da vurderingen af hydromorfologien i naturlige vandområder kun bruges til at skelne mellem god og høj tilstand. For stærkt modificerede og kunstige vandområder gælder, at testning (kun) er påkrævet for at afgøre, om maksimalt økologisk potentiale er nået. Fordi disse ikke skelnes som en særskilt klasse (den højeste klasse "GEP og højere") har de hydromorfologiske forhold ingen betydning for den endelige vurdering.

Som hydromorfologisk kvalitetselement anvender Holland den procentvise andel af kyststrækningen, som er naturlig i forhold til de kyststrækninger med diger og dæmninger samt andre menneskeskabte konstruktioner.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

De fysisk-kemiske parametre omfatter temperatur, iltmætning og næringsstofniveau målt som vinter-DIN (Tabel 5-1). Kun vinterkoncentrationer af uorganisk kvælstof indgår i tilstandsvurderinger.

Tabel 5-1 Indikatorer og måleperiode for fysisk-kemiske kvalitetselementer i Holland.

Kvalitetselement	Indikator	enhed	måleperiode
Temperatur	dagsværdi	°C	21. juni-20. september
Iltbalance	mætning	%	1. april - 30. september
Næringsalte	DIN	µmol N/l	1. december - 28. februar
Sigtdybde	SD (Secchi dybde)	m	1. april - 30. september

Kemiske kvalitetselementer

I forhold til kemisk tilstand og miljøfarlige stoffer, anvender Holland de specificerede miljøkvalitetskrav (EQS) for stofferne på den prioriterede liste samt et antal øvrige miljøfarlige stoffer fra den tidligere liste 1.

5.1.2 Fastsættelse af miljømål

Hollands naturlige kystvande er målsat til "god tilstand", hvilket indbefatter "god økologisk tilstand", "god kemisk tilstand" og "god fysisk tilstand". Karakteriseringen af et vandområde til en bestemt tilstand foretages på baggrund af beregnede EQR-scorer. Grænseværdien for EQR-scoren mellem høj og god tilstand er sat til 0,8, mens grænseværdien mellem god og moderat er sat til 0,6.

Tabel 5-2 Grænseværdier for EQR-score i forhold til vandområdets tilstand.

Tilstand	EQR
Reference	1,0
Høj tilstand	0,8-1,0
God tilstand	0,6-0,8
Moderat tilstand	0,4-0,6
Ringe tilstand	0,2-0,4
Dårlig tilstand	0-0,2

For kvalitetselementer, der indeholder mere end én indikator, beregnes en samlet EQR-score for kvalitetsparameteren og tilstanden vurderes herudfra. Metoder til beregning af EQR-scorer er gennemgået i kapitel 6. For hvert vandområde er der opsat mål for økologisk og kemisk tilstand. De øvrige relevante stoffer, de fysisk-kemiske parametre og de biologiske kvalitetselementer bestemmer i fællesskab, om vandområdet er i god økologisk tilstand (GES). Målene er udtrykt i de enheder, der er forbundet med den enkelte parameter. EQR-værdien afspejler de biologiske kvalitetselementer i forhold til baseline score (målestok for naturlige vandområder af typen). Det er en naturlig, uforstyrret tilstand som referencetilstand (EQR = 1). Tilstand og miljømål er offentliggjort i vandplanerne. Som eksempel vises her data for

de hollandske kystvande (Figur 5-1). Rød farve markerer en overskridelse af miljømål.

Figur 5-1 Nuværende økologisk og kemisk tilstand og miljømål for hollandske kystnære vandområder (Rijkswaterstaat, 2009b).

Parameter/ kvalitets- element	Eenhed/ beoordelings- criterium	Huidig (2006 t/m 2008)		GET	GEP	Matig	Ontoerikend	Slecht	Prognose 2015
		1 ^a lijns	2 ^a lijns						
Overige relevante stoffen		1 ^a lijns	2 ^a lijns	Norm					
Koper	(µg/l)	3,45		3,8					
Zink	(µg/l)	0,3		3					
Fysisch chemisch ondersteunende parameters									
Temperatuur	(Celsius)	20,1		25		25-27,5	27,5-30	>30	
Zuurstof	(%)	N.u.		60		60-50	50-40	<40	
Chloride	(mg/l)								
pH									
Doorzicht									
Winter DIP	(mg/l)								
Winter DIN	(mg/l)	0,83		0,46	0,46	0,46-0,77	0,77-0,92	>0,92	
Biologische kwaliteitselementen									
Fytoplankton	EKR	0,66		0,6		0,4	0,2	0	
Macrofyten/ fyto benthos	EKR								
Macrofauna	EKR	0,54		0,6		0,4	0,2	0	
Vissen	EKR								
Goede Ecologische Toestand									
Prioritaire en overige stoffen									
Tributyltin	(µg/kg ds)			0,7					
Goede Chemische Toestand									
Totaal									

N.u. Vanwege ontbreken gegevens of methodiek niet uitvoerbaar

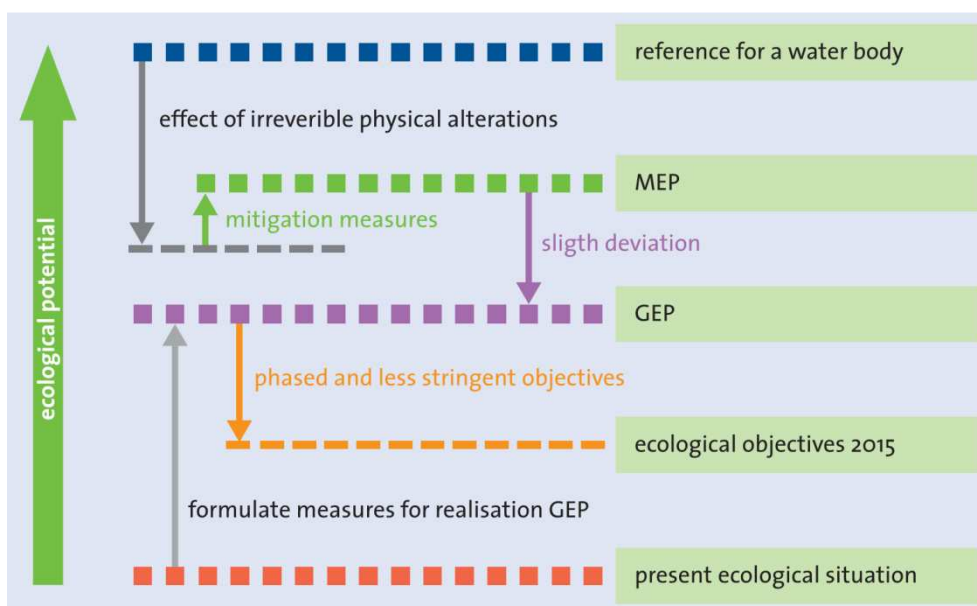
Hollands vandområder er tydeligt præget af århundreders menneskelig indgriben. I 650 e.Kr. bestod 2/3 af Hollands nuværende areal af vandområder eller områder, der regelmæssigt eller uregelmæssigt blev oversvømmet (STOWA, 2007). I forbindelse med fastsættelsen af miljømål, har det været relevant at etablere om vandområdet er naturligt, stærkt modificeret eller kunstigt. Vandområdernes status er i den forbindelse vurderet ud fra fortidens menneskeskabte ændringer af hydromorfologien, hvilket kan inddeles i fem kategorier, ud fra om ændringerne har haft effekt på vandområdets økologiske kvalitet og hvorvidt sådanne effekter er reversibel (Tabel 5-3) (Buijse m.fl., 2008 citeret af Otte, 2012a). Kunstige og stærkt modificerede vandområde er i overensstemmelse med Vandrammedirektivet målsat til "godt økologisk potentiale" i stedet for "god økologisk tilstand".

Tabel 5-3 Kategorisering af effekterne af de hydromorfologiske ændringer af vandområdet på vandområdets økologiske kvalitet og i givet fald om effekterne er reversible. (fra Buijse m.fl., 2008).

Tilstede, men ingen effekt på den økologiske kvalitet
Tilstede, men ingen signifikant hindring for at opnå God Økologisk Tilstand
Tilstede, men effekter er reversible
Tilstede, men effekter sandsynligvis reversible
Tilstede og effekter er irreversible

Til vurderingen af de menneskeskabte ændringer i hydromorfologi er der identificeret i alt 30 ændringstyper, som dog ikke alle er relevante for kystvande. Rijkswaterstaat, der er den udøvende del af det hollandske Ministerium for Infrastruktur og Miljø, har undersøgt de nationale vandområder og vurderet hver ændring individuelt i forhold til dens indvirkning på den økologiske kvalitet. De mest almindelige ændringer har vigtige økonomiske funktioner, og de er alle vurderet som irreversible.

Vandområder, hvor ændringerne anses for at være irreversible, vurderes som stærkt modificerede. For disse vandområder blev den højst opnåelige økologiske tilstand defineret som maksimalt økologisk potentiale (MEP) og den økologiske tilstand, der reelt vil blive stræbt efter at opnå, er godt økologisk potentiale (GEP). Selve vurderingen er foretaget som vist i Figur 5-2, dvs. hvis vandområdet er modificeret i en grad, så effekterne har medført, at vandområdet ikke kan nå referencetilstand, da fastsættes MEP og på baggrund heraf fastsættes GEP.



Figur 5-2 Forhold mellem referencetilstand, maksimal økologisk potentiale (MEP), godt økologisk potentiale (GEP) og den nuværende status. Figuren er gengivet efter Zuiderent (2005).

Som konsekvens af vurderingen har nogle kystområder fået status af naturligt vandområde, mens andre fik status af stærkt modificeret vand (Figur 5-3). For naturlige vande anvendes høj, god, moderat, ringe og dårlig tilstand, som det er tilfældet for de øvrige EU-lande. Holland har fastsat grænserne mellem de forskellige tilstande, for eksempel mellem "høj" og "god" eller "god" og "moderat" ud fra ekspertvurderinger. Først er områderne klassificeret, derefter er der indsamlet monitoringsdata, hvorefter der er beregnet gennemsnitlige værdier for de enkelte tilstande. Fastsættelse af de enkelte grænseværdier er gennemgået i kapitel 6.

I Holland er kun meget få indlands vandområder klassificeret som naturlige, de større indlandsdeltaer er klassificeret som stærkt modificerede og de fleste vandløb som kunstige vandområder.



Figur 5-3 Kort over fordelingen af naturlige, stærkt modificerede og kunstige vandområder i Holland. Blå angiver naturligt vandområde. Grøn angiver stærkt modificeret vandområde, mens orange viser kunstige vandområder. Kortet er gengivet fra Puijenbroek & Clement (2010).

5.2 Tyskland

5.2.1 Fastsættelse af referencetilstand

Tyskland har defineret referencetilstande jævnt Vandrammedirektivets Anneks II Nr. 1.3, for alle typer af vandområder og i overensstemmelse med karakteriseringen af høj økologisk tilstand som beskrevet i Anneks V, Nr. 1.2 (LAWA, 2003). Karakteriseringen af god økologisk tilstand og grænserne mellem høj og god og mellem god og moderat tilstand er efterfølgende bestemt og inkluderet i interkollaboreringsarbejdet.

Referencevande er udvalgt på basis af hydromorfologiske karakterer (for eksempel vandbalance, kontinuitet og morfologiske forhold), og i forhold til eksisterende forureningspåvirkninger. Valget er verificeret ved overvågning af alle de biologiske kemiske kvalitetselementer. For hver type af vandområde, har målsætningen, hvis muligt, været at karakterisere referencetilstande ud fra mindst tre overvågningsstationer. Arbejdet blev udført af statslige og føderale institutioner i samarbejde med specialiserede agenturer og akademiske institutioner og blev gjort på basis af historiske data og ekspertvurderinger.

Biologiske kvalitetselementer

Der er etablerede referencetilstande for alle biologiske kvalitetselementer, inklusiv fytoplankton, makrofyter (makroalger, dækfrøede planter) og benthiske makroinvertebrater. Kun for et par af de relevante kvalitetselementer manglede evalueringssystemer. Dette gælder for eksempel sammensætning og tæthed af fytoplankton i Nordsøen.

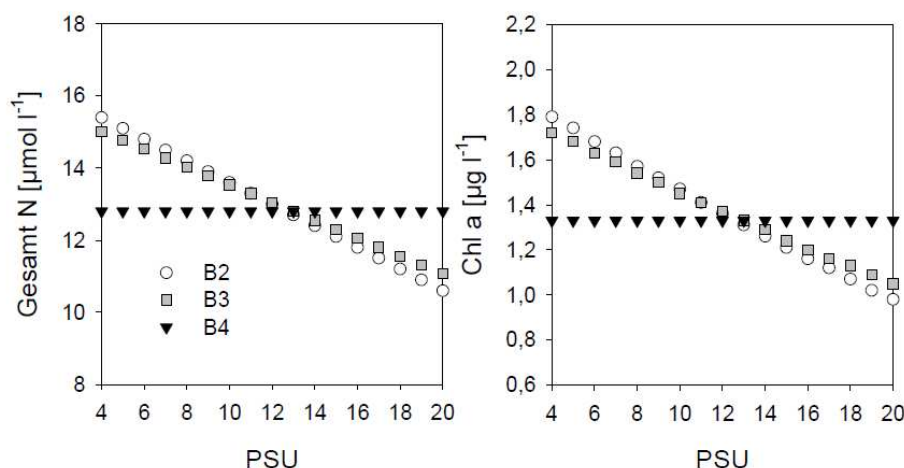
Der skelnes mellem referencetilstande for kystnære farvande i henholdsvis Nordsøen og Østersøen (se Bilag 10.3).

Baggrundskoncentrationer af næringsstoffer og klorofyl i den tyske del af Nordsøen, er defineret fra historiske og modellerede data for TN og TP i den tyske del af Vadehavet. Årsagssammenhænge udledt på baggrund af signifikante korrelationer i datasættene, antages til også at have været gyldige i historisk tid og er derfor anvendt til at udlede baggrundskoncentrationer for parametre, hvor der findes få eller ingen historiske data.

Det er meget svært at finde data for uberørte områder i menneskeligt påvirkede områder som Vadehavet. Kompilerede baggrundskoncentrationer af næringsstoffer er derfor sammenlignet med data fra uafhængige estimater i uberørte dele af tempererede områder.

Naturlige baggrundskoncentrationer i Vadehavet er påvirket af blandingsprocesser mellem floder og åbent hav og man har overført hollandske estimater til Tyske

Bugt. Referencetilstand for fytoplankton er defineret for specifikke vandområder langs kysten af den tyske del af Østersøen og er baseret på historiske data og ekstrapolering af modellerede data. På basis af signifikante korrelationer mellem TN og koncentrationer af klorofyl *a*, er salinitetsspecifikke referencetilstande for klorofyl *a* beregnet (Figur 5-4).



Figur 5-4 Potentielle referenceværdier for parametrene TN (til venstre) og klorofyl *a* (til højre), på grundlag af værdier fra vækstsæsonen (maj til september). Faldet i TN koncentration med stigende saltholdighed er antaget at være lineær for de forudbestemte referenceværdier (fra Sagert m.fl., 2008).

Referencetilstandene er verificerede af historiske data for dybdeudbredelsen af ålegræs og er udtrykt som EQR værdier. En yderligere mulighed for at bestemme referenceværdier for klorofyl *a* koncentrationer er baseret på historiske sigtdybder, som kendes fra den åbne Østersø i perioden 1903-1965, hvor sommermiddelværdier var 9,5 meter. Endvidere er der god dokumentation for historiske dybdeudbredelser af ålegræs, hvor der er rapporter fra 1889 om dybdeudbredelser på 10 m i tyske kystvande (Sagert m.fl., 2008). I de senere år er der offentliggjort flere modeller for Østersøen angående forholdet mellem sigtdybde og dybdegrænser for makrofytter og på baggrund af disse er det vurderet at en dybdegrænse på 10 meter svarer til en sigtdybde på 10,3 m. Ud fra korrelationen mellem klorofyl *a* og sigtdybde er historiske klorofyl *a*-koncentrationer beregnet til 1,2 µg/L ud fra en dybdeudbredelse af ålegræs på 10 m. Denne referenceværdi blev defineret som en preliminær referenceværdi for kvalitetselementet planteplankton i de ydre kystvande (8-22 PSU, B12) i den sydlige Østersø i den baltiske GIG i 2007. Referenceværdien for klorofyl *a* er også verificeret uafhængigt fra korrelationer mellem klorofyl *a*, lysdæmpning og sigtdybde, hvilket er udført i den tyske del af Østersøen.

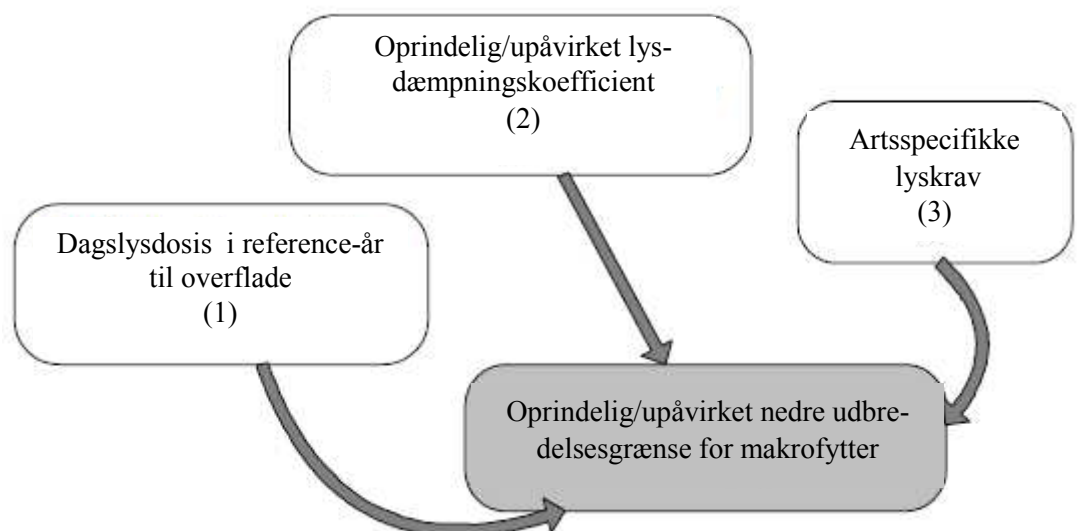
Referencetilstanden for makrofytter er for de indre kystvande vurderet på baggrund af sammenligninger af tilstedeværelse og fordeling af plantesamfund i perioden 1999-2003, med historiske data for voksesteder for marine makrofytter og deres samfundsstruktur (Selig m.fl., 2008). Historiske data er meget sparsomme og Tabel 5-4 viser de få kendte historiske dybdegrænser for havplanter.

Tabel 5-4 Historiske dybdegrænser for makrofytter i den tyske del af Østersøen (fra Selig m.fl. 2008)

Tab. 1 Historische Angaben zur unteren Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns.

Art	Gewässer	Tiefe	Quelle
Characeen	Bodstedter Bodden	4 m	HOLTZ (1861)
Characeen	westl. DZBK	0,8 m	BEHRENS (1982)
<i>Chara lijebliadii</i>	Großer Jasmunder Bodden	4-6 m	TRAHMS (1940)
Rotalgen	Greifswalder Bodden	90% Bedeckung	SEIFERT (1938)
<i>Tolypella nidifica</i>	westl. Ostsee	5-15 m	REINKE (1889)
<i>Tolypella nidifica</i>	Darß-Zingster Boddenkette	2,4 m	LINDNER (1972)

Ud fra de historiske data er dybdegrænser for makrofytter i uberørte referenceområder beregnet. Ud fra antagelser og beregninger af historiske lysbetingelser som gennemtrængelighed, lysdæmpning og lysmængder, har man beregnet nedre dybdegrænser for makrofytter i uberørte referencetilstande (Figur 5-5).



Figur 5-5 Model til beregning af nedre dybdegrænse for makrofytter i uberørte referenceområder. Fra Selig m.fl. (2008).

På trods af meget varierende saltholdigheder i områderne (0,5-20 psu), er to generelle kriterier identificeret som passende indikatorer for graden af eutrofieringspåvirkningen i de indre kystvande: (1) den nedre vækstdybde for plantesamfund og (2) tabet af plantesamfund domineret af kransålalger (*Charophyceae*). Dybdegrænser mellem tilstandsklasser for plantesamfund domineret af kransålalger og blomsterplanter, er beregnet fra vandets sigtbarhed. For de ydre dele af de kystnære farvande er der udviklet et multimetrisk vurderingssystem baseret på dybdegrænser for udbredelsen af ålegræs og brunalgen blæretang (*Fucus vesiculosus*). Hertil er knyttet forskellige ratioer af biomasser i specifikke dybder (for eksempel opportunistiske alger vs. ålegræs og opportunistiske alger vs. flerårige alger), som er integreret i klassifikationerne.

Referencetilstand for benthiske makroinvertebrater er baseret på tilgængelig viden om den grundlæggende biologi for arter i baltiske kystnære farvande. På grund af Østersøens varierende abiotiske forhold, er salinitet, eksponering, vanddybde og habitat defineret for hver vandtype. Arter, hvis grundlæggende biologiske krav ligger inden for rammerne for en vandområde, indgår i dette områdes referenceliste.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Det har ikke været muligt at indhente information om fastsættelse af referencetilstande for hydromorfologiske kvalitetselementer i Tyskland.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

En arbejdsgruppe under forbundsrepublikken, LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser), har udviklet grænseværdier for referencetilstande. Med baggrund i data fra det tyske overvågningsprogram blev der defineret grænseværdier for næringsstoffer. Fastlæggelsen af niveauer der svarede til god status skete jævnt for procedurer i HELCOM og OSPAR.

Kemiske kvalitetselementer

I forhold til kemisk tilstand og miljøfarlige stoffer, anvender Tyskland de specificerede miljøkvalitetskrav (EQS) for et antal miljøfarlige stoffer (Arle m.fl., 2010). Tilstanden for vandområderne vurderes efter disse, ved brug af årlige gennemsnit.

5.2.2 Fastsættelse af miljømål

Tyskland har som miljømål, at deres kystnære vandområder opnår god økologisk status (Arle m.fl., 2010). Det indebærer at områdernes biologiske, kemiske, fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer er i god tilstand samt at niveauerne af miljøfarlige stoffer er under de maksimalt tilladte grænseværdier i vand og sediment.

Miljømål er fokuseret på at reducere eutrofiering ved at nedbringe næringsstofbidraget til kystnære vandområder fra indre farvande, via direkte kilder fra land eller atmosfære, og den kystnære transport fra andre vandområder. De respektive andele varierer i forskellige kystområder. Højest 10 % af bidraget kommer fra luftforurening og spiller kun en mindre rolle i de relativt smalle kystnære vandområder. Det samme gælder for direkte udledninger af næringsstoffer fra punktkilder, der kun forekommer i nogle få kystnære vandområder. Næringsstofbidrag fra floder og vandløb er derfor af afgørende betydning. Forureningen af de kystnære vandområder varierer afhængigt af flodens afvandingsområde.

Da de kystnære vandområder er defineret til kun at være op til en kilometer af havsiden fra basislinjen, antages at hovedparten af næringsstofbelastningen ikke forbliver i de kystnære vandområder, men spredes i forhold til den fremherskende strøm i regionen. Den begrænsende faktor for planternes vækst i de kystnære farvande er overvejende nitrogen, men fosfor kan også være en begrænsende faktor.

Der angives indsatsmål for næringsstoffreduktion baseret på kravene i de kystnære vandområder og de realistiske gennemførlige foranstaltninger. For at opnå en god tilstand i kystnære vandområder i 2027, bør de nødvendige kvælstoffreduktioner ske

ved at iværksætte tre forvaltningsperioder, i henhold til vandrammedirektivet. Et foreløbigt indsatsmål til den første forvaltningsperiode er en tredjedel af den samlede reduktionsforpligtelse, for teoretisk at sikre en jævn fordeling af reduktionen. Hvor de aktuelle næringsstofkoncentrationer er forskellig i de kystnære vandområder er, er der også forskellige reduktionsmål for de enkelte kystnære vandområder.

5.3 Polen

5.3.1 Fastsættelse af referencetilstand

Biologiske kvalitetselementer

I Polen er det ikke muligt at etablere referencetilstande på baggrund af datagrundlaget for alle biologiske kvalitetselementer i alle polske kystnære farvande. Det nationale overvågningsprogram rækker ikke langt nok tilbage til at dække perioder før væsentlig menneskelig påvirkning på de kystnære områder. Der har derfor været iværksat arbejde med at etablere brugbare referencetilstande og klassificeringssystemer inden for de senere år (Osowiecki m.fl., 2012; Lysiak-Pastuszek m.fl., 2009a, b, c). Arbejdet med at udvikle biologiske indikatorer har inkluderet nedsættende parametre (se også afsnit 4.3):

- › Fytoplankton, koncentrationer af klorofyl *a*
- › Makrofytter, positiv/negativ indeks til kvalitetsvurdering
- › Macrozoobenthos, multimetrisk indeks.

I det følgende gennemgås hvordan referencetilstande for disse kvalitetselementer er defineret i Polen.

Fytoplankton er den eneste parameter, hvortil der kunne fastlægges tilstrækkelige klassifikationer som kunne implementeres (Osowiecki m.fl., 2012). Dette er en konsekvens af manglende data, både geografisk og historisk. Ved at inddrage en række stationer fra overgangsvande sammen med en række overvågningsstationer uden for 1 sømilsgrænsen, har Polen kunne sammensætte et datasæt fra perioden 1999-2005, hvorfra klorofylldata indgår i bestemmelsen af referencetilstand. Referencetilstand og klassifikationssystem er udledt på denne baggrund ved brug af statistiske metoder ("natural breaks"-metode) og ekspertvurdering (afsnit 6.3.1).

Referencetilstand blev herved defineret til 0,1-percentilen af gennemsnitlige klorofyl *a* koncentrationer i sommerperioden juni-september (4,2 µg Chl *a*). Grænsen mellem ringe og dårlig tilstand er tilsvarende sat som 0,8-percentilen.

Referencetilstand for biomasse er etableret ved at pulje de tilgængelige data på total fytoplanktonbiomasse i sommermånederne juni-september, fra alle polske kystnære farvande; sammenlagt 82 datapunkter. På denne baggrund er referencetilstand og klassifikationsgrænser defineret på samme måde som for fytoplankton klorofyl *a*, ved hjælp af den statistiske "natural breaks"-metode og ekspertvurdering. Referencetilstanden blev fastsat til at være 420,56 mm³/m³ svarende til EGR på 1,0.

For makrofytter er det forsøgt at udlede tilsvarende referencetilstand og klassifikationssystem (Osowiecki m.fl., 2012). Kvalitetsindekset (MQAI) kunne ikke anvendes for alle polske kystnære områder på grund af manglende data, men i det omfang data tillod det, er der fastlagt referencetilstand for to vandområder, Puck Lagune og Ydre Puck Bugt. I Puck Lagune er der data til rådighed fra 1950 og frem til nu, i alt 361 prøver og for Ydre Puck Bugt er referencetilstanden baseret på data fra 13 prøvetagninger i 2008-2009.

Metoden til bestemmelse af referencetilstanden varierer mellem de to vandområder. I Puck Lagune er MQAI-indekset beregnet for de ældste data (1950) til at være 6,6. Den nutidige referenceværdi er sat til det halve med 3,3 som værdi. Det er med baggrund i ekspertvurderinger, der antager at flere arter af makroalger først kom til vandområdet i 1700-tallet og i øvrigt har været fraværende i perioden 1970-2010 samt at området har været udsat for kraftig eutrofiering med resulterende nedgang i biomassen af makrofytter uden mulighed for reetablering af tidligere forhold. I Ydre Puck Bugt er referencetilstanden vurderet til 20 % af den maksimale totalbiomasse af negative makrofyter (se bilag 10.1), svarende til 700,94 g tørvægt/m².

Bestemmelse af referencetilstand for benthiske makroinvertebrater er ikke baseret på historiske data, da det er vurderet at bundfaunasamfundene i polske farvande har ændret sig irreversibelt de senere årtier blandt andet på grund af eutrofiering og introduktioner af ikke-hjemmehørende arter (Osowiecki m.fl., 2012). I stedet blev det tilgængelige datasæt (904 prøver fra perioden 1999-2009) analyseret og det absolutte maksimale multimetriske indeks, ($B = 4,9$), blev fastsat som værdien for en referencetilstand.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Det har ikke været muligt indhente information om referencetilstande for hydromorfologiske kvalitetselementer i Polen.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Der er udarbejdet referencetilstande for sigtddybde og næringssaltkoncentrationer i Polen (Łysiak-Pastuszek m.fl., 2009a, 2009c). Referencetilstanden for sigtddybde er bestemt på basis af historiske data fra perioden 1938-1960. I Pommern Bugt er den baseret på ekstrapolationer af tidlige trends i data fra 1959-2004. I begge tilfælde er tilstanden udtrykt som gennemsnitsværdier for forår og hele år. Referencetilstanden for marine områder i Polen, er bestemt på baggrund af sparsomme historiske data og ekstrapolationer af tidlige trends.

Kemiske kvalitetselementer

Referencetilstande for kvalitetselementer til vurdering af kemisk tilstand følger de EQS -værdier for stofferne på den prioriterede liste fremsat i Vandrammedirektivet.

5.3.2 Fastsættelse af miljømål

Polen har defineret sine miljømål således at deres kystnære marine områder skal have opnået "god økologisk tilstand" inden 2015. Vandrammedirektivet inklusive målene er indført i polsk lov og implementeringen af dem sker gennem en række vandplaner "River Basin Management Plans", der er regionalt forankrede (KZGW,

2012). Hvordan god tilstand er defineret for det enkelte kvalitetselement fremgår i afsnit 6.3.

5.4 Sverige

5.4.1 Fastsættelse af referencetilstand

I Sverige er det lovfæstet, at den økologiske tilstand ikke må forringes i kystvande-
ne, hvilket er i overensstemmelse med Vandrammedirektivets bestemmelser. I
kystvande, som er målsat høj tilstand fastsættes målsætningen til grænsen mellem
høj og god tilstand. I kystvande, som er målsat god tilstand eller dårligere fastsæt-
tes målsætningen derfor til grænsen mellem god og moderat tilstand. Undtagelses-
bestemmelser kan dog i særlige tilfælde påvirke den endelige målsætning. Hvis god
tilstand ikke kan opnås, og det ikke skyldes hydromorfologiske påvirkninger, kan
undtagelsesbestemmelserne tages i brug. Det kan udmønte sig i tidsfristforlængelse
for målopfyldelse eller ved fastsættelse af lempede miljømål.

Vandområderne skal også have en god kemisk tilstand. Klassificeringen af kemisk
tilstand foretages ud fra tilførslen af prioriterede stoffer til vandmiljøet. Ved klassi-
ficeringen skal de stoffer, som reguleres af en bekendtgørelse om miljøkvalitets-
normer for fisk- og muslingevande overholdes. Der findes kun to mål for kemisk
tilstand. Kystvande med god kemisk tilstand eller kystvande, der ikke kan opnå god
kemisk tilstand.

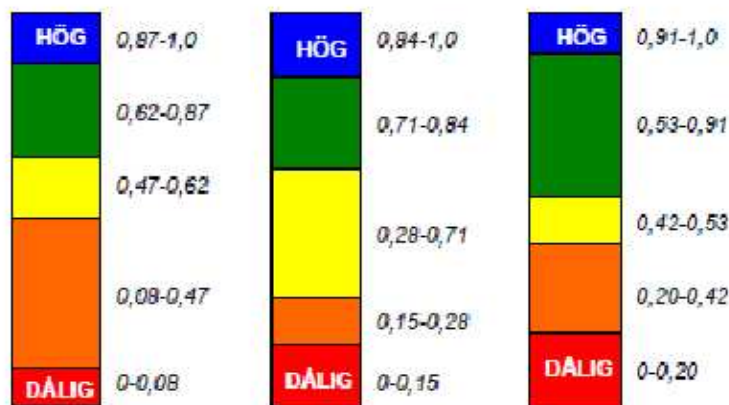
Biologiske kvalitetselementer

Sverige har deltaget i EU's interkalibreringsarbejde i CIS (Common Implementa-
tion Strategy). Formålet har været at få en fælles forståelse af referencetilstand og
grænseværdier mellem høj og god tilstand og mellem god og moderat tilstand in-
den for de enkelte økoregioner. Arbejdet har involveret forskere fra Stockholms
universitet, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå Universitet, Göteborgs Universi-
tet og konsulenter. På grund af manglende sammenlignelige data mellem medlems-
landene har det ikke været muligt at interkalibrere alle indikatorer. Sverige har bi-
draget med data for følgende indikatorer i kystvande til CIS:

- › Benthiske makroinvertebrater – Benthic Quality Index
- › Makroalger – dybdeudbredelse
- › Fytoplankton, biovolumen og kloforyl *a*.

Generelt har Sveriges vurdering af grænseværdierne været i god overensstemmelse
med de andre medlemslandes. På baggrund af interkalibreringen er der skabt en
fælles forståelse for, hvordan klassificeringen i form af økologiske kvalitetskvoti-
enter (EK på svensk og EQR på engelsk) skal udmøntes for de enkelte parametre.
Dette er for at sikre sammenlignelighed i beregningen af afvigelsen fra referenc-
tilstanden. Referencetilstanden har den numeriske værdi 1 svarende til den øverste
grænse for høj tilstand, mens 0 svarer til den laveste grænse for dårlig tilstand. In-
terkalibreringen har vist, at afvigelsen fra referencetilstanden varierer mellem de
enkelte kvalitetselementer og er derfor også i Sverige fastsat specifikt for hvert
kvalitetselement, Figur 5-6. Det har ikke været muligt at skaffe information om,

hvordan referencetilstanden for de forskellige kvalitetselementer er fundet, men formentlig er det som i Danmark en kombination af historiske data, modellering og ekspertvurderinger, da der ikke findes kystvande i referencetilstand i Sverige. Der er således ingen nyere data at basere en referencetilstand på.



Figur 5-6 Tre eksempler fra Sverige på EK-klassificering. EK-klasserne kan være forskellige afhængigt af, hvilken type og parameter de repræsenterer. Klasserne viser relationen til referenceværdien på 1. EK = referenceværdi/observeret værdi for parametre, der forbedrer tilstanden ved faldende værdier (f.eks. næringsstoffer). EK = observeret værdi/referenceværdi for parametre, der forbedrer tilstanden ved stigende værdier (f.eks. sigtddybde)

Parameteren for vurdering af benthiske makroinvertebrater måles en gang årligt ved BQI-indekset (Benthic Quality Index), som integrerer tre parametre; artssammensætning, (forholdet mellem følsomme og tolerante arter), antal arter og antal individer (abundans). Indekset antager at disse parametre forandres ved øget organisk belastning af havbunden med vægt på arternes følsomhed. Følsomheden af forskellige arter over for påvirkninger af miljøet udtrykkes ved en talværdi mellem 1 og 15, hvor 1 er meget tolerant over for påvirkninger og 15 er meget følsom. En lav indekxsværdi udtrykker en stor andel af tolerante arter og omvendt udtrykker høje værdier en stor andel af følsomme arter. Der er udpeget 25 kystvandstyper i Sverige, som hver har sin referenceværdi afhængigt af de naturgivne forhold som bundsubstrat, saltholdighed, dybde, næringsstofniveau m.m. Referenceværdien for indekset er dog ikke tilgængelige, men indekxsværdien og EK-værdien for grænseværdien mellem god og høj er vist. EK-værdien mellem høj og god tilstand varierer mellem 0,57 og 0,89 afhængigt af kysttypen.

Status for makroalger og dækfrøede havplanter i et typeområde beregnes på baggrund af maksimal dybdeudbredelse af et antal flerårige makroalger, primært på hård bund. Arterne er udvalgt efter om de er almindeligt forekommende, lette at identificere og om de forekommer i en relativt stor del af Sveriges kystnære farvande. I blødbundede områder, hvor fastsiddende makroalger er fåtallige, indgår de dækfrøede havplanter i vurderingen. Parameterens anvendelse tager udgangspunkt

i forholdet mellem makrovegetationens dybdeudbredelse og mængden af tilgængeligt lys til deres vækst. Lysmængden er korreleret til effekter af eutrofiering, f. eks. nedsat sigtdybde og øgede mængder af epifytiske alger. Den maksimale dybdeudbredelse af makrovegetation i et område anses som en god indikator for hvor kraftigt miljøet er påvirket af høje næringsstofbelastninger. Sammensætningen af makrovegetation påvirkes af næringsstoffer, saltholdighed og bølgeeksponering. Den enkelte art forekommer ikke overalt og derfor anvendes en kombination af flere arters maksimale dybdeudbredelse til vurderingen.

Klassificeringen er baseret på et pointsystem, hvor der tildeles et antal point mellem 1 og 5 med 5 som det bedste svarende til referenceværdien og 1 som det dårligste. Kriteriet for tildeling af point er dybdegrænsen for de enkelte arter. Hver af de 25 kystvandstyper har sit egen pointgivning. Ved at tage gennemsnittet for de enkelte arters point fås et gennemsnitligt point for et transekt. Herefter findes EK værdien ved at dividere med 5. Hvis der ud fra dybdegrænserne for de enkelte arter er opnået et gennemsnitligt antal point på 3,66 kan EK-værdien beregnes til 0,73 (3,66/5), hvilket svarer til god tilstand jf. klassifikationen i Tabel 5-5. Klassifikationen gælder alle kystvandstyper.

Tabel 5-5 Klassifikationsgrænser af makroalger og frøplanter

Tilstand	EK-interval
Høj tilstand	0,81-1,0
God tilstand	0,61-0,80
Moderat tilstand	0,41-0,60
Ringe tilstand	0,21-0,40
Dårlig tilstand	0-0,20

Det bemærkes, at der ikke har været muligt at finde et beslutningsgrundlag for valg af indikatorarter, som indgår i pointsystemet. Antal og sammensætningen af arter varierer afhængigt af kystvandstypen, hvilket afspejler de forskellige referencetilstande i økosystemerne.

Det kvantitative vurderingsredskab er i Naturvårdsverkets håndbog om klassificering (NFS, 2007a,b) ledsaget af en kvalitativ vurdering af zonerings af arter i de fem tilstandsklasser for hver af de 25 kystvandstyper. Således er der en beskrivelse af udbredelsen og sammensætningen af arter, herunder dominans i de enkelte dybdeintervaller for kystvande i høj tilstand, der kan sidestilles med referencetilstanden. Den kvalitative vurdering indgår dog ikke i Naturvårdsverkets bekendtgørelse om klassificering (NFS, 2008).

Fytoplankton i kystvande og vande i overgangszonen er klassificeret ud fra parametrene biomasse af fytoplankton udtrykt som biovolumen samt klorofyl *a*.

Klassificeringen er baseret på en konkret referenceværdi for de forskellige kystvandstyper. Denne værdi er numerisk sat til en økologisk kvalitetskvotient (EK på svensk eller EQR på engelsk) på 1 mens 0 er den dårligste klasse ud af de 5 klasser (høj, god, moderat, ringe, dårlig). Der indgår ikke en vægtning af sammensætningen af arter i klassificeringen og fastsættelsen af referencetilstand for fytoplankton.

Ved den endelige klassificering af fytoplankton som indikator skal både biovolumen og klorofyl *a* indgå. Det sker ved for hver parameter at beregne en vægtet værdi ud fra en formel som giver en numerisk værdi mellem 0 og 5 til en samlet statusklasse (høj, god, moderat, ringe, dårlig), hvor 5 svarer til referencetilstanden.

Tabel 5-6 Klassifikationsgrænser for fytoplankton baseret på en vægtning af biovolumen og klorofyl a.

Tilstand	Numerisk værdi
Høj tilstand	4-4,99
God tilstand	3-3,99
Moderat tilstand	2-2,99
Ringe tilstand	1-1,99
Dårlig tilstand	0-0,99

Hydromorfologiske kvalitetselementer

I forhold til hydromorfologiske påvirkninger har Sverige udarbejdet grænseværdier for graden af bebyggelse ved kystlinjen, hvor påvirkningsgraden inddeles i 5 kategorier (Tabel 5-7).

Tabel 5-7 Klassegrænser på basis af indikationer for fysisk påvirkning.

Påvirkning	Klasse	Antal bygninger per km strand
Ubetydelig	1	0 - 0,499
Lille	2	0,5 - 3,699
Moderat	3	3,7 - 6,999
Betydelig	4	7 - 9,999
Kraftig	5	≥ 10

Der har ikke været muligt at indhente information om, hvordan dette eventuelt inkluderes i bestemmelsen af referencetilstand og miljømål.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

For sigtdybde findes de højeste referenceværdier i Västerhavet i Skagerraks og Kattegats yderområder. De laveste referenceværdier findes i området ud for Göta Älvs og Nordre Älvs munding. Sigtdybden er naturligt lavere her på grund af store mængder suspenderet materiale, som tilføres kystområdet. I Østersøen er referenceværdierne høje i de ydre områder men bliver gradvist lavere i de indre områder tæt på kysten, hvor der er betydelig grad af ferskvandspåvirkning. I Bottenhavet og Bottenviken er referenceværdierne lavere end i Østersøen på grund af elvenes tilførsel af humusstoffer.

Klassificeringen er baseret på en konkret referenceværdi for de 25 forskellige kystvandstyper. Denne værdi er numerisk sat til en økologisk kvalitetskvotient (EK på svensk eller EQR på engelsk) på 1 mens 0 er den dårligste klasse ud af de 5 klasser

(høj, god, moderat, ringe, dårlig). EK-værdien varierer mellem de enkelte kystvandstyper inden for de enkelte økologiske klasser. I nogle af kystvandstyperne skal referencetilstanden korrigeres ud fra observeret saltholdighed før beregning af EK-værdi og klassificering.

De parametre, som indgår i kvalitetselementet næringsstoffer, er totalmængden af kvælstof og fosfor (TN og TP) om sommeren og vinteren. Om vinteren indgår også opløst kvælstof og fosfor. I Sverige er tilgangen til anvendelsen af næringsstoffer som kvalitetselement baseret på en helhedsbetragtning og ikke kvælstof eller fosfor særskilt. Referenceværdien og klassegrænserne er fastsat ud fra hensyn til tilførsler fra land og havstrømme, biokemiske processer og den naturlige variation i de forskellige kystvande. Udgangspunktet er, at den pelagiske del af kystvandene består af en blanding af ferskvand og havvand, hvor blandingsfaktoren kan bestemmes ud fra målestationernes resulterende saltholdighed. I kystvande med saltholdigheder nær 0 gælder referenceværdier for ferskvand, mens kystvande med saltholdigheder som i åbne havområder får en referenceværdi som i åbne havområder. For at kunne relatere referenceværdierne til en saltholdighed for kystvande imellem de to yderpunkter anvendes en stationær vandudskiftningsmodel (Knudsen relationer), der kan beskrive sammenhængen mellem saltholdighed, TN, TP, DIN, DIP og transport. Det antages, at klassegrænserne for TN og DIN øges noget med mindsket saltholdighed, fordi ferskvand oftest har højere koncentrationer af næringsstoffer end saltvand fra åbne havområder, (Se Figur 10-1 i Bilag 10.4) For DIP og TP antages det modsatte, at klassegrænserne øges med øget saltholdighed, fordi koncentrationerne generelt er noget højere i åbne havområder end i svenske ferskvandsområder.

Der er fastlagt referenceværdier og EK-værdier for TP, TN, opløst N og opløst P for forskellige årstider, saltholdigheder og i alle 25 kystvandstyper i dybder mellem 0-10 m.

Klassificeringen baseres på middelværdien af samtlige EK-værdier. Ved den endelige klassificering af næringsstoffer som kvalitetselement skal middelværdier af alle målte parametre indgå. Det sker ved for hver parameter at beregne en vægtet værdi ud fra en formel som giver en numerisk værdi mellem 0 og 5 til en samlet statusklasse (høj, god, moderat, ringe, dårlig), hvor 5 er referencetilstanden, Tabel 5-8.

Tabel 5-8 *Klassifikation af næringsstoffer baseret på en vægtning af kvælstof og fosfor.*

Tilstand	Numerisk værdi
Høj tilstand	4-4,99
God tilstand	3-3,99
Moderat tilstand	2-2,99
Ringe tilstand	1-1,99
Dårlig tilstand	0-0,99

Iltsvind betragtes i hovedparten af de svenske kystvande som et eutrofieringsproblem. Det vurderes dog, at der også i referencetilstanden kan være områder i bundvandet, hvor iltindholdet er relativt lav. I områder, hvor iltindholdet er lavere end referenceværdien på 3,5 ml/l i bundvandet skal det vurderes, om iltsvindet er sæsonbetonet, flerårigt eller varigt. Vurderingen baseres på middelværdier på måle-

stationerne i perioden januar-maj i tre på hinanden følgende år. Klassifikationen på baggrund af ilt fremgår af Tabel 5-9.

Tabel 5-9 *Klassifikation af ilt baseret på koncentrationer i bundvandet.*

Tilstand	Koncentration af ilt i bundvandet
Høj tilstand	> 3,5 ml/l
God tilstand	3,5-2,1 ml/l
Moderat tilstand	2,1-1,0 ml/l
Ringe tilstand	< 1,0 ml/l
Dårlig tilstand	Svovlbakterier

For udvalgte kystvande og fjorde med naturligt flerårigt iltsvind er der opstillet stedspecifikke referenceværdier og klassificering baseret på den procentuelle andel af bundarealet, som har iltsvind (< 3,5 ml/l) i perioden januar-maj.

Kemisk tilstand

I Sverige er det de regionale myndigheder der udvælger hvilke miljøfarlige stoffer fra EU prioriterede liste (33 stoffer) og yderligere 8 stoffer fra EU's gamle forureningsdirektiv. Hvis alle stoffer ligger over kravværdierne, er den kemiske tilstand at være god, og hvis et eller flere stoffer ikke overskrider kravværdierne er den kemiske tilstand ikke god.

5.4.2 Fastsættelse af miljømål

Vandforvaltningsloven kræver, at vandmyndigheden skal fastsætte bindende miljømål for at beskytte, forbedre og genoprette alle kystvande. Vandmyndighederne skal ved fastsættelsen af miljømål tage udgangspunkt i Naturvårdsverkets bekendtgørelse (NFS, 2008) og de grænseværdier for biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer som adskiller de 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe, dårlig). De fem tilstandsklasser anvendes også ved klassificering af økologisk tilstand ud fra en samlet vurdering af samtlige biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer. Princippet for opstilling af miljømål i Sverige er i overensstemmelse med Vandrammedirektivet, hvor de biologiske kvalitetselementer vejer tungest efterfulgt af fysisk-kemiske kvalitetselementer og til sidst de hydromorfologiske kvalitetselementer.

Sveriges overordnede mål er, at alle kystnære farvande skal have god økologisk tilstand og god kemisk tilstand inden udgangen af 2015. Enkelte kystvande er der karakteriseret som stærkt modificerede og er typisk målsat godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand. Generelt er tidsfristen for målopfyldelse fastsat til 2015 for alle vandområder. Det gælder også enkelte kystvande, men i hovedparten af kystvandene er der anvendt undtagelsesbestemmelser, hvor tidsfristen for målopfyldelse er forlænget til 2021.

5.4.3 Vidensbehov

I februar 2012 blev der holdt en national konference i Sverige om manglende viden i forhold til det videre arbejde med 2. generations vandplaner. De vigtigste konklusioner er:

sioner fra konferencen for så vidt angår kystvande er gennemgået i dette afsnit. Gennemgangen er baseret på et bilag fra konferencen (Bilaga 1 -Behov och brister avseende enskilda kvalitetsfaktorer – synspunkter från workshop för Kartläggning och Analys 2-3 februari 2012).

Næringsstoffer

Vurderingsgrundlaget baseres på næringsstoffer totalt og ikke for fosfor og kvælstof separat. Der er usikkerhed på referenceværdierne i kystvande nærmest land og i meget åbne kystvande. Den forenklede model, som beskriver vandudvekslingen mellem kystnære og åbne kystvande er baseret alene baseret på saltholdighed. Modellen bør nuanceres.

Sigtdybde

Indikatoren vurderes til at være billig, men subjektiv. Den skal indikere eutrofiering, men målinger forstyrres af humusstoffer i den Botniske Bugt.

Ilt

Indikatoren kræver mange data og er derfor ikke anvendelig i den nuværende form. Storskalaændringer i koncentrationer kan dokumenteres, mens det er vanskeligt at vurdere ændringer i lille skala. Tekniske udfordringer med at måle ilt helt tæt på bunden kan medføre overvurdering af den reelle koncentration ved bunden.

Fytoplankton

Indikatoren er relativt god og viser god overensstemmelse med koncentrationen af næringsstoffer. EK-værdien for klorofyl bliver ofte lavere end for biovolumen, selvom de burde være nogenlunde ens for de forskellige tilstandsklasser. Det vurderes at være vigtigt at få klarlagt disse uoverensstemmelser, da klorofyl ofte anvendes som indikator for fytoplankton, frem for den dyrere metode med oparbejdning af fytoplankton til beregning af biovolumen.

Bentiske makroinvertebrater

Indikatoren giver ofte en for god status, i forhold til fytoplankton og vandkemi. Men den vurderes generelt at være en god indikator, der indikerer forskellige typer af påvirkninger som eutrofiering, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. Indikatoren har dog en begrænsning i lavvandede kystvande, idet metoden ikke kan anvendes på dybder under 5 meter. Der er igangsat et arbejde, som skal teste og videreudvikle BQI-indexet til næste vandplanperiode.

Makrovegetation

Indikatoren dybdeudbredelse fungerer ikke tilfredsstillende i områder med få arter og lavvandede områder. Der er behov for at standardisere metoden. Der er igangsat et arbejde med at teste og videreudvikle metoden til næste vandplanperiode.

Fysiske påvirkninger

Der er behov for at udvikle et vurderingsgrundlag på nationalt niveau. Påvirkninger af de fysiske forhold ved trawling, klapping og uddybning af sejltreder kan ikke belyses tilstrækkeligt i forhold til indsatsbehov for målopfyldelse. Det samme gælder tab af habitater langs kysten.

Invasive arter

Effekterne på økologisk tilstand er meget svære at vurdere, da der mangler et vurderingsgrundlag. Forekomst eller ej kan udgøre en simpel form for vurderingsgrundlag, men bør adskilles i naturligt indvandrede arter og invasive arter. Vurderingsgrundlaget kan være kvoten mellem invasive arter og hjemmehørende arter inden for udvalgte taksonomiske grupper.

5.5 Sammenligning

I forhold til metoden for fastsættelsen af referencetilstand er der en stor grad af sammenfald mellem de enkelte lande (Tabel 5-10). Alle lande har således fastsat referencetilstanden for fytoplankton på baggrund af ekspertvurderinger, der tager afsæt i interkalibreringsarbejde, historiske data eller modelberegninger. For makrovegetation er det særligt historiske data, som danner grundlag for fastsættelsen af referencetilstanden. Historiske data anvendes i denne sammenhæng af alle lande, men i varierende kvalitet i forhold til tid og kontinuitet. Ved bentiske makroinvertebrater afspejles landenes tradition for monitoring og anvendelse af makroinvertebrater som indikatororganisme i fastsættelsen af referencetilstande. Holland og Tyskland baserer således målet for referencetilstanden på baggrund af historiske data, der vurderes af eksperter. I Polen var det historiske datagrundlag ikke tilstrækkeligt til fastsættelse af målet for referencetilstanden og derfor er i stedet anvendt statistiske beregninger.

Information om den konkrete metode, der blev anvendt til fastsættelsen af referencetilstanden i Sverige, har ikke været tilgængelig. Da der ikke er kystområder i Sverige med referencetilstand antages det at målet for tilstanden er fastsat ud fra en kombination af historiske data, modellering og ekspertvurderinger, som det er tilfældet i Danmark. Sverige adskiller sig således heller ikke væsentligt fra Holland, Tyskland og Polen.

Hvert af de fire lande omfatter flere vandområder og for flere indikatorer har det enkelte land fastsat forskellige værdier for referenceværdier afhængigt af vandområdets type. Det er således ikke muligt at trække generelle referenceværdier ud på tværs af vandområder eller på tværs af landegrænserne.

Alle landene tager udgangspunkt i Vandrammedirektivets retningslinjer med kravet om minimum "god tilstand" for de enkelte vandområder. "God tilstand" indbefatter "god økologisk tilstand" og "god kemisk tilstand". Den store andel af stærkt modificerede vandområder som konsekvens af århundreders menneskelig indgriben er særlig for Holland. Konsekvenserne af disse ændringer er i flere tilfælde irreversible og derfor er vandområderne målsat til godt økologisk potentiale frem for god økologisk tilstand.

Sverige har, i overensstemmelse med Vandrammedirektivets bestemmelse, lovfæstet, at den økologiske tilstand i kystvandene ikke må forringes i kystvandene. For områder, der er målsat høj tilstand er målsætningen således sat til grænsen mellem god og høj tilstand.

Tabel 5-10 Opsummering af grundlaget for definerings af referencetilstand (R) og miljømål (M) i Holland, Tyskland, Polen og Sverige.

	Holland	Tyskland	Polen	Sverige*
Biologiske kvalitetselementer				
Fytoplankton				
Interkalibreringsarbejde	R, M			
Ekspertvurdering	R	R	R	
Historiske data	R, M	R		
Model-/statistisk beregning	M		R	
Makrovegetation				
Interkalibreringsarbejde	M			
Historiske data	R	R	R	
Ekspertvurdering	R, M	R		
Udvikling/undersøgelser			R	
Makroinvertebrater				
Litteratur	R			
Referenceområder	R, M			
Historiske data	R	R		
Ekspertvurdering	(R)	R		
Model-/statistisk beregning	M		R	
Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer				
Ekspertvurdering		R		
Historiske data		R		
Kemiske kvalitetselementer				
EQS af stoffer på den prioriterede liste	M	M	M	M

*Information om beslutningsgrundlaget for fastsættelsen af målet for referencetilstand foreligger ikke for Sverige, men det antages omfatte en kombination af historiske data, modellering og ekspertvurderinger.

6 Tilstandsvurdering, principper og klassifikation

Medlemslandene i EU vurderer tilstanden af deres kystnære farvande efter en fælles skabelon. Den aktuelle status fastlægges ved at sammenligne værdien af kvalitetselementer med grænseværdier for de enkelte tilstandsklasser. Vandrammedirektivet stiller krav om at grænserne mellem klasserne "høj" og "god" og mellem "god" og "moderat" for biologiske kvalitetsfaktorer bliver interkalibreret. Interkalibreringsarbejdet er udført gennem CIS (Common Implementation Strategy), hvor medlemslandenes klassifikationsgrænser er sammenlignet for de respektive parametre eller kvalitetselementer, og om nødvendigt justeret for at opnå en ensartet beskyttelse af vandmiljøet. Vandområderne inden for EU er delt op i ensartede grupper således at sammenligningen sker under de samme forudsætninger.

I det følgende præsenteres hvordan det enkelte land vurderer miljøtilstanden i deres kystnære farvande samt de principper, der ligger bag vurderingen af de kvalitetselementer, der indgår i klassifikationssystemerne. Endvidere beskrives hvorvidt det enkelte land anvender princippet om "one out - all out".

6.1 Holland

For at vurdere vandområdernes tilstande tildeles hvert kvalitetselement nogle værdier, der tjener som kvalitetskrav. Værdierne for den højeste tilstand angiver uforstyrrede vandområder. Alle værdierne er fastsat af eksperter og valideret på uforstyrrede eller lidt forstyrrede vandområder i Holland eller i udlandet. I nogle tilfælde er der taget udgangspunkt i historiske data. Grænserne mellem de enkelte tilstandsklasser blev valgt ud fra økologiske vurderinger foretaget af eksperter, hvorefter de er valideret på eksisterende vandområder

De fastsatte værdier er omsat til den såkaldte økologiske kvalitetsratio (EQR), der er et udtryk for miljømål.

Holland anvender princippet "one out - all out", hvilket betyder at alle kvalitetselementer som minimum skal opnå god status, for at et vandområde som helhed har god økologisk tilstand. Tilsvarende angives et vandområdes aktuelle økologiske status ved det kvalitetselement, der har den laveste økologiske tilstand.

6.1.1 Biologisk tilstand

Holland har som mål at deres kystnære farvande skal have tilstanden *god*. Fastsættelsen af grænseværdier mellem klassifikationerne inklusiv referencetilstand for de enkelte kvalitetselementer fremgår af nedenstående. Til beregning af EQR for kvalitetselementer, hvori der indgår flere indikatorer, tages normalt gennemsnittet af EQR for hver indikator.

Fytoplankton

Grænseværdien der adskiller *høj* og *god* tilstand for K1 vandområder ved den hollandske kyst er 14 µg/l, hvilket er 90 %-fraktilen af værdierne i perioden fra marts til september (AMOEBAs målinger). Grænsen mellem *god* og *moderat* tilstand er halvanden gange grænsen mellem *høj* og *god* tilstand. Denne faktor er defineret i OSPAR og Vandrammedirektivet, hvilket der ikke har været grund til at afvige fra. Grænserne mellem *moderat* og *ringe* tilstand samt *ringe* og *dårlig* tilstand, er fastsat ved fordobling af den tidligere grænse. Grænseværdierne for K2- og K3-vandområder blev beregnet på tilsvarende vis og ses i Tabel 6-1.

Tabel 6-1 Klassifikationsgrænser for Klorofyl a, (µg/l).

Tilstand	EQR	K1	K2	K3
Reference tilstand	1,0	9,3	9,3	6,7
Høj tilstand	0,8	14	14	10
God tilstand	0,6	21	21	15
Moderat tilstand	0,4	42	42	30
Ringe tilstand	0,2	84	84	60
Dårlig tilstand				

Grænsen mellem høj og god tilstand vedrørende hyppigheden af *Phaeocystis* opblomstringer er sat til 10 % og grænsen mellem god og moderat tilstand er sat til 17 %. Disse grænser blev baseret på ekspertvurdering og er ens for alle vandområder (Tabel 6-2). Dette gør sig også gældende for grænserne mellem moderat og ringe samt mellem ringe og dårlig tilstand.

Tabel 6-2 Klassifikationsgrænser for opblomstringshyppigheder af *Phaeocystis* (%).

Tilstand	EQR	K1, K2, K3
Reference tilstand	1,0	0
Høj tilstand	0,8	10
God tilstand	0,6	17
Moderat tilstand	0,4	35
Ringe tilstand	0,2	80
Dårlig tilstand		

Makrovegetation

For strandenge/marskland er grænseværdien mellem moderat og god tilstand er sat til 2/3 af grænseværdien mellem god og høj tilstand. Ligeledes er de øvrige grænseværdier beregnet som 2/3 af den foregående grænseværdi. Den nedre grænseværdi for hver tilstandsklasse til vurdering af udbredelsen af strandeng (målt som % af vandområdet) ses i Tabel 6-3.

Tabel 6-3 Klassifikationsgrænser for udbredelsen af strandenge (% af vandområde).

Tilstand	EQR	K2	
		Vadehavet	Oosterschelde
Reference tilstand	1,0	13	33
Høj tilstand	0,8	10	25
God tilstand	0,6	6,7	16,7
Moderat tilstand	0,4	4,3	10,8
Ringe tilstand	0,2	2,3	5,8
Dårlig tilstand	0,0		

Den procentvise dækning med havgræsser samt kvaliteten af havgræsbedene indgår også i vurdering af vandområdets tilstand (Tabel 6-4). Klassifikationsgrænserne er etableret på baggrund af Vandrammedirektivets definition, ekspertvurderinger og interkalibrering og kravet til indhold af dværgålegræs og ålegræs for at opnå god status blev sat til henholdsvis 42 og 21 %, hvilket udgør 70 % af referenceniveauerne (60 og 30 %).

Tabel 6-4 Klassifikationsgrænser for areal og kvalitet/tæthed af havgræs (%).

Tilstand	EQR	Havgræsser	
		Areal	Kvalitet/tæthed
Reference tilstand	1,0	12	100
Høj tilstand	0,8	9	90
God tilstand	0,6	7	70
Moderat tilstand	0,4	5	50
Ringe tilstand	0,2	3	30
Dårlig tilstand	0,0		

Bentiske makroinvertebrater

Referenceværdien på 1/10 for B/P-ratioen (biomasse af makroinvertebrater (g askefri tørvægt/m²)/primærproduktion (g C/m²/år)), skal ses som det optimale forhold, hvilket betyder, at både en stigning og et fald i ratioen er udtryk for afvigelse fra den optimale økologiske tilstand. Af samme grund vil der være to grænseværdier tilknyttet grænsen mellem to tilstande, for eksempel mellem moderat og god økologisk tilstand, hvor grænseværdien ligger ved 1/5 og ved 1/20. De fastsatte grænseværdier ses i Tabel 6-5. Grænseværdierne for tæthed, biomasse, artsantal og similaritetsindeks for bentiske makroinvertebrater er baseret på beregningerne af Hoey m.fl. (2007).

Tabel 6-5 Klassifikationsgrænser for B/P-ratio vedrørende bentiske makroinvertebrater

Tilstand	EQR	K1, K2, K3
Reference tilstand	1,0	1/10
Høj tilstand	0,8	1/7,5 1/15
God tilstand	0,6	1/5 1/20
Moderat tilstand	0,4	1/2,5 1/40
Ringe tilstand	0,2	1/1 1/100
Dårlig tilstand	0,0	1/0,33 1/300

Klassifikationsgrænser for tætheden af bentiske makroinvertebrater målt som individer per arealenhed, varierer mellem vandområderne som det ses i Tabel 6-6. For både tæthed og biomasse af makroinvertebrater gælder også, at referenceværdien er et toppunkt, hvorfra den økologiske tilstand karakteriseres som faldende både ved stigende og faldende tæthed/biomasse af bentiske makroinvertebrater.

Tabel 6-6 Øvre og nedre klassifikationsgrænser for tæthed af bentiske makroinvertebrater. (Antal/m²)

Tilstand	EQR	K1, K3	K2	
			Vadehavet	Oosterschelde
Reference tilstand	1,0	4746	2793	7656
Høj tilstand	0,8-1,0	4455 - 5050	2003-3778	6190-9375
God tilstand	0,6-0,8	5050 - 5676 3935 - 4455	3778-5755 935-2003	9375-13.256 4096-6190
Moderat tilstand	0,4-0,6	5676 - 7568 2623 - 3935	5755-7674 623-935	13.256-17.674 2730-4096
Ringe tilstand	0,2-0,4	7568 - 9460 1312 - 2623	7674-9592 312-623	17.674-22.092 1365-2730
Dårlig tilstand	0,0-0,2	9460 - 11.352 0 - 1312	9592-11.509 0-312	22.092-26.510 0-1365

Klassifikationsgrænser for biomasse af bentiske makroinvertebrater målt som g askefri tørvægt per arealenhed, varierer mellem vandområderne som det ses i Tabel 6-7.

Tabel 6-7 Øvre og nedre klassifikationsgrænser for biomasse af invertebrater. (g askefri tørvægt/m²).

Tilstand	EQR	K1, K3	K2	
			Vadehavet	Oosterschelde
Reference tilstand	1,0	23	33	26
Høj tilstand	0,8-1,0	20,6-25,6	30-35	21-32
God tilstand	0,6-0,8	25,6-31,0 16,6-20,6	35-40 27-30	32-42 12-21
Moderat tilstand	0,4-0,6	31,0-41,3 11,1-16,6	40-54 18-27	42-56 8-12
Ringe tilstand	0,2-0,4	41,3-51,7 5,5-11,1	54-67 9-18	56-70 4-8
Dårlig tilstand	0,0-0,2	51,7-62,0 0-5,5	67-79 0-9	70-84 0-4

Klassifikationsgrænser for biodiversiteten målt som henholdsvis antal arter og similitetsindeks varierer også efter vandområde som det fremgår af Tabel 6-8 og Tabel 6-9.

Tabel 6-8 Klassifikationsgrænser for biodiversitet af benthiske makroinvertebrater (antal arter).

Tilstand	EQR	K1, K3	K2	
			Vadehavet	Oosterschelde
Reference tilstand	1,0	115	37	67
Høj tilstand	0,8-1,0	103-115	29-37	47-67
God tilstand	0,6-0,8	97-103	26-29	37-47
Moderat tilstand	0,4-0,6	65-97	17-26	25-37
Ringe tilstand	0,2-0,4	32-65	9-17	12-25
Dårlig tilstand	0,0-0,2	0-32	0-9	0-12

Tabel 6-9 Klassifikationsgrænser for Bray-Curtis similaritetsindeks til vurdering af makroinvertebratsamfund.

Tilstand	EQR	K1, K3	K2	
			Vadehavet	Oosterschelde
Reference tilstand	1,0	1,0	1,0	1,0
Høj tilstand	0,8-1,0	0,90-1,0	0,93-1,0	1-0,83
God tilstand	0,6-0,8	0,88-0,90	0,90-0,93	0,75-0,83
Moderat tilstand	0,4-0,6	0,59-0,88	0,60-0,90	0,50-0,75
Ringe tilstand	0,2-0,4	0,29-0,59	0,30-0,60	0,25-0,50
Dårlig tilstand	0,0-0,2	0-0,29	0-0,30	0-0,25

Til beregning af EQR for benthiske makroinvertebrater beregnes i Holland et vægtet gennemsnit af EQR-scoren fra hvert niveau. For K2 vandområder beregnes dette som:

$$EQR = (1 * (EQR_{niv1}) + 2 * (EQR_{niv2}) + 2 * (EQR_{niv3})) / 5$$

For K1 og K3 vandområder beregnes EQR som:

$$EQR = (1 * (EQR_{niv1}) + 2 * (EQR_{niv3})) / 3$$

For niveau 1 findes kun én indikator, men for niveau 2 og 3 indgår flere indikatorer, så i disse tilfælde beregnes først en samlet score for niveauet:

EQR_{niv2} : beregnes som gennemsnittet af EQR for de enkelte indikatorer

$$EQR_{niv3} = (2 * EQR_{tæthed} + 2 * EQR_{biomasse} + 2 * EQR_{antal\ arter} + EQR_{similaritet}) / 7$$

Hydromorfologisk kvalitetselement

Den procentvise andel af naturlig kystlinje i forhold til den totale kystlinje udgør det hydromorfologiske kvalitetselement. For dette kvalitetselement er der kun fastsat grænseværdier for høj tilstand og god tilstand, da det hydromorfologiske kvalitetselement udelukkende anvendes til at adskille vandområder med høj tilstand fra dem med god tilstand (Tabel 6-10). De to tilstande adskilles ved 80 % naturlig kystlinje.

Tabel 6-10 Klassifikationsgrænser for indikatoren "naturlig kystlinje" (målt i %).

Tilstand	K1	K2	K3
Høj tilstand	80-100	≥ 80-100	80-100
God tilstand	60-80		60-80
Moderat tilstand			
Ringe tilstand			
Dårlig tilstand			

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

De supplerende fysisk-kemiske parametre omfatter temperatur, iltmætning og næringsstofniveau (målt som vinter-DIN), og er ens for alle vandområderne (Tabel 6-11). For koncentrationen af uorganisk kvælstof blev grænseværdien mellem ringe og dårlig tilstand fastsat til 2x forskellen af grænsen mellem moderat og god tilstand.

Tabel 6-11 Klassifikationsgrænser for tilstand af supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer.

Tilstand	K1, K2, K3		
	Temperatur (°C)	Iltmætning (%)	Uorganisk N (mg N/l)
Høj tilstand	≤ 21	≥ 80	≤ 0,22
God tilstand	≤ 25	≥ 60	≤ 0,46
Moderat tilstand	25-27,5	50-60	0,46-0,77
Ringe tilstand	27,5-30	40-50	0,77-0,92
Dårlig tilstand	> 30	< 40	> 0,92

6.1.2 Kemisk tilstand

Den aktuelle tilstand for de hollandske kystnære farvande vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav for den kemiske tilstand, de andre relevante stoffer og de generelle fysisk-kemiske parametre. For de stoffer, hvor rettidig realisering af de fastsatte mål ikke er mulig, bliver belastning og tendens i koncentrationen af stoffet (stigende eller faldende) analyseret. Disse analyser danner grundlag for handleplaner i forbindelse med vandrammedirektivet.

For stoffer, hvor opfyldelsen af vandrammedirektivets mål er et problem, angives hvilke foranstaltninger man vil stræbe efter at forbedre situationen i den næste planlægningsperiode. Det vurderes også om målet vil blive opfyldt i 2015, eller om en af undtagelserne af vandrammedirektivet skal tages i anvendelse.

Hvis vurderingen af kemisk tilstand viser at der er en yderligere forværring af en dårlig tilstand, skal der foretages yderligere analyser. De er baseret på indsigt i belastningen (andel af forskellige kilder og forøgelse på grund af ekstra udledning) og den aktuelle tilstand. Hvis tilstanden er dårlig, eller i nærheden af en lavere klassegrænse, kan en restriktiv tilgang være nødvendig (> 1% stigning er signifikant). Er tilstanden god eller er det langt fra en lavere klassegrænse, så kan en større tærskel for signifikans anvendes. Hvis sådanne undersøgelser konkluderer at der er en reel risiko for forringelse, hvis ikke der foretages yderligere foranstaltninger mod en udledning eller aktivitet. Disse yderligere foranstaltninger kan være yderli-

gere oprensningstrin, justering af placering for udledninger eller justering af fordeling, design eller layout af fysiske interventioner.

6.2 Tyskland

Tyskland vurderer tilstanden af deres kystnære farvande på basis af data fra overvågning af de indikatorer og kvalitetselementer der er gennemgået i afsnit 4.2.

For at opnå miljømålet "god økologisk status", skal alle de biologiske kvalitetselementer vurderes til at være i god tilstand, ingen af de overvågede miljøfarlige stoffer må overskride EQS-grænseværdier og endelig skal støtteparametrene for fysisk-kemiske kvalitetselementer ligge inden for rammerne af et sundt økosystem (Arle m.fl., 2010).

Princippet "one out - all out" anvendes, således at det kvalitetselement med den dårligste tilstand bestemmer områdets generelle tilstand.

Det følgende tager udgangspunkt i hvordan kvalitetselementerne anvendes i tilstandsvurderingen i Slesvig-Holstein og vil som sådan tjene som eksempel for hele landet.

6.2.1 Biologisk tilstand

Klassificering af biologisk tilstand af tyske kystnære farvande sker på baggrund af data for de biologiske kvalitetselementer beskrevet i afsnit 4.2.2. I 2008 blev den første interkalibrerede tilstandsvurdering foretaget, hvor store dele af de kystnære farvande blev vurderet til at være i moderat eller dårlig tilstand (Figur 6-1).



Figur 6-1 Økologisk tilstand af tyske kystnære farvande (fra Voss m. fl., 2010).

De kystnære farvande i Nordsøen er primært fastsat til at være i moderat tilstand, mens områderne i den tyske del af Østersøen blev vurderet til at være i ringe eller dårlig tilstand. Det er primært tilstanden for kvalitetselementerne fytoplankton og

makrofytter, som er årsagen til disse vurderinger, idet deres tilstand er dårligst og derfor bestemmende for den overordnede tilstand jævnfør princippet om "one out - all out".

Fytoplankton

Kvalitetsparameteren fytoplankton i Østersøen er interkalibreret i Baltic GIG, type B12b. I den østlige del af Østersøen anvendes biovolumen af cyanofytter og klorofytter også som indikatorer. De kan ikke anvendes i den vestlige del af den tyske Østersø på grund af høje saliniteter.

Grænsen mellem god og moderat tilstand er i Baltic GIG sat til 1,8 µg/l klorofyl *a*, og er referenceværdien ganget med en faktor 1,5. I vandområder med saltholdighed på 15 psu, svarer det til en nedgang i sigtddybde på 25-27 %. Tilsvarende vil grænsen mellem "meget god" og "god" tilstand i dette vandområde (1,3 µg/l), betyde en nedgang i sigtddybde med 4-8 %.

Tabel 6-12 viser de numeriske økologiske grænser mellem tilstandsklasser fra meget god til dårlig for klorofyl *a*. Referenceværdien refererer til en saltholdighed på 15 PSU. Den procentvise forringelse af sigtddybden (% ST) beregnes ud fra trinvis reduktioner i vandets sigtddybde (ST) i 0,1 M trin (der er kun vist den øvre og nedre af de afrundede klorofylværdier). Koncentrationen af klorofyl *a* beregnes ud fra sigtddybden. Grænselinjer mellem klasserne 1/2 og 2/3 er bestemt af den baltiske GIG. TN er den totale kvælstofkoncentration i µmol/l. Den viste klassifikation svarer til referenceklassifikationen for vandområdet B12 i Østersøen.

Tabel 6-12 Metode til at definere klassegrænser for klorofyl *a* (µg/l) for ydre kystvande (B3/B4 med saltholdighed på 15). Fra Sagert m.fl., 2008.

Klasse	Salinität 15 PSU			
	ST [m]	% ST	TN	Chl <i>a</i>
Referenzwert	10,3	0	12,0	1,2
1 (sehr gut)	10,2	1	12,1	1,2
	10,0	3	12,3	1,2
2 (gut)	9,9	4	12,4	1,3
	9,5	8	12,9	1,3
	9,4	9	13,0	1,4
	9,0	13	13,4	1,4
	8,9	14	13,6	1,5
	8,6	17	13,9	1,5
	8,5	18	14,1	1,6
	8,2	20	14,5	1,6
	8,1	21	14,6	1,7
	7,8	24	15,1	1,7
3 (mäßig)	7,7	25	15,3	1,8
	7,5	27	15,6	1,8
	7,4	28	15,8	1,9
	7,2	30	16,1	1,9
	5,3	49	20,7	2,9
4 (unbefriedigend)	5,2	50	21,1	3,0
	5,1	51	21,4	3,1
	5,0	52	21,8	3,2
	1,8	83	50,5	12,4
	1,7	84	53,0	13,4
5 (schlecht)	<1,6	>85	>55,7	>14,6

For hvert af de inddelte vandområder vurderes koncentrationen af klorofyl *a* for perioden maj-september og sammenlignes med miljøkvalitetskravene. Tabel 6-13 viser tilstandsvurderingen for vandområder i Slesvig-Holstein, for så vidt angår klorofyl *a* koncentrationer. Tabellen viser vandtyper, vandområder, målt værdi, antal værdier, procentuel overskridelse af krav og tilhørende reduktionskrav i procent. For eksempel, ses det at for inder- og yderfjorden af Flensborg Fjord (Flensburger Förde), er kvalitetskravene overskrevet med hhv. 188 og 33 %, svarende til at der skal ske en reduktion af fytoplanktonindholdet med hhv. 65 og 25 %.

Tabel 6-13 Tilstandsvurdering af biologisk tilstand af kystnære farvande i Slesvig-Holstein på baggrund af kvalitetselementet fytoplankton.

Typ	Stationen in Region ... (Bearbeitungsgeb.Nr.)	Chl-a Mittelw.	Anz. Werte	QZ-Überschreitung (%)	Reduktions- anforderung (%)
Flensburger Förde (23)					
B2	Südl. Ochsenseln	6,9	31	188	65
B4	Geltinger /Sonderburger Bucht	2,5	34	33	25
Schlei/Eckernförder Bucht (24, 25)					
B2	Große Breite	72,1	14	2905	97
B2	Lindholm, Tn. 78	50,5	14	2006	95
B2	Kappeln	22,3	18	831	89
B3	Schwedeneck	2,2	13	13	12
B4	Bookniseck	2,4	9	28	22
Baltic-Probstei, Schwentine (26, 27)					
B2	Kieler Innenförde, Höhe Mönkeberg	12,7	7	428	81
B4	Kieler Außenförde, Tn. Kleverberg Ost	2,4	42	28	22
Wagrien/Fehmarn (28)					
B3	Nordöstl. Hohwachter Bucht	1,3	6	-31	-
B3	Fehmarn Ost	1,8	5	-6	-
Baltic-Neustädter Bucht, Schwartau, Trave (29, 31 - 34)					
B2	Trave bei Schlutup	15,8	6	557	85
B2	Trave, Pötenitzer Wiek	19,6	6	717	88
B2	Travemündung	10,6	6	340	77
B3	Neustadt, Tn. Neustadt	2,1	6	12	11
B3	Lübecker Bucht, vor Grömitz	2,2	6	15	13

Makrovegetation

Der er udviklet maksimale dybdegrænser, specifikt for plantesamfund domineret af havplanter og kransnålalger på baggrund af dataanalyse fra feltundersøgelser. Grænserne for de fem klassifikationer blev defineret ud fra fald i lysgennemtrængelighed på 1, 5, 25 og 50 %, og er blevet foretaget for alle udpegede vandområder i forhold til deres respektive saltholdigheder. Derved er der defineret dybdeudbredelsesgrænser for makrofytter for hvert vandområde i Slesvig-Holstein (Tabel 6-14).

Tabel 6-14 Beregnede dybdegrænser (meter) for dækfrøede plantesamfund i indre kystfarvande langs den tyske østersøkyst. Ref: referencetilstand, sg/g: høj/god, g/m: god/moderat, m/u: moderat/ringe, u/s: ringe/dårlig.

EQR_normiert	Ref 1,0	sg/g 0,8	g/m 0,6	m/u 0,4	u/s 0,2	s 0
Mecklenburger Bucht MV						
Wismarbucht	8,0	7,6	6,3	3,5	1,8	0
Salzhaff (Mitte)	5,2	4,6	3,5	1,7	0,9	0
Unterwarnow	6,4	6,0	5,0	2,6	1,4	0
Nordrügensche Boddengewässer						
Libben	7,5	7,2	6,2	3,6	1,9	0
Vitter Bodden	6,1	5,8	5,1	3,0	1,6	0
Schaproder Bodden	6,0	5,7	4,8	2,6	1,3	0
Kubitzer Bodden	7,2	6,7	5,3	2,7	1,4	0
Rassower Strom	6,0	5,8	5,0	2,9	1,6	0
Breetzer Bodden	5,5	5,3	4,5	2,5	1,3	0
Gr. Jasmunder Bodden	5,5	4,7	3,5	1,7	0,8	0
Kl. Jasmunder Bodden	2,7	2,2	1,5	0,7	0,4	0
Strelasund	5,0	4,6	3,7	1,9	1,0	0
Greifswalder Bodden	7,3	7,0	5,9	3,3	1,7	0
Oderzufluss						
Achterwasser	3,2	1,9	1,3	0,6	0,3	0
Peenestrom	3,3	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Kleines Haff	3,0	1,9	1,3	0,6	0,3	0
DZBK						
Grabow	4,0	3,6	2,8	1,4	0,7	0
Barther Bodden	3,2	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Bodstedter Bodden	3,0	2,5	1,8	0,8	0,4	0
Saaler Bodden	3,0	2,1	1,4	0,6	0,3	0
Ribnitzer See	3,0	1,7	1,1	0,5	0,3	0
Schleswig-Holstein						
Flensburger Binnenförde	8,0	7,4	5,9	3,0	1,5	0
Kieler Förde	6,0	5,7	4,7	2,5	1,3	0
Trave	5,4	4,2	2,9	1,4	0,7	0
Orther Bucht	5,2	5,0	4,5	2,7	1,5	0
Schleimünde	5,0	4,3	3,1	1,5	0,8	0
Mittlere Schlei	3,6	3,2	2,4	1,2	0,6	0
Innere Schlei	2,8	2,1	1,4	0,7	0,3	0

Plantesamfund domineret af kransnålalger er de mest følsomme for eutrofiering og findes de ikke i de indre kystnære farvande med tilstanden ringe og dårlig. Af denne grund er der kun angivet dybdegrænser for disse til grænsen mellem klasserne moderat og ringe tilstand. Det betyder, at for grænsen mellem klasserne høj og god anvendes 5 % reduktion af lysgennemtrængelighed og for grænsen mellem klasserne god og moderat anvendes 25 % reduktion af lysgennemtrængelighed. Grænsen mellem moderat og ringe er ens for alle vandområder, hvor lysdæmpningskoefficienten er sat til 0,5 meter.

Den beskrevne procedure kan ikke anvendes på vandområder af typen B1, da de resulterende meget lave dybdeudbredelser for god økologisk tilstand ikke svarer til faktiske forhold. Derfor er grænserne mellem klasserne høj og god samt god og moderat revurderet i de typer af vandområder og baseret på 1 % eller 5 % reduktion af overfladelys. Grænsen mellem moderat og ringe blev fastsat ud fra en 50 % reduktion af lysgennemtrængelighed. Vanskeligheder ved at fastsætte dybdegrænser for alle fem klassifikationsgrænser i meget lave vandområder som for eksempel

strandsøer (laguner), har ført til overvejelser om at anvende evalueringsmetoder udviklet for limniske vandområder.

Overførsel af udbredelsesgrænser til normaliserede EQR-værdier sker ved udlig-ning af udbredelsesgrænser med hinanden og med plantesamfund. Det sker ved at interpolere mellem de klassegrænser, hvor plantersamfundene vokser. Grænsen mellem ringe og dårlig tilstand (EQR 0,2) anvendes ikke for kransnålalger da disse kun forefindes i vandområder med minimum moderat tilstand. EQR for tilstande lavere end moderat er opgjort som EQR 0,4 mellem moderat og ringe og EQR 0,0 for dårlig tilstand.

Bentiske makroinvertebrater

Tilstandsvurderingen af bentiske makroinvertebrater i den tyske del af Østersøen er indeksbaseret ved brug af værktøjet MarBIT (<http://marilim.de/marbit/download/files/MarBIT.pdf>). Det er et multimetrisk system der vurderer bundfauna på basis af komposition, tæthed, andel af følsomme arter samt arter der er forureningsindikatorer. Metoden anvender fem klasser og referencetilstande specifikke for enkelte vandområder eller typer. Det definerer tre habitattyper: blød bund, algedækket og hård bund. Princippet i vurderingen er at uberørte biologiske systemer udvikler sig i kompleksitet, mens påvirkede områder reduceres i kompleksitet. Indekset estimerer kompleksiteten af et bundfaunasamfund på baggrund af data for de fire nævnte kriterier.

Faunaens komposition vurderes ved et taksonomisk spredningsindeks (TSI), som vurderer "til stede/ikke til stede" af arter fra referencelisten. Jo flere arter der er til stede, desto højere værdi samt jo højere taksonomisk værdi, desto større værdistigning.

Tæthed vurderes som fordelingen af individtætheden af indsamlede arter beregnet som afvigelser fra en normalfordeling.

Følsomme arter er predefineret på baggrund af deres biologi, og andelen af dem i forhold til referencelisten udgør den anvendte ratio. På samme måde bliver ratioen af tolerante arter i forhold til referencelisten defineret. På grundlag af de normative definitioner for følsomme arter i Vandrammedirektivet, er forskellige fraktioner tildelt de forskellige tilstandsklasser.

Hvert af de fire kriterier giver et separat indeks som transformeres til et standardiseret interval mellem 0 og 1. Klassegrænserne normaliseres til lige store klasser, så hvert kriteriums bidrag til den samlede EQR kan vurderes. Den samlede EQR-værdi der indberettes til EU, beregnes som medianen af de transformerede indeks.

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Disse kvalitetselementer anvendes kun til at vurdere, hvorvidt referencetilstanden kan være høj eller god, se afsnit 5.2.1.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer anvendes i tilstandsvurderingen således at referencebetingelserne er defineret af disse komponenter, idet de sætter

grænsen mellem meget god og god tilstand. Manglende målopfyldelse af en eller flere af disse, kan også føre til at god tilstand kan nedgraderes til moderat. Udgangspunktet er dog at de biologiske kvalitetselementer bør være tilstrækkelig følsomme og dække alle påvirkningsfaktorer, således at der ikke er en forsinkelse i deres respons, jf. Vandrammedirektivet. Derfor bør en overskridelse af EQR for de supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer samtidigt føre til et respons i en eller flere af de biologiske kvalitetselementer

6.2.2 Kemisk tilstand

Kemisk tilstand i Tyskland vurderes på basis af EQS-værdier for de 33 stoffer på den prioriterede liste og yderligere 8 stoffer fra det gamle forureningsdirektiv samt EQS for nitrat, defineret i nitratdirektivet. Overholder alle niveauer standarderne, sættes den kemiske tilstand til at være "god", hvis en eller flere ikke overholder EQS sættes tilstanden til "ikke god".

Udover de årlige monitoringer, bliver der også målt på stofferne i tilfælde af konkrete udledninger. For stoffer med en høj akut giftighed, er der defineret en maksimal tilladt koncentration som ikke må overskrides.

For en lang række specifikke kemiske stoffer har Tyskland specificeret EQS-værdier i lovgivningen. Disse grænseværdier anvendes til at kontrollere den kemiske tilstand på basis af årlige gennemsnitskoncentrationer fra overvågningen. EQS-værdierne er defineret som beskrevet i Vandrammedirektivets Annex V på basis af laboratorieanalyser af effekter og en kompensationsfaktor (Arle m.fl., 2010). Nogle EQS-værdier har snævre intervaller, der kan være lavere end detektionsgrænser for det pågældende stof og dermed ikke anvendelige i tilstandsvurderinger. Tyskland har derfor valgt at definere deres EQS-værdier primært for sedimentkoncentrationer. Hvis EQS-værdier er mindre end baggrundskoncentrationer anvendes sidstnævnte.

6.3 Polen

Tilstandsvurderingen af vandområder i Polen følger en lovfæstet klassifikationsprocedure¹⁰, og inkluderer en fastsættelse af økologisk og kemisk tilstand, der baseres på henholdsvis biologiske og fysisk-kemiske variable. Økologisk og kemisk tilstand vurderes en gang årligt på baggrund af årets monitoreringsdata og hvert tredje år sammenlignes tilstanden for alle vandområder i Polen, hvor også vandområdernes eutrofieringstilstand vurderes. Således vil overvågningsdata fra perioden 2010-2012 tjene som basis for en samlet tilstandsvurdering af Polens vandopland i 2013. Data og tilstande vil også blive ekstrapoleret til områder hvor der ikke overvåges (Jagusiewicz, 2009).

¹⁰ Regulation of the Minister of the Environment of 20. August 2008, on the classification method of surface water bodies status; OJ of 2008 No.162, item 1008.

Den endelige vurdering af vandområdernes økologiske tilstand bestemmes på baggrund af tilstanden af de tre gennemgåede biologiske indikatorer. Princippet om "one-out, all-out" anvendes og i Polens tilfælde er alle de kystnære farvande vurderet til at være i dårlig tilstand, primært på grund af udfaldet fra fytoplanktondata (Osowiecki m.fl., 2012).

Overvågningen af kystnære marine områder i perioden 2010-2012, bestod af indsamling af data vedrørende biologiske, fysisk-kemiske og kemiske parametre. I 2010 blev eutrofieringstilstanden gældende for perioden 2008-2010 vurderet. Næste vurdering foretages i 2013.

Det polske miljøministerium har uddelegeret overvågningen til en anden myndighed, benævnt cheffinspektoratet for miljøbeskyttelse (www.gios.gov.pl), som strukturerer og afgrænser miljøovervågningen i Polen. "National Authority of water management" udfærdiger forvaltningsplaner for vandoplade, implementerer EU's nitratdirektiv og spildevandsplaner og fastsætter miljømål (Marciniewicz-Mykieta, 2012). Regional overvågning er uddelegeret til regionale enheder, såkaldte "vo-voidships", der fastlægger prøvestationer og specificerer referenceområder. Polens vurdering af kystnære farvandes tilstand baseres på sammenligning af overvågningsdata med de opsatte indikatorkriterier (se afsnit 4.3).

Den generelle tilstandsvurdering indeholder en vurdering af økologisk tilstand og en vurdering af kemisk tilstand. I den økologiske tilstandsvurdering indgår biologiske elementer samt fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteparametre og i den kemiske tilstandsvurdering indgår tilstedeværelsen af miljøfarlige stoffer inklusiv stoffer på den prioriterede liste.

Vandområderne klassificeres efter en skala med 5 kategorier, jævnfør Vandrammedirektivet:

- › Klasse I, meget god økologisk tilstand
- › Klasse II, god økologisk tilstand
- › Klasse III, moderat økologisk tilstand
- › Klasse IV, ringe økologisk tilstand
- › Klasse V, dårlig økologisk tilstand.

Miljømålet for kystnære vandområder i Polen, er en kategorisering i klasse II eller I, hhv. god eller meget god økologisk tilstand.

Tilstanden vurderes på baggrund af overvågningsdata tilvejebragt via overvågningsprogrammer. I Polen er overvågningen struktureret som anbefalet i Vandrammedirektivets Anneks V. Der skelnes mellem tre typer af overvågning: generel, operationel og undersøgende overvågning (Tabel 6-15).

Tabel 6-15 Struktur af overvågningen i polske farvande.

Type	Formål	Frekvens, antal stationer
Overvågning	Generel tilstandsvurdering Vurdering af type og styrke af påvirkninger Vurdering af langtidsændringer i tilstand	Årligt, 16 stationer
Operationel	Tilstandsvurdering af vandområder identificeret som sårbare og ikke kan opfylde miljømål Tilstandsvurdering af vandområder med specifikke mål for brug/udnyttelse Vurdering af virkning af indsatsplaner	7 stationer
Undersøgende	Fastsætte størrelsesorden og påvirkning af forureningshændelser Fastsætte årsager til forskelle mellem vandområders økologiske tilstandsvurderinger	Ad-hoc

6.3.1 Biologisk tilstand

Klassificering af biologisk tilstand i Polen sker på baggrund af fytoplanktondata, da der ikke findes tilstrækkelig data for biomasse eller diversitet (Osowiecki m.fl., 2012). Der er et udviklingsarbejde i gang for at udvikle kvalitetselementer for indikatorerne makrovegetation og bentiske makroinvertebrater, hvor der for begge er defineret referencetilstande i nogle vandområder (se afsnit 5.1), og derfor er disse også behandlet i denne redegørelse.

De øvrige grænser mellem tilstandsklasser er baseret på statistisk analyse af data ("natural breaks"- metode) og ekspertvurdering. Den statistiske metode definerer naturlige brud i data på basis af clustering og vurdering af ensartethed.

Fytoplankton

Grænsen mellem *god* og *moderat* er defineret som 0,1 percentilen af de gennemsnitlige klorofyl a koncentrationer i sommerperioden (juni-sept). I det omfang der er tilgængelig biomasse data, indgår de i tilstandsvurderingen til at beregne en økologisk kvalitetsratio (EQR) som referenceværdi delt med aktuel værdi. Grænserne mellem klassifikationerne ses i Tabel 6-16.

Tabel 6-16 Tilstandsklasser af polske marine områder med hensyn til fytoplankton (klorofyl a og total biomasse). De viste EQR-værdier adskiller tilstandsklasserne.

Høj	EQR 1,00
God	0,9
Moderat	0,6
Ringe	0,4
Dårlig	0,2

Der er også defineret klassifikationsgrænser for den totale biomasse af fytoplankton i sommermånederne juni-september, dog baseret på en relativt lille mængde data (se afsnit 5.3.1). Grænserne ses i Tabel 6-17.

Tabel 6-17 Klassifikationsgrænser for total biomasse af fytoplankton (TPHB) i sommermånederne juni-september i polske kystnære farvande.

Høj	TPhB (ref. = 420,56 mm ³ /m ³)	EQR 1,00
God	879,7	1,0
Moderat	1631,74	0,48
Ringe	3413,75	0,26
Dårlig		0,12

Makrovegetation

Datagrundlaget for kvalitetsvurderingsindekset (MQAI) af dækningsgraden af makrofytter er for lille til at dække alle polske kystnære farvande. Der er kun opstillet klassifikationsgrænser for to vandområder, som egentlig er defineret som overgangsvande, men er medtaget her, da det er forventet at skulle implementeres for kystnære farvande også. Grænserne er vist i Tabel 6-18.

Tabel 6-18 Klassifikationsgrænser for kvalitetsindeks af makrovegetation (MQAI) i polske kystnære farvande.

EQR	MQAI		
	Puck Lagune Ref.=3,3	Ydre Puck Bugt Ref.=4,9	
0,9	2,97	4,41	Høj
0,6 (0,7)	1,98	3,43	God
0,3 (0,4)	0,99	1,96	Moderat
0,1 (0,2)	0,33	0,98	Ringe
			Dårlig

Det omtalte indeks (MQAI) skal dog verificeres med et større datagrundlag, før det kan fuldt implementeres (Osowiecki m.fl., 2012). I øjeblikket kendes den aktuelle tæthed og diversitet af makrofytter ikke i størstedelen af Polens kystnære farvande.

Bentiske makroinvertebrater

Med baggrund i den fastsatte referenceværdi for det multimetriske indeks for bentiske makroinvertebrater (B = 4,9), blev de øvrige klassifikationsgrænser bestemt fra den statistiske "natural-breaks"-metode. Grænserne ses i Tabel 6-19.

Tabel 6-19 *Klassifikationsgrænser for multimetrisk indeks af benthiske makroinvertebrater (B) i polske kystnære farvande.*

Høj	B (ref=4,9)	EQR 1,00
God	3,72	0,76
Moderat	3,18	0,65
Ringe	2,7	0,55
Dårlig	1,91	0,39

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Det har ikke været muligt indhente information om hydromorfologiske kvalitetselementer i Polen.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer anvendes i Polen som støtteparametre, men den samlede tilstandsvurdering baseres udelukkende på hhv. den biologiske og den kemiske tilstand.

6.3.2 Kemisk tilstand

Klassificering af kemisk tilstand for polske kystnære farvande er baseret på en analyse af målinger af prioriterede stoffer og andre forurenende stoffer fra overvågningsprogrammet, og data sammenlignes med fastsatte grænseværdier for kystnære farvande. Det antages, at en god kemisk tilstand opnås, hvis disse ikke overskrides. Er der flere målinger i det samme vandområde, er det den højeste koncentration der sammenlignes med grænseværdier, og eksisterer der ingen målinger i området kan man anvende data fra andre nært tiliggende områder i samme kategori, type og under den samme indflydelse fra menneskelige aktiviteter.

Når den samlede tilstand skal vurderes ud fra økologiske og kemiske tilstandsvurderinger, gøres det efter skabelonen i Tabel 6-20.

Tabel 6-20 *Skabelon for bestemmelse af tilstand for polske kystnære farvande på basis af økologisk og kemisk tilstand (OSJ, 168/2008).*

		Kemisk tilstand	
		God	Ikke god
Økologisk tilstand	Meget god	God vandtilstand	Dårlig vandtilstand
	God	God vandtilstand	Dårlig vandtilstand
	Moderat	Dårlig vandtilstand	Dårlig vandtilstand
	Ringe	Dårlig vandtilstand	Dårlig vandtilstand
	Dårlig	Dårlig vandtilstand	Dårlig vandtilstand

6.4 Sverige

Vandplanen for hvert af de 5 vanddistrikter (afsnit 4.4.1) består af 4 plandokumenter og forskrifter:

- › Forvaltningsplan
- › Indsatsprogram
- › Miljøkvalitetsnormer (målsætninger)
- › Miljøkvalitetsbeskrivelse.

Se eksempel fra vanddistrikt Vesterhavet på

<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/vasterhavet/Pages/default.aspx>

De 4 dokumenter for hvert vanddistrikt beskriver tilsammen mål, retningslinjer, indsatsprogram og redegørelse og kan sidestilles med indholdet i hver af de 23 danske vandplaner. De svenske vandplaner var vedtaget ved udgangen af 2009 som foreskrevet i Vandrammedirektivet.

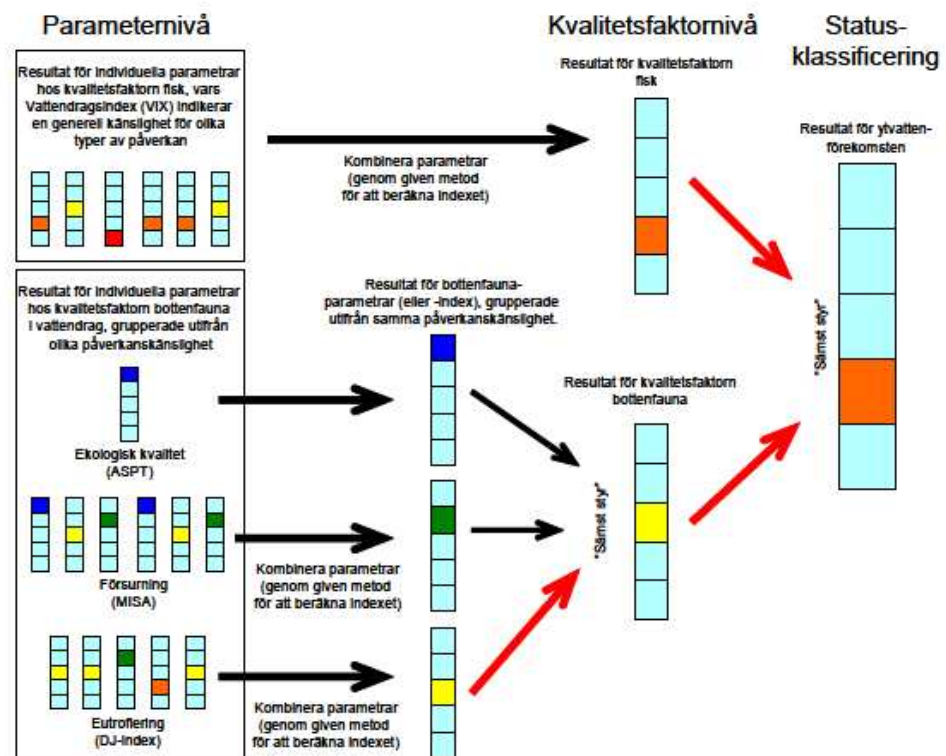
Forskriften for miljøkvalitetsnormer (målsætninger) er baseret på en række love og bekendtgørelser¹¹. Forskriften for miljøkvalitetsnormer oplister nuværende tilstand, målsat økologisk tilstand, målsat kemisk tilstand og tidsfrist for målopfyldelse for vandløb, søer og kystvande. For særligt beskyttede områder kan der være fastsat supplerende krav for fuld målopfyldelse. Det kan være krav om badevandskvalitet eller krav til arter og naturtyper på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder. Hvis den aktuelle tilstand i vandområderne er god eller dårligere er målsætningen normalt fastsat til god status. Hvis den aktuelle tilstand er høj er målsætningen fastsat høj status.

Havs- og vattenmyndigheten har det primære ansvar for miljøovervågningen af kyst og hav, der tager udgangspunkt i kravene til overvågning i Vandrammedirektivet for hav og kystvande. Naturvårdsverket er ansvarlig for den del, der vedrører miljøfarlige stoffer i det marine miljø. Overvågningen gennemføres typisk i 3-6 årlige cykler, hvor indikatorer for tilstanden vurderes i forhold til de fastsatte miljømål.

Sverige retter sig efter "one out - all out" princippet, idet den dårligste klassificering af de biologiske, fysisk-kemiske og hydrologiske tilstandsvurderinger vil være gældende for den generelle tilstandsvurdering. Desuden gælder, at de fysisk-kemiske kvalitetselementer kun kan nedsætte den økologiske tilstand fra høj til god eller fra god til moderat. De hydromorfologiske kvalitetselementer kan kun nedsætte den økologiske tilstand fra høj til god. Kvalitetselementerne fremgår af Naturvårdsverkets bekendtgørelse om klassificering og miljøkvalitetsmål (NFS, 2008). Klassificeringen af tilstanden i kystvande fastlægges ud fra en samlet vægtning af

¹¹ Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Badvattenförordningen (2008:218). Naturvårdsverkets föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (NFS 2008:1). Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljökvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten (SGU-FS 2008:2).

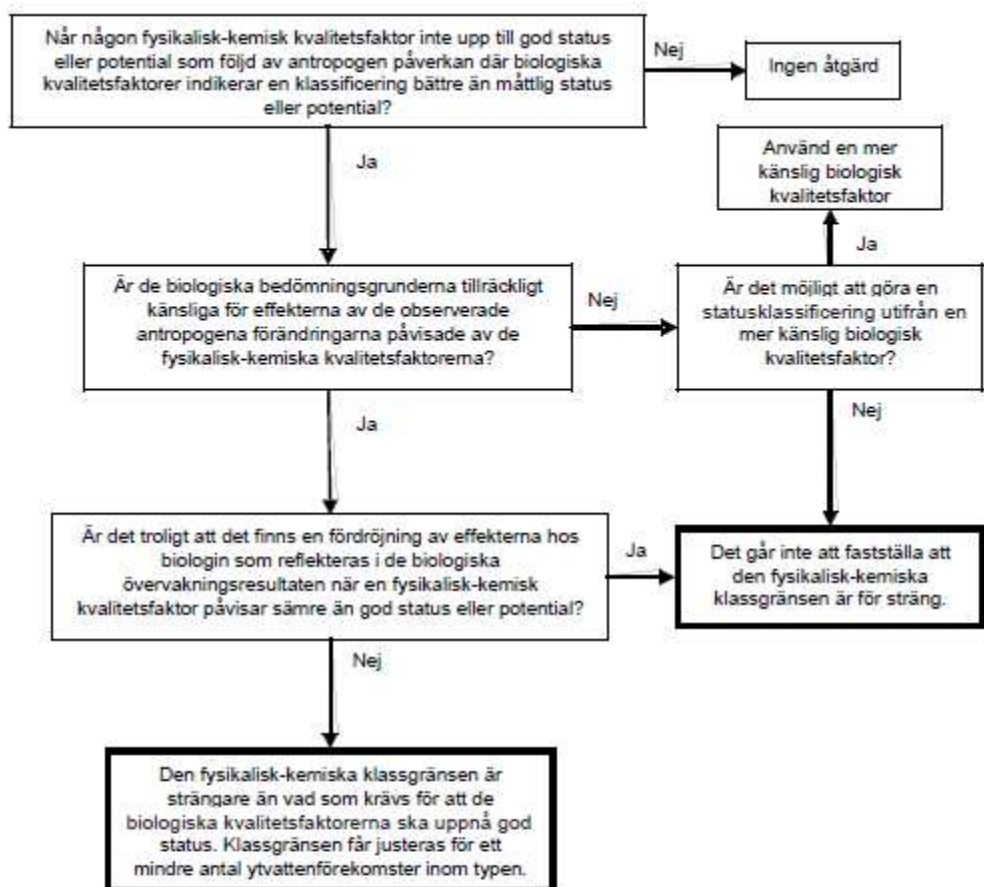
kvalitetselementerne. Når parametrene inden for hvert kvalitetselement er vægtet skal alle kvalitetselementer vægtes sammen for hver vandforekomst efter princippet om, at det dårligst placerede kvalitetselement fastlægger den samlede tilstand. Først vægtes de biologiske kvalitetselementer. Princippet er vist i Figur 6.18. Hvis de viser en moderat tilstand eller ringere bliver det også resultatet for den økologiske tilstand, uanset hvad de fysisk-kemiske kvalitetselementer eller hydromorfologiske kvalitetselementer viser. Hvis de biologiske kvalitetselementer viser en høj eller god tilstand, skal de fysisk-kemiske kvalitetselementer klassificeres. Hvis de fysisk-kemiske kvalitetselementer viser moderat eller dårligere tilstand bliver den samlede økologiske tilstand moderat. Hvis både de biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer viser høj tilstand, klassificeres også de hydromorfologiske kvalitetselementer. Hvis de viser en god eller dårligere tilstand bliver den samlede økologiske tilstand god, og hvis de viser en høj tilstand bliver den samlede økologiske tilstand høj (NFS, 2007).



Figur 6-18 Princip for vægtning af parametre og biologiske kvalitetselementer i svenske vandområder til en samlet klassificering af tilstand.

Der er indføjet en kontrolrutine for fysisk-kemiske kvalitetselementer i de tilfælde, hvor de ikke er i overensstemmelse med de biologiske kvalitetselementer, der er højst rangerende i bedømmelsesgrundlaget for den økologiske tilstand. I overensstemmelse med EU-vejledning nr. 13 kan grænseværdien for de fysisk-kemiske kvalitetselementer justeres i et vandområde, hvis det er åbenbart, at de biologiske kvalitetselementer viser mindst god tilstand, selvom de fysisk-kemiske kvalitets-

elementer indikerer en påvirkning, der kun giver en moderat tilstand. Det er dog kun grænsen mellem god og moderat tilstand, der kan justeres efter denne model. Det er ikke nærmere beskrevet, hvilken faglig og administrativ procedure der ligger bag en sådan justering, men det præciseres i NFS 2007, at vandmyndighederne kun undtagelsesvist må foretage en sådan justering. Processen er vist i Figur 6.19 uden oversættelse til dansk.



Kontrollrutin för att bedöma huruvida en fastställd klassgräns för en fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor inte är tillräckligt sträng i förhållande till de biologiska kvalitetsfaktorena.



Figur 6-19 Kontrolproce for niveau af klassifikationsgrænser for kemisk tilstand i svenske kystnære farvande.

6.4.1 Biologisk tilstand

I det følgende gennemgås de enkelte kvalitetselementer og tilhørende parametre som indgår i de biologiske indikatorer for økologisk tilstand. Det bemærkes, at Sverige har anvendt alle Vandrammedirektivets biologiske kvalitetselementer for kystvande i første planperiode (2009-2015). En undtagelse er dog i de to overgangsvande ved Stockholm og Gøteborg (type 24 og 25), hvor der ikke indgår fisk som kvalitetselement. Det skyldes, at Sverige ikke har kunnet opstille et generelt kvalitetskrav for fisk i overgangsvande på grund af et for spinkelt videngrundlag. Der opstilles i stedet typespecifikke krav til fisk baseret på ekspertvurderinger.

Fytoplankton

Fytoplankton i kystvande og vande i overgangszonen er klassificeret ud fra parametrene biomasse af fytoplankton udtrykt som biovolumen samt klorofyl *a*. Grundlaget for en vurdering af fytoplankton i kystvande og vande i overgangszonen er:

- › Data skal indsamles ud fra standardiserede prøvetagningsmetoder
- › Prøvetagning skal ske mindst tre gange per år i perioden juni-august
- › Data fra mindst 3 år i den seneste seksårsperiode anvendes
- › Data for biovolumen beregnes ud fra størrelsesklasser
- › Klassificeringen af fytoplankton skal baseres på blandingsprøver eller enkeltprøver afhængigt af vanddybden.
- › Klassificering af klorofyl *a* skal baseres på samme vandprøver som data for biovolumen med visse undtagelser.

Klassificeringen er baseret på en referenceværdi for de forskellige kystvandstyper (se Bilag 10.4). Denne værdi er numerisk sat til en økologisk kvalitetskvotient (EK på svensk eller EQR på engelsk) på 1 mens 0 er den dårligste klasse ud af de 5 (høj, god, moderat, ringe, dårlig). EK = referenceværdi/observeret værdi.

Tabellen viser grænseværdierne for adskillelse mellem de 5 klasser. Hvis f.eks. biovolumen for type 1n er sat til $0,8 \text{ mm}^3/\text{l}$ i referencetilstanden er grænsen mellem høj og god tilstand (HG) 0,67 på EK skalaen. En omregning til biovolumen giver således en grænseværdi på $1,20 \text{ mm}^3/\text{l}$ (0,8/0,67). På tilsvarende vis kan der beregnes en grænseværdi mellem god og moderat tilstand på $1,54 \mu\text{g}/\text{l}$ (0,8/0,52). Det vil sige, at kystvande med en klorofylkoncentration mellem 1,2 og $1,54 \mu\text{g}/\text{l}$ har god tilstand. Er koncentrationen lavere er der høj tilstand og er den højere er der moderat, ringe eller dårlig tilstand afhængigt af niveauet.

Der er også foretaget en klassificering baseret på klorofyl *a*. Her kan der på samme måde som med biovolumen beregnes en koncentration af klorofyl ved adskillelsen mellem høj og god tilstand for type 1n på $1,7 \mu\text{g}/\text{l}$ (1,3/0,76)

Ved den endelige klassificering af fytoplankton som indikator skal både biovolumen og klorofyl *a* indgå. Det sker ved for hver parameter at beregne en vægтет værdi ud fra en formel som giver en numerisk værdi mellem 0 og 5 til en samlet statusklasse (høj, god, moderat, ringe, dårlig).

Makrovegetation

Grundlaget for en vurdering af makroalger og dækfrøede planter i kystvande og vande i overgangszonen er:

- › Data baseres på undersøgelser af minimum tre transekter i et område en gang årligt i perioden juli-september.
- › Dybdeudbredelsen af mindst tre arter indgår i transektet
- › Saltholdigheden skal ligge inden for et nærmere angivet interval for det pågældende vandområde
- › Når makroalger anvendes skal det være fra områder med hårbundsprofil og blødbundsprofil når kransalger eller dækfrøede planter anvendes
- › Dybden på transektpositionen skal være større end den maksimale dybde for de medtagne alger i områder klassificeret som høj status, dog ikke dybere end 20 meter.

Status for makroalger i et typeområde beregnes på baggrund af maksimal dybdeudbredelse af et antal flerårige makroalger og nogle få dækfrøede havplanter, primært på hård bund. Arterne er udvalgt efter om de er almindeligt forekommende, lette at identificere og om de forekommer i en relativt stor del af Sveriges kystnære farvande. I blødbundede områder, hvor fastsiddende makroalger er fåtallige, indgår de dækfrøede havplanter i vurderingen. Parameterens anvendelse tager udgangspunkt i forholdet mellem makrovegetationens dybdeudbredelse og mængden af tilgængeligt lys til deres vækst. Lysmængden er korreleret til effekter af eutrofiering, f. eks. nedsat sigtdybde og øgede mængder af epifytiske alger. Den maksimale dybdeudbredelse af makrovegetation i et område anses som en god indikator for hvor kraftigt miljøet er påvirket af høje næringsstofbelastninger. Sammensætningen af makrovegetation påvirkes af næringsstoffer, saltholdighed og bølgeeksponering. Den enkelte art forekommer ikke overalt og derfor anvendes en kombination af flere arters maksimale dybdeudbredelse til vurderingen.

I Sverige opereres der med to vurderingsgrundlag afhængigt af vandområde. Der er ikke noget vurderingsgrundlag for vandområder med store fluktuationer i saltholdighed, da den maksimale dybdeudbredelse i disse områder, har for store variationer imellem år til at det kan anvendes som miljøindikator.

De udvalgte arter som anvendes til bestemmelsen af den maksimale dybdeudbredelse ses i Tabel 6-21. Da der findes en tabel for hver af de 25 kystvandstyper er der kun vist eksempler fra typeområde 1.

Tabel 6-21 Grænser (m) for maksimal dybdeudbredelse af udvalgte makroalger og dækfrøede planter. Hvis arten er fundet på stedet tidligere men nu er forsvundet gives 1 point.

Typ	Taxa	5 poäng om > än:	4 poäng om > än:	3 poäng om > än:	2 poäng om ≤ än:	1 poäng om arten:
1 Väst kustens inre kustvatten	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	7	4	4	utslagen
	<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	18	12	6	6	utslagen
	<i>Rhodomela confervoides</i>	12	7	4	4	utslagen
	<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	utslagen
	<i>Chondrus crispus</i>	8	5	3	3	utslagen
	<i>Delesseria sanguinea</i>	18	12	6	6	utslagen
	<i>Halidrys siliquosa</i>	8	5	3	3	utslagen
	<i>Saccharina latissima</i>	10	7	4	4	utslagen
	<i>Phycodrys rubens</i>	15	10	5	5	utslagen

Data kan dog anvendes i en ekspertvurdering, selv om ikke alle de ovennævnte kriterier er opfyldt.

Bentiske makroinvertebrater

Grundlaget for en vurdering af bentiske makroinvertebrater i kystvande og vande i overgangszonen er:

- › Data fra mindst fem stationer anvendes
- › Prøver er taget på mindst 5 meters dybde
- › Prøver er indsamlet med udstyr, der dækker et bestemt areal af bunden og sigtes i en sigte med 1 mm maskevidde.

Parameteren måles en gang årligt ved BQI-indekset (Benthic Quality Index), som integrerer tre parametre; artssammensætning, (forholdet mellem følsomme og tolerante arter), antal arter og antal individer (abundans). Indekset antager at disse parametre forandres ved øget organisk belastning af havbunden med vægt på arternes følsomhed. Følsomheden af forskellige arter over for påvirkninger af miljøet udtrykkes ved en talværdi mellem log 15, hvor 1 er meget tolerant over for påvirkninger og 15 er meget følsom. En lav indekxsværdi udtrykker en stor andel af tolerante arter og omvendt udtrykker høje værdier en stor andel af følsomme arter.

På den svenske vestkyst er arterne klassificeret efter deres forekomst i forskellige miljøer, hvor arter der findes i artsfattige områder får en lav indekxsværdi, og arter der ofte findes i artsrige områder får en høj indekxsværdi. I Østersøen med dets naturligt lave antal arter er følsomhedsværdien for forskellige arter angivet ved talværdierne 1, 5, 10 eller 15 og er baseret på videnskabelig litteratur og ekspertvurderinger.

Det endelige indeks varierer mellem 0 (død bund) og cirka 22 (høj tilstand).

Hydromorfologiske kvalitetselementer

Hvis grunden til at man ikke kan nå god økologisk tilstand er en hydromorfologisk påvirkning (f.eks. fra en dæmning), og denne påvirkning ikke kan løses uden negativ indvirkning på formålet med aktiviteten, bliver vandmassen forklaret som stærkt modificeret eller kunstig og skal dermed vurderes derefter.

Supplerende fysisk-kemiske kvalitetselementer

Der er opstillet en lang række fysisk-kemiske kvalitetselementer i kystvande og overgangsvande som supplement til de biologiske indikatorer:

- > Sigtdybde
- > Næringsstoffer (kvælstof og fosfor)
- > Ilt.

Grundlaget for en vurdering af sigtdybde i kystvande og vande i overgangszonen er:

- > Klassificering af sigtdybde i skal baseres på data fra månedlige målinger i sommerperioden (juni-august) i en treårsperiode. Prøvetagningen skal udføres i overensstemmelse med HELCOM's COMBINE Manual.
- > For visse kystvandstyper skal der ske en korrektion af referenceværdien ud fra det observerede saltindhold inden endelig klassificering.

Den økologiske kvalitetskotient (EK) beregnes ud fra: $EK = \text{observeret værdi} / \text{reference værdi}$.

I Tabel 6-22 ses en klassificering af sigtdybde for 6 af de 25 kystvandstyper.

Tabel 6-22 Klassificering af sigtdybde baseret på grænseværdier i adskillelsen mellem to klasser. Referenceværdi (Rv) og klassegrænser for økologisk kvalitetskotient (EK).

Typ	Siktdjup (m)	Siktdjup EK			
	RV	HG	GM	MO	OD
Västerhavet					
1n	10,5	0,81	0,67	0,48	0,29
1s	8,0	0,81	0,69	0,50	0,38
2	8,0	0,81	0,63	0,44	0,31
3	12	0,83	0,67	0,42	0,29
25	4,5	0,89	0,67	0,45	0,11
4	10,5	0,90	0,76	0,48	0,33
5	10,5	0,90	0,76	0,48	0,33
6	10	0,80	0,75	0,45	0,30

Næringsstoffer i kystvande og vande i overgangszonen klassificeres ud fra klassegrænserne for vinterkoncentrationen af total kvælstof (TN), total fosfor (TP), opløst

organisk kvælstof ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) og opløst organisk fosfor (PO_4) samt sommerkoncentrationen af TN og TP. En samlet klassificering af næringsstoffer kræver mindst tre års middelværdier. Grundlaget for en vurdering af næringsstoffer i kystvande og vande i overgangszonen er:

- › Data skal være indsamlet med standardiserede prøvetagningsmetoder
- › Prøvetagning skal ske månedsvis
- › Data skal indsamles i både vinterperioden (inden forårsopblomstring) og i sommerperioden
- › Saltholdigheden måles ved hver prøvetagningsdybde
- › Målinger skal ske i diskrete dybder eller med en profilerende sonde (f.eks. CTD-sonde)
- › Prøverne udtages på dybder mellem 0-10 meter. Hvis der er en veludviklet termoklin eller haloklin og dybden er mindre end 10 meter anvendes kun data fra dybder over springlaget.
- › Prøvetagning og analyser foretages af akkrediterede laboratorier i overensstemmelse med HELCOM's COMBINE manual.

Den økologiske kvalitetskvotient (EK) beregnes ud fra: $\text{EK} = \text{observeret værdi} / \text{reference værdi}$.

Klassificeringen skal baseres på middelværdien af samtlige EK-værdier. Ved den endelige klassificering af næringsstoffer som kvalitetselement skal middelværdier af alle målte parametre indgå. Det sker ved for hver parameter at beregne en vægtet værdi ud fra en formel som giver en numerisk værdi mellem 0 og 5 til en samlet statusklasse (høj, god, moderat, ringe, dårlig).

I Bilag 10.4 er vist referenceværdier og klassegrænser for TN og TP i vintermånederne (december-februar) for tre af 25 kystvandstyper. Der findes lignende tabeller for øvrige kystvandstyper og årstider samt for uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor i vintermånederne.

Ilt indgår også som kvalitetselement for kystvande og vande i overgangszonen. Grundlaget for en vurdering af ilt og iltsvind i kystvande og vande i overgangszonen er:

- › Iltindholdet skal måles månedsvis
- › Prøvetagning skal ske i den dybeste del af vandforekomsten i en profil fra overflade til standarddybderne; 0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m... osv. med den dybeste prøve taget en meter over bunden. Ved lavvandede stationer (< 10 m) anvendes dybdeintervaller på 2,5 m.

- › Prøvetagning udføres i overensstemmelse med HELCOM's COMBINE Manual
- › Analyser foretages ved jodometrisk titrering af akkrediteret laboratorium.

I områder, hvor iltindholdet er lavere end referenceværdien på 3,5 ml/l i bundvandet skal det vurderes, om iltsvindet er sæsonbetonet, flerårigt eller varigt. Vurderingen baseres på middelværdier på målestationerne i perioden januar-maj i tre på hinanden følgende år.

Tabel 6-23 *Klassifikationsgrænser for sæsonbetinget iltsvind i bundvandet.*

Tilstand	Koncentration af ilt i bundvandet
Høj tilstand	> 3,5 ml/l
God tilstand	3,5-2,1 ml/l
Moderat tilstand	2,1-1,0 ml/l
Ringe tilstand	< 1,0 ml/l
Dårlig tilstand	Svovlbakterier

For udvalgte kystvande og fjorde med naturligt flerårigt iltsvind er der opstillet stedspecifikke referenceværdier og klassificering baseret på den procentuelle andel af bundarealet, som har iltsvind (< 3,5 ml/l) i perioden januar-maj (Tabel 6-23).

6.4.2 Kemisk tilstand

I Sverige er det de regionale myndigheder der udvælger hvilke miljøfarlige stoffer fra EU prioriterede liste (33 stoffer) og yderligere 8 stoffer fra EU's tidligere forureningsdirektiv. Hvis alle stoffer ligger under kravværdierne, er den kemiske tilstand god, og hvis et eller flere stoffer overskrider kravværdierne er den kemiske tilstand ikke god. Kun de stoffer, der udledes til vandområdet undersøges. Overvågningsdata sammenstilles med klassifikationsgrænser fra Bilag V i Vandrammedirektivet for at bedømme status for den kemiske tilstand (NSF, 2007b). Vandområdet skal både have god økologisk tilstand og god kemisk tilstand for samlet set at have opfyldt målsætningen om god tilstand.

6.5 Sammenligning

Alle fire lande anvender "one out all out" princippet, og adskiller sig således ikke fra hinanden på dette punkt.

De fire lande anvender grænseværdier for den økologiske kvalitetsratio (EQR) til adskillelse af de forskellige økologiske tilstande. I tilstandsvurderingen fastsættes EQR ud fra de målte værdier for hvert kvalitetselement. Der er fastsat grænseværdier for de enkelte indikatorer, som kan omsættes direkte til en EQR-score. Den faktuelle grænseværdi for en given indikator afhænger af landet samt de specifikke vandområder.

Via interkalibreringssamarbejdet mellem de lande, der deler kystvande (GIG), er visse parametre for indikatorer blevet samkørt, og der er fundet frem til fælles klassifikationsgrænser i disse tilfælde. I Tabel 6-24 er vist klassifikationsgrænsen mellem moderat og god tilstand for de interkalibrerede indikatorer. Mellem Tyskland og Holland er der enighed om grænser for parametrene Phaeocystis opblomstringshyppighed og areal/udbredelse af havgræsser i deres tilstødende Vadehavsområder. Tilsvarende er der mellem de tre lande, som har kyster til den vestlige del af Østersøen, enighed om klassifikationsgrænser for klorofyl *a* parameteren.

Tabel 6-24 EQR/dataværdi for grænsen ml. moderat og god tilstand for de indikatorer der er interkalibrerede mellem landene (EU, 2008).

Vandområde og lande	Kvalitetsэлеment	Parameter	EQR/dataværdi
CW B 12b Vestlige Østersø Polen, Sverige og Tyskland	Fytoplankton	Klorofyl <i>a</i>	0,63/1,9 µg/l
NEA 3/4 Vadehav Holland, Tyskland	Fytoplankton	Phaeocystis Opblomstringshyppighed	0,49/17 %
	Makrofytter	Havgræs areal/bundudbredelse (tilladt tab ifht. reference)	0,7/30 %

I Tabel 6-25 ses, hvilke kvalitetselementer landene anvender i deres tilstandsvurdering. Disse er stort set ens for alle landene, men der er forskelle i, hvor detaljerede og velfunderede de er i hvert land. For eksempel har Sverige og Tyskland velunderbyggede dataserier for de biologiske indikatorer makrofytter og bentiske makroinvertebrater, hvor Polen først lige er begyndt at udvikle disse indikatorer. Blandt andet mangler de polske myndigheder at screene alle deres kystfarvande for udbredelsen af ålegræs, og deres indikator for bentiske makroinvertebrater er baseret på et meget lille datagrundlag (Lysiak-Pastuszak, 2012). Ligeledes er der forskelle i anvendelsen af de supplerende fysisk-kemiske støtteparametre, hvor nogle lande som Tyskland og Sverige har udviklet klassifikationsgrænser, i modsætning til Polen, der anvender parametrene alligevel med arbitrært fastsatte grænser mellem god og moderat tilstand.

I vurderingen af kemisk tilstand anvender alle landene som udgangspunkt det samme princip om "one out- all out", således at er der et stof på den prioriterede liste der overstiger EQS-værdierne, så vurderes hele området til at være i "ikke god" tilstand, som så fører til at den bedst mulige økologiske tilstand kan blive moderat.

Tabel 6-25 Sammenligning af indikatorer anvendt i tilstandsvurderinger i de undersøgte lande.

Indikator	Kvalitetselement	Holland	Tyskland	Polen	Sverige
Fytoplankton	Klorofyl <i>a</i>	x	x	x	x
	Phaeocystis	x	x		
	Biovolumen			x	x
Makrofytter	Havgræs	x	x	x	x
	Makroalger		x	x	x
Bentiske makroinvertebrater	B/P	x			
	Tæthed	x	x	x	x
	Biomasse	x	x	x	x
	Diversitet	x	x	x	x
	Følsomhed	x	x	x	x
Morfologiske ændringer	Naturlighed af kystlinje	x			
Supplerende fysisk-kemiske	Ilt	x	x		x
	Næringsstoffer	x	x	(x)	x
	Sigtdybde		x	(x)	x
Miljøfarlige stoffer	Koncentrationer af stoffer på den prioriterede liste	x	x	x	x

7 Indsatsbehov, relaterede påvirkningsfaktorer og opgørelse

I dette kapitel gøres der rede for hvordan de enkelte lande har fastsat deres indsatsbehov og virkemidler. Herunder også hvilke påvirkningsfaktorer, der er inkluderet i fastsættelsen af indsatsbehovet.

7.1 Holland

7.1.1 Påvirkningsfaktorer

Menneskelig aktivitet har betydning for den økologiske tilstand og derfor er en række faktorer, som har indvirkning på kystmiljøet, identificeret. Disse påvirkningsfaktorer omfatter:

- › Eutrofiering
- › Fiskeri
- › Skibstrafik
- › Sandindvinding
- › Uddybning af havbunden (for eksempel sejlrender)
- › Dumpning af optaget havbundsmateriale (klapning).

Påvirkning af parameteren fytoplankton omfatter eutrofiering og generel nedbrydning af habitatet. Disse påvirkninger har også betydning for makrovegetation, der ydermere påvirkes af hydromorfologisk nedbrydning. Bentske makroinvertebrater påvirkes af eutrofiering, ændringer i vandstrømme, generel nedbrydning, hydromorfologisk nedbrydning, ødelæggelse af habitat, forurening med organisk stof samt påvirkning fra eksotiske arter.

Påvirkningsfaktorernes effekt på de enkelte biologiske kvalitetselementer er velkendt fra økologiske undersøgelser og for eksempelvis bentske makroinvertebrater

kan påvirkningen opdeles på tre niveauer: økosystemet (niveau 1), habitat inden for økosystemet (niveau 2) og makroinvertebratsamfundet (niveau 3).

Forholdet mellem niveauerne og de menneskeskabte påvirkningsfaktorer er beskrevet i Tabel 7-1, hvor eksempler på relevante indikatorer for eutrofiering på niveau 1, relevante indikatorer for fiskeri, sandindvinding, uddybning og klappning på niveau 2 og endeligt indikatorer for muslingefiskeri og introducerede arter på niveau 3 er vist.

Tabel 7-1 Eksempel på menneskeskabte påvirkningers effekt på forskellige niveauer af makroinvertebratsamfundet, og de tilhørende indikatorer.

Påvirkningsfaktor	Effekt på benthiske makroinvertebrater	Relevant indikator
Forurening med organisk materiale og tungmetaller	Nogle stoffer har stor påvirkning på blandt andet snegle.	Indikator er ikke implementeret.
Eutrofiering	Ubalance mellem primærproduktion og biomasse af makrofauna.	Primær produktion (pelagisk / benthisk). Total biomasse af makrofauna.
Uddybning og klappning	Reduceret areal med sandbanker og mudderflader.	Areal med sandbanker og mudderflader
"Mussel seed fishery"	Reduceret areal med muslingebanker.	Areal af muslingebanker
Hjertemuslingefiskeri	Reduceret biomasse af hjertemusling.	Biomasse af hjertemusling
Introduktion af eksotiske arter	Ændring i artssammensætningen	Antal arter. Similaritetsindeks.

7.1.2 Indsatsbehov

Ifølge Otte (2012) er det hollandske indsatsprogram fastsat i Beheer- en Ontwikkelingsplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (Rijkswaterstaat, 2009a). Indsatserne er kombineret med andre indsatser, der er nødvendige i andre planer (sikkerhedsplaner og Natura 2000-planer). Alle foranstaltningerne er beskrevet i Bijlage Programma Rijkswateren 2010-2015 (Rijkswaterstaat, 2009b), der i de følgende afsnit omtales som *Programmet*.

Valget af indsatser er sket trinvist, hvor alle potentielle indsatser først blev opgjort. Herefter blev urealistiske indsatser med for store økonomiske konsekvenser fjernet, som for eksempel fjernelse af havne. Derefter blev indsatser, som ville have lille eller ingen effekt fjernet og til sidst fjernede man indsatser, der havde uforholdsmæssige høje omkostninger i forhold til effekten. De resterende indsatser var således dem, der har signifikant økologisk effekt og uden væsentlig negativ indvirkning på funktioner med høj social-økonomisk værdi.

Indsatsernes effekt blev herefter kvantificeret på baggrund af ekspertudsagn og/eller ved beregning (matematisk modellering). I denne forbindelse blev det antaget, at indsatser i alle opstrøms beliggende vandområder vil have fuld effekt, således at disse vandområder opfylder målsætningen. Datagrundlaget til at vurdere effekterne af indsatserne er dog begrænset og derfor overvåges effekten af hver indsats i øjeblikket, således at sammenhængen bliver tilgængelig i fremtiden.

Ikke alle foranstaltninger kan træffes i planperioden og derfor vil nogle først etableres efter 2015. Årsagen til at indsatser ikke kan implementeres før 2015 skyldes manglende finansiering og/eller at procedurerne kræver længere tid. For eksempel når der er usikkerhed om effekten af indsatsen. Programmet omfatter tabeller med indsatser, kvantificering af indsatserne samt information om i hvilken planperiode (2010-2015 eller senere end 2015) de vil iværksættes.

I forbindelse med fastsættelsen af indsatsplanen blev to hovedprincipper taget i betragtning (Otte, 2012b):

- › Ingen forurening må spredes til nedstrøms områder, hvilket betyder, at hvis et nedstrøms vandområde skal have en lavere koncentration af næringsstoffer end et opstrøms vandområde, så må næringsstofniveauet i det opstrøms vandområde også leve op til kravet om en lavere næringsstofkoncentration. Dermed er krav om eksempelvis næringsstofniveauer i kystområderne også indarbejdet i indsatsprogrammerne for opstrøms vandområder.
- › Ved etablering af indsatsplaner for nedstrøms vandområder er det antaget, at opstrøms vandområder opfylder god økologisk potentiale eller god økologisk status, uanset hvad miljømålet er.

Trufne eller planlagte foranstaltninger for at forbedre den økologiske tilstand i de hollandske vandområder, fremgår af tabellerne 13.1-13.4 (side 291 til 303) i Programmet og tabellernes indhold er gengivet i Tabel 7-2.

Tabel 7-2 Virkemidler i det hollandske indsatsprogram.

SGBP kode	Foranstaltning	Type	2010-2015	>2015	Enhed
Den hollandske kyst					
IN15	Fiskepassage ved Katwijk pumpestation	Forbindelse	1	0	Stk.
IN15	Fiskepassage ved Scheveningen	Forbindelse	1	0	Stk.
Vadehavet					
IN20	Naturforbedring Ameland (øst) (135 ha)	Habitat	0	1	Stk.
IN15	Medfinansieret fiskepassage (bl.a. Noorderslenk på Ameland)	Forbindelse	1	0	Lokalitet
BE02	Pilotprojekt med plantning af havgræsser	Habitat	1	0	Stk.

SGBP kode	Foranstaltning	Type	2010-2015	>2015	Enhed
S01	Pilotprojekt genskabelse af tidevandsmuslingebanker	Habitat	1	0	Stk.
S01	Forebygge yderligere kvalitetsforringelse af strandenge på øer	Habitat	0,3	0,7	Stk.
Vadehavskysten					
IN15	Medfinansieret fiskepassage (Zwarte Haan)	Forbindelse	1	0	Stk.
IN20	Undersøgelser mht optimal forbedring af kvaliteten af strandeng/marsk på fastlands-kysten	Habitat	1	0	Stk.
IN20	Gendannelse af strandeng Noord-Friesland Buitendijks	Habitat	200	X	Ha
IN15	Afstrømning af ferskvand ud for Nordfrisland	Forbindelse	1	0	Stk.
Ems-Dollard					
BE02	Gendannelse af naturarealer (Brunner Mond) for at fremme makrofauna	Habitat	1	0	Stk.
S01	Integreret forvaltningsplan for Ems	Habitat	1	0	Stk.
IN15	Medfinansieret fiskepassage (bygge fisketrapper / justere dræning ved Nieuwstatenzijl)	Forbindelse	1	0	Stk.
S01	Undersøgelser af strandeng	Habitat	1	0	Stk.

I forhold til den fysiske og kemiske vandkvalitet har Holland i de seneste årtier prioriteret at reducere forureninger ved kilden, hvilket også vil fortsætte i de kommende år. Dette gøres i praksis på baggrund af principperne om at undgå forurening ved kilden, at anvende den bedste tilgængelige teknik samt at "lade forurenere betale". Foranstaltningerne til forbedring af vandkvaliteten er alle kvantificeret og de kan kategoriseres i seks grupper:

- › Selvkontrol
- › Tilladelser
- › Opretholdelse af love og tilladelser
- › Information og uddannelse
- › Motivering af tredjemand
- › Forskning og undersøgelser.

Der er i særlig grad lagt vægt på at reducere spredningen af næringsstoffer, kobber og zink herunder iværksatte forbedringer af spildevandrensningen. Det er ikke kun virkemidler, der fokuserer direkte på kystområderne, som har effekt på vandkvaliteten der, men også foranstaltninger længere opstrøms i vandsystemet har betydning. Helt konkret kan følgende virkemidler, der er anvendt i opstrøms vandområder i Holland, have positiv effekt på vandmiljøet i kystområderne:

- › Reduceret udledning fra renseanlæg
- › Håndtering af overløb fra renseanlæg
- › Fjernelse af forurenede sediment
- › Udlægning af dyrknings-/gødskningsfrie zone
- › Aktiv vegetations- og vandkvalitetshåndtering.

For kvælstof er indsatsbehovet en reduktion på 40-60 %, hvilket skal ske ved reduktion i udledningen fra landbrug, renseanlæg og udenlandske bidrag samt en reduktion i den atmosfærisk deposition. Målet nås ikke i 2012, men først i 2027 (Rijkswaterstaat, 2009c).

I forhold til vandområdernes kemiske tilstand omfatter indsatsprogrammet blandt andet følgende virkemidler for selve havområderne (Rijkswaterstaat, 2009b), men forbedringer der foretages i floder vil selvfølgelig også forbedrede kystvandområderne:

- › Bedre håndhævelse af strategi i havne
- › Uddannelse af industri og skibsførere
- › Udforskning af forureningskilder (prioritet) farlige stoffer
- › Udforskning af stofstrømme og sammenhænge mellem vandområder med efterfølgende udformning af foranstaltninger
- › Udarbejdelse af håndhævelsesstrategi og intensiv luftovervågning for at øge sandsynligheden for afsløring af ulovlige udledninger til havet.

Det vurderes, at den nuværende nationale og internationale politik for stoffet tributyltin (TBT) sikrer, at problemer med TBT-forurening er løst i 2015 (Rijkswaterstaat, 2009c).

7.2 Tyskland

7.2.1 Påvirkningsfaktorer

Typen af påvirkningsfaktorer og størrelsen af deres påvirkning på Tysklands ni kystnære områder (fem i Nordsøen og fire i Østersøen), er blevet vurderet sammen med vurderingen af potentialet for om de kan opfylde miljømålene for dem. I den forbindelse blev kystnære farvande defineret som områder inden for 1-sømilsgrensen, mens vandområder fra 1-sømilsgrensen og ud til territorialgrænsen ikke var medtaget. Kvalitetslementer for næringsstoffer, specifikke og prioriterede forurenende stoffer samt morfologiske ændringer indgik i analysen (Borchardt m.fl., 2005). Langt størstedelen af 70 tyske kystnære farvande (91 %) blev vurderet til ikke at kunne opfylde miljømålene, 2 % kunne muligvis ikke opnå miljømålene, mens 7 % blev vurderet til umiddelbart at kunne opfylde miljømålene (Borchardt, m.fl., 2005). De primære påvirkningsfaktorer var øget næringsstoftilførsel, forurenende stoffer og hydromorfologiske faktorer. Sidstnævnte inkluderede fysiske ændringer fra havneaktiviteter, råstofudvinding, vedligeholdelse af sejlrender eller kystsikring. Påvirkningen fra forurenende stoffer opdeles i punktkilder og diffuse kilder. Punktkilder er blandt andet spildevandsrensningsanlæg fra bebyggelse og industri, der leder spildevand ud til kystnære farvande direkte eller via floder. Andre punktkilder inkluderer udledninger fra regnvandsreservoirer, hvor betydelige mængder af tungmetaller, fosforbindelser og iltforbrugende stoffer kommer fra samt minedrift, der udleder spildevand til floder. De vigtigste punktkilder for miljøfarlige stoffer i relation til kystnære farvande blev defineret som skibsværfter, havne samt industri og miner. Diffuse kilder spiller en større rolle end punktkilder med hensyn til næringsstoffer (kvælstof og fosfor), pesticider og anden form for forurening som alle stammer fra intensive landbrugsområder.

Til at illustrere påvirkningsfaktorer og indsatsprogrammer i Tyskland er der fokuseret på eksempler fra Slesvig-Holstein i det følgende.

Tysklands indsatsbehov i forhold til eutrofiering, blev fastlagt jævnt før Vandrammedirektivets Anneks II. Relevante indsatsbehov i forhold til kystnære områder ses i Tabel 7-3.

Tabel 7-3 Uddrag af relevante påvirkningsfaktorer og tilhørende indsatsbehov for tyske kystnære farvande.

Påvirkningsfaktorer	Kilder	Indsatsbehov
Næringsstoffer		
Punktkilder	Kommunalt og husholdningsspildevand	Udvidelse og nyetablering af spildevandsrensningsanlæg
Diffuse kilder	Landbrug	Etablering af randzoner
Andre faktorer	Fiskeri	Tiltag ifht. fiskeriforvaltning

Ved fastlæggelsen af de signifikante belastninger og antropogene påvirkningsfaktorer, blev EU-CIS-Guidance dokument nr. 3 "belastninger og påvirkninger", anvendt. Vandområderne er generelt påvirket af flere forskellige faktorer, som kan have forskellig påvirkning på forskellige kvalitetskomponenter. Overlap mellem forskellige indflydelser giver en vis usikkerhed ved identifikation af de vigtigste typer af belastninger og derfor er generelle kriterier for bedømmelse af signifikans fastlagt for at sikre en mulig fælles tilgang i hele vandoplandet. En påvirkning/belastning benævnes signifikant, når den fører til at opfyldelsen af miljømålet god tilstand ikke kan opnås og derved fører til krav om gennemførelse af særlige foranstaltninger.

7.2.2 Indsatsbehov

I forhold til fytoplankton, som er det primære biologiske kvalitetselement i relation til eutrofiering og høje næringsstofbelastninger, omregnes miljømål i fytoplanktonenheder til reduktionsmål i næringsstofenheder, ved et 1:1 forhold, således at et reduktionskrav for fytoplankton på 25 % for Flensborg Fjord (Tabel 6-13), svarer direkte til en 25 % reduktion af både kvælstof- og fosfortilførsler.

Vandområder regionaliseres og får et samlet reduktionsmål, der vurderes til ikke at være påvirket af historiske belastninger som for eksempel indre dele af fjorde, som ofte er belastet med næringsstoffer i sedimentet.

Som eksempel på indsatsprogrammer er der i Tabel 7-4, vist reduktionsmålene for et vandområde i Slesvig-Holstein, hvad angår kvælstof og fosfor.

Tabel 7-4 Reduktionsmål for vandområdet Dithmarsken i 1. planperiode, som skal opnås med de forventede foranstaltninger.

Parameter	Stickstoff	Phosphor
1 Elbe-Nährstofffracht (Bezug: Seemannshöft, Jahr 2006)	90.000 t/a	4.000 t/a
2 Elbe-Anteil an der Belastung der WK Dithmarschen (2/6 = 33% von 1)	30.000 t/a	1.330 t/a
3 Langfristige Reduzierungserfordernis, Gewässertypen vor Dithmarschen, N3 / N4 (- 33 %)	~ 10.000 t/a	~ 440 t/a
4 Handlungsziel FGE Elbe 1. BWZ (N: - 6,4%), (P: -9,1%)	~ 1.920 t/a	~ 120 t/a
5 Fracht aus Einzugsgebieten in Dithmarschen (aktuell)	4.200 t/a	175 t/a
6 Langfristige Reduzierungserfordernis, Gewässertypen vor Dithmarschen, N3 / N4 (- 33 %)	~ 1.400 t/a	~ 60 t/a
7 Handlungsziel FGE Eider 1. BWZ (N: - 17,4%), (P: -23 %)	~ 730 t/a	~ 40 t/a
8 Langfristige Reduzierung f. WK vor Dithm. aus Elbe + Dithm.	~ 11.400 t/a	~ 500 t/a
9 Langfristige Reduzierung für die WK vor Dithmarschen in %	33%	33%
10 Gesamtfracht der WK vor Dithmarschen (aktuell)	~ 34.200 t/a	~ 1505 t/a
11 Summe Handlungsziel 1. BWZ	~ 2.650 t/a	~ 160 t/a
12 Reduzierungsziel für Küsten-WK vor Dithmarschen 1. BWZ	~ 8 %	~ 11 %

I punkt 3er angivet en procentdel som er økologisk begrundet i reduktionskravet for kvalitetselementet klorofyl *a*. Grænseværdien for grænsen mellem klasserne god/moderat er 10,8 mg/l. Analyse af overvågningsdata (2000 - 2006) viser en overskridelse på ca. 33 %. Reduktionskravet er afledt af kravene i de biologiske

kvalitetslementer, hvor 90-percentilen af klorofyl *a* koncentration i sommerperioden er valgt (svarende til den enhed, der anvendes i NEA GIG i interkalibreringsnetværket). Reduktionsmålet i % beregnes ved hjælp af følgende generelle ligning:

$$\text{"mål"} = \frac{C_{\text{ist}} - C_{\text{soll}}}{C_{\text{ist}}} \times 100\%,$$

hvor C_{ist} = den aktuelle koncentration fra overvågningsdata og C_{soll} = den ønskede målkoncentration.

I punkt 4, er angivet et reduktionsmål baseret på den forventede næringsstofreduktion fra de planlagte næringsstofreducerende foranstaltninger i Elbens opland og som er blevet beregnet ud fra effektskøn fra berørte tyske delstater og Tjekkiet.

Overordnet har Tyskland besluttet at for at nå målene i vandrammedirektivet, er disse reduktionskrav fordelt på de tre forvaltningsperioder.

7.3 Polen

Polens indsatsbehov i forhold til deres målsætninger for deres marine områder er defineret via nationale planer for spildevandsrensning og samarbejdet med de øvrige Østersølande igennem HELCOM via Baltic Sea Action Plan (BSAP). Dens primære formål er at opnå en god økologisk status af Østersøens vande ved progressiv reduktion af udledninger af næringsstoffer, primært kvælstof og fosforbelastninger.

Der er kun defineret indsatsbehov i forhold til påvirkningsfaktorer vedrørende eutrofiering, det vil sige udledninger af næringsstoffer primært via spildevand fra punktkilder som bebyggelse og flodudmundinger samt diffuse udledninger.

Inden udgangen af 2015 har Polen som mål at reducere belastningen af totalt kvælstof og fosfor i spildevand med 75 % for at beskytte overfladevand inklusiv kystnære farvande, mod eutrofiering. Dette skal opfyldes ved at modernisere og udbygge eksisterende rensningsanlæg til spildevand og etablere nye anlæg. Indsatsbehovet for spildevand er defineret i et nationalt program for spildevandsforvaltning.

Der foreligger kun sparsom information vedrørende Polens påvirkningsfaktorer og relaterede indsatsbehov. Det omhandler primært reduktioner af udledninger af næringsstoffer fra landbrug, floder, punktkilder som turistområder ved kysten i sommermåneder og lokale virksomheder og bebyggelser (Marciniewicz-Mykieta, 2012).

7.4 Sverige

7.4.1 Påvirkningsfaktorer

Menneskelig aktivitet har betydning for den økologiske tilstand og derfor er en række faktorer, som har indvirkning på kystmiljøet, identificeret i Sverige. Disse påvirkningsfaktorer omfatter:

- › Eutrofiering
- › Miljøfarlige stoffer
- › Invasive arter
- › Fysiske og morfologiske ændringer af havbunden og kyststrækninger
- › Klimaforandringer.

7.4.2 Indsatsbehov

For hvert af de 5 vanddistrikter har vandmyndigheden udarbejdet et indsatsprogram, der skal sikre målopfyldelse i kystvandene. Indsatsprogrammet retter sig mod kommuner og myndigheder. Hvordan indsatsprogrammet helt nøjagtigt skal gennemføres for de enkelte vandområder afgøres af de respektive myndigheder gennem retningslinjer, information og økonomiske og juridiske styringsredskaber i handleplaner, som skal være vedtaget senest i 2012. Kommunerne skal årligt rapportere til vandmyndigheden, hvilke tiltag der er gennemført i det forgangne år. På den måde kan vandmyndighederne løbende vurdere effekten og tage stilling til, om der er behov for yderligere indsats for at sikre opfyldelse af miljømålene.

Den fortsatte eutrofiering af de svenske kystvande medfører sammen med andre påvirkningsfaktorer, at stort set alle kystvande i Sverige ikke har god tilstand. Mange steder er der udbredt dække af hurtigt voksende makroalger, øget vækst af fytoplankton og iltsvind, der påvirker hele økosystemet i negativ retning. En stor del af næringsstofferne kommer fra kilder uden for vanddistrikternes grænser, fra havstrømme, som omgiver nabolandene.

Tilførslen er reduceret betydeligt siden 1990'erne på grund af forbedret spildevandsrensning. Sverige har fortolket EU's nitratdirektiv således, at alle renseanlæg med mere end 20.000 PE og udledninger på mere end 20 ton kvælstof årligt til havet skal have kvælstofrensning, uanset om de ligger ved havet eller inde i landet. Der pågår også et løbende arbejde med at nedbringe næringsstofftilførslen fra regnbetingede udledninger gennem renseforanstaltninger, separatkloakering m.m. Landbruget har reduceret sit tab af kvælstof gennem et systematisk arbejde med miljøstøtteordninger blandt andet finansieret med EU-midler. I perioden 1995 til 2005 er tabet til Sveriges kystvande fra landbrugsarealer reduceret med 7.000 ton N på årsbasis svarende til ca.5 % af den samlede udledning fra Sverige. Miljøstøtteordningerne er i høj grad baseret på frivillighed og understøttes af lokal rådgiv-

ning. Der forventes yderligere effekter af disse ordninger frem til i hvert fald 2013, så det tidligere svenske reduktionsmål på 8.000 ton N nås.

I de mere åbne kystvande udgør den atmosfæriske deposition af kvælstof en stor del af den samlede kvælstoftilførsel, og ca. 85 % heraf kommer fra kilder uden for Sverige. Sverige har gennemført en indsats for at reducere kvælstofudslippet fra industri og forbrænding i øvrigt. Det svenske landbrug har reduceret ammoniakfordampningen med næsten 20 % frem til 2007. Sammen med andre landes indsatser er den samlede atmosfæriske deposition reduceret med ca. 30 % i de seneste årtier.

Vanddistrikternes egne bidrag til kvælstoftilførslen udgør i mange åbne kystvande kun få procent, men i de mest kystnære områder, vige og fjorde er det relative bidrag fra vanddistriktet større og af signifikant betydning for miljøtilstanden. I de områder, hvor vanddistriktets bidrag er meget lavt, er det med de nuværende modeller vurderet meget vanskeligt at beregne effekten af kvælstofreducerende tiltag i vanddistriktet. For på længere sigt at skabe et bedre beslutningsgrundlag har vandmyndighederne igangsat specialstudier af afgrænsede kystafsnit med eutrofieringsproblemer. Resultaterne heraf vil indgå i kommende vandplaner.

Indsatsprogrammerne på land i vandplanerne er især rettet mod forbedringer i vandløb og søer. Mange af de virkemidler, der anbefales i indsatsprogrammet som de mest omkostningseffektive (vådområder, dyrkningsfrie randzoner, styret dræn, ændret jordbehandling, efterafgrøder, braklægning, vandløbsrestaurering, forbedret spildevandsrensning m.m.), som har fosforreduktion som primært mål, vil imidlertid også føre til en reduktion af kvælstoftilførslen.

Sverige har indgået forskellige internationale aftaler om at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor til Østersøen og Kattegat yderligere (f.eks. Baltic Sea Action Plan og HELCOM). I Naturvårdsverkets rapport 5985 om Baltic Sea Action Plan (BSAP) er målet for Østersøen, at der senest i 2012 skal være et eutrofieringsniveau som i 1950. Sverige skal reducere den årlige antropogene tilførsel med 20.800 ton kvælstof og 290 ton fosfor frem til 2021 svarende til udgangen af 2. planperiode. Sveriges totale reduktionsmål er fordelt på:

- › Egentlige Østersø: 8.100 ton kvælstof ud af total antropogen tilførsel på 18.200 ton og 290 ton fosfor ud af en total antropogen belastning på 548 ton fosfor.
- › Øresund: 1.700 ton kvælstof ud af en total antropogen tilførsel på 4.300 ton
- › Kattegat: 11.100 ton kvælstof ud af en total antropogen tilførsel på 20.400 ton.

I vanddistrikt Västerhavet, Södra Östersjön og Norre Östersjön er model programmerne HOME Vatten, S-Hype og SMHIs kustzonsmodell anvendt til at beskrive sammenhængen mellem landtilførsel og resulterende koncentrationer af kvælstof og fosfor i kystvandene. HOME Vatten er et interaktivt modelsystem for landarealer, søer, vandløb og kystvande og er specielt udviklet til vandplanlægning. HOME Vatten kan beregne næringsstofftilførslen fra land og effekter på de enkelte kystvandes vandkvalitet i form af næringsstoffkoncentration, klorofylkoncentration m.m. Modellen giver også en kildefordeling af næringsstofftilførslen og dermed en

opgørelse af, hvilke kilder der bidrager mest. Detaljeringsgraden afhænger af størrelsen af målte deloplande langs kysten og datamængde og -kvalitet. Modellen bruges også til at simulere indsatsprogrammets effekt på vandkvalitet.

I vanddistrikt er der behov for en reduktion af kvælstoftilførslen fra vanddistriktets landarealer på 3.300-5.300 ton N svarende til en reduktion på 40-60 % af nuværende tilførsel. Effekten af indsatsprogrammet er vurderet til 3.000 ton N, hvilket ikke er tilstrækkeligt til at sikre målopfyldelse i kystvandene. I vanddistrikt Södra Östersjön er der behov for en reduktion af kvælstoftilførslen på 3.500 ton kvælstof, og hvis Skånes vestkyst medregnes 5.500 ton kvælstof. I vanddistrikt Västerhavet er der ikke opgjort et reduktionsbehov udover BSAP målet på 8.000 ton N, men vandplanen vil kun reducere tilførslen med 2.500 ton N. Det anføres, at en yderligere reduktion på 5.500 ton N ikke vil kunne gennemføres uden store økonomiske konsekvenser for landbruget i vanddistriktet (Länsstyrelsen i Västmanlands Län, 2009; Länsstyrelsen i Kalmar Län, 2009; Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2009).

Samlet set må det konstateres, at Sverige ikke har gennemført specifikke indsatsprogrammer for kvælstof i vandplanerne, der sikrer målopfyldelse i kystvandene. Beregninger viser, at BSAP vil kunne sikre målopfyldelse i nogle svenske kystvande, men der mangler en tydelig fordeling af indsatsbehov og indsatsprogram mellem vandplanerne og BSAP.

Der nævnes et behov for en videreudvikling af modellerne, så indsatsen på land kan differentieres yderligere. Desuden et behov for at videreudvikle modellerne, så vurderinger af indsatsbehov og effekt af reduceret tilførsel af fosfor fra land kan vurderes.

Mange af kystvandene er Natura 2000-områder. Den indsats, som gennemføres for at reducere næringsstofftilførslen til kystvandene vurderes at få en positiv effekt i forhold til bevaringsstatus. Det er dog ikke præciseret, om god tilstand i henhold til Vandrammedirektivets bestemmelse også medfører gunstig bevaringsstatus i henhold til habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet eller om der er behov for supplerende indsatser.

Fuld opfyldelse af målsætningen kræver, at kystvandene ikke blot har en god økologisk tilstand men også god kemisk tilstand. En opgørelse i vanddistrikt Västerhavet viser, at ca. 6 % af det målsatte kystområde ikke vil have god kemisk tilstand i 2015, hvis kviksølv ikke er medregnet. I Østersøen er tallet højere. Hvis kviksølv medregnes, er der ingen kystvande, som opnår god kemisk tilstand. Der er generelt manglende viden om tilførslen og forekomsten af miljøfarlige stoffer i kystvandene. Indsatsprogrammet retter sig derfor mod en bedre kortlægning af punktkilder og transportveje med et forbedret overvågningsprogram og opbygning af viden om miljøfarlige stoffers effekter. Påvirkninger på grund af anvendelse af sprøjtemidler bør reduceres gennem rådgivning og andre styringsredskaber (ikke nærmere defineret). Udledning af miljøfarlige stoffer til vandmiljøet fra miljøgodkendelsespligtige virksomheder reduceres gennem tilsyn og skærpede udledningskrav.

Mange fremmede arter (invasive arter) kommer til svenske farvande med ballastvand eller havstrømme. I indsatsprogrammet henvises der til behov for en overordnet EU-strategi. Nationalt er der dog taget initiativ til en handlingsplan, som skal bidrage til større fokus på denne påvirkning af vandmiljøet. I indsatsprogrammet er

der sat fokus på at verificere forekomsten af invasive arter og betydningen i forhold til at nå miljømålene i de enkelte kystvande i første planperiode.

Der er identificeret en lang række fysiske og morfologiske ændringer i vandområderne, men de vedrører først og fremmest vandløb og søer. Kystområdet ved Gøtaelvens udmunding i Dana Fjord ved Göteborg er dog et godt eksempel på fysiske og morfologiske ændringer i kystvande. Aktiviteterne i Göteborgs Havn medfører omfattende opslæmning af sediment i form af uddybning af sejlrender og klappning samt påvirkning af strandene og kystområderne på grund af omfattende infrastrukturanlæg. Da Göteborg Havn har stor samfundsmæssig betydning er området udpeget som stærkt modificeret vandområde med målsætningen godt økologisk potentiale. Påvirkninger forsøges mindsket mest muligt ud fra et omkostningseffektivt grundlag og tidsfristen for at opnå godt økologisk potentiale er fastsat til 2021.

Der vurderes i indsatsprogrammet at være et stort behov for øget viden om konsekvenserne for kystvandene af klimaændringer. Øget vandtemperatur og afstrømning fra land, flere storme m.m. kan påvirke miljøtilstanden i overvejende negativ retning. Det kan på sigt resultere i behov for yderligere reduktioner af tab af næringsstoffer for at mindske risikoen for øget eutrofiering og iltsvind. Klimaforandringer og mulige konsekvenser heraf er dog ikke indregnet i vandplanerne i første planperiode.

7.5 Sammenligning

Opgørelse af påvirkningsfaktorer og indsatsbehov varierer mellem landene. Tabel 7-5 sammenligner landenes indsatsbehov og virkemidler. Der er enighed om at de væsentligste påvirkningsfaktorer inkluderer eutrofiering som følge af høje udledninger af næringssalte, og forurening af miljøfarlige stoffer samt hydromorfologiske ændringer. Det ses, at der især i Hollands indsatsprogram fokuseres på virkemidler, der genskaber eller forbedrer de økologiske kvaliteter af kystområderne.

I forhold til eutrofiering, har flere af landene har tidligere iværksat tiltag alene eller i internationale samarbejder, der reducerer næringsstofbelastningen af vandmiljøet, primært fosfor og kvælstof. Alle landene på nær Sverige har specifikke reduktionsmål i forhold til kvælstof i deres implementering af Vandrammedirektivet.

Valget af indsatser er sket som en afvejning af potentiel økologisk effekt kontra økonomiske og ressourcemæssige omkostninger. Flere af landene har vurderet at miljømålene ikke kan nås i indeværende planperiode af økonomiske eller tidsmæssige årsager. I forhold til kemisk tilstand, er indsatsbehov fokuseret på at nedbringe eksisterende kilder til forurening. Både Holland og Sverige har inkluderet yderligere undersøgelser, information og uddannelse samt ændret forvaltning i deres indsatsprogram.

Både Holland og Sverige har inkluderet yderligere undersøgelser, information og uddannelse samt ændret forvaltning i deres indsatsprogram.

Tabel 7-5 *Sammenfatning af de virkemidler Holland, Tyskland, Polen og Sverige inkluderer i deres indsatsprogrammer.*

	Holland	Tyskland	Polen	Sverige
Reduktion af næringsstofftilførsel	x	x	x	x
Etablering af fiskepassage	x			
Ændret fiskeriforvaltning		x		
Integreret forvaltning	x	x		
Udplantning af havgræs (pilotforsøg)	x			
Genskabelse af muslingebanker og anden natur	x			
Terrestrisk naturforbedring / naturgenopretning, herunder strandenge	x			
Verificering og vurdering af invasive arter				x
Udvidelse, forbedring eller nyetablering af renseanlæg	x	x	x	x
Separatkloakering	x	x	x	x
Etablering af randzoner og anden indsats i landbruget	x	x		x
Reduktion i bidraget til den atmosfæriske kvælstofdeposition				x
Selvkontrol	x		x	
Tilladelser/skærpede tilladelser	x		x	x
Opretholdelse af love og tilladelser	x		x	
Information og uddannelse	x	x		x
Motivering af tredje mand	x	x		x
Yderligere undersøgelser herunder etablering af øget viden om effekter af klimaændringer	x			x
Lokalisering af punktkilder med udledning af miljøfremmede stoffer	x	x	x	x

8 Sammenfatning

Denne redegørelse indeholder en gennemgang af fire landes anvendelse af marine værktøjer til implementering af EU's Vandrammedirektiv i kystnære marine farvande. For hvert af landene Holland, Tyskland, Polen og Sverige redegøres der for, hvilke indikatorer og kvalitetselementer der anvendes, for fastsættelsen af referencetilstand og miljømål, hvorledes landene anvender indikatorerne i tilstandsvurderinger af kystvande, samt hvilke indsatsbehov der er defineret og hvilke påvirkningsfaktorer der er inddraget i dette. Informationen er indsamlet ved gennemgang af offentliggjort materiale hos relevante nationale og internationale institutioner og kontakt til myndighedspersoner og faglige eksperter i de enkelte lande.

Holland og Tyskland er de to lande, der samlet anvender flest indikatorer, mens Sverige og Polen anvender lidt færre. Ingen af landene har gennemført en fuld implementering af Vandrammedirektivet med indikatorer for alle biologiske kvalitetselementer jf. Vandrammedirektivets annek 5 (Tabel 2-1). Der er en variation i styrken af indikatorerne, som primært skyldes mængden og kvaliteten af de tidsserier af data, der ligger bag. Alle landene anvender flere indikatorer til bestemmelse af kvalitetselementet "Fytoplankton". Holland og Tyskland anvender opblomstringshyppighed af *Phaeocystis* som indikator, hvilket er relevant for Nordsøen og ikke for Østersøen. For kvalitetselementet "Makrovegetation" bruger alle landene dybdegrænse som en parameter for kvalitetselementet, primært for makroalger og havgræsser. Nogle indikatorer vurderes på forskellig vis i landene. Eksempelvis vurderes havgræs både via dybdegrænse, udbredelse i form af dækning samt kvaliteten af havgræsområder, hvilket vil sige krav til forekomst af arter. For kvalitetselementet "Makroinvertebrater" anvender alle landene en form for indeks, hvori der indgår artssammensætning, abundans og en proportionalitetsfaktor vedrørende følsomhed for påvirkninger. Holland adskiller sig fra de øvrige lande ved at anvende kystlinjens naturlighed som indikator for de morfologiske kvalitetselementer. Dette afspejler at en stor del af Hollands kyst er stærkt fysisk modificeret og har været det i mange år. Indikatoren anvendes dog udelukkende til at adskille høj og god tilstand. Alle landene anvender fysisk-kemiske parametre som støtteindikatorer, herunder næringsstoffer, salinitet, temperatur og iltindhold, men dog kun til at fastsætte hvorvidt høj tilstand er lig med referencetilstand. Tyskland og Holland anvender begge kvaliteten af strandenge i deres tilstandsvurderinger. Til brug for vurdering af den kemiske tilstand refererer alle landene til listen over prioriterede miljøfarlige stoffer i Vandrammedirektivet.

Referencetilstande er generelt defineret på baggrund af en kombination af historiske data og ekspertvurderinger, og for flere af landene med tilstødende kystområder er nogle kvalitetselementer blevet interkalibreret. Det videnskabelige grundlag for referencetilstande varierer, da det er afhængigt af kvaliteten og varigheden af landenes overvågningsprogrammer i historisk tid. Alle lande har således fastsat referencetilstanden for fytoplankton på baggrund af ekspertvurderinger, der tager afsæt i interkalibreringsarbejde, historiske data eller modelberegninger. For makrovegetation er det særligt historiske data, som danner grundlag for fastsættelsen af referencetilstanden. Historiske data anvendes i denne sammenhæng af alle lande, men i varierende kvalitet i forhold til tid og kontinuitet. Ved benthiske makroinvertebrater afspejles landenes tradition for monitoring og anvendelse af makroinvertebrater som indikatororganisme i fastsættelsen af referencetilstande. Holland og Tyskland baserer således målet for referencetilstanden på baggrund af historiske data, der vurderes af eksperter. I Polen har det historiske datagrundlag ikke været tilstrækkeligt til fastsættelse af målet for referencetilstanden, og derfor anvender landet i stedet statistiske beregninger.

Information om den konkrete metode, som anvendes til fastsættelsen af referencetilstanden i Sverige, har ikke været tilgængelig. Da der ikke er kystområder i Sverige med referencetilstand antages det, at målet for tilstanden er fastsat ud fra en kombination af historiske data, modellering og ekspertvurderinger, som det er tilfældet i Danmark. Sverige adskiller sig således heller ikke væsentligt fra Holland, Tyskland og Polen.

Alle fire lande anvender "one out all out" princippet, hvor overskridelse eller manglende målopfyldelse af et kvalitetselement har konsekvenser for den samlede tilstandsvurdering. De fire lande anvender grænseværdier for den økologiske kvalitetsratio (EQR) til adskillelse af de forskellige økologiske tilstande. I tilstandsvurderingen fastsættes EQR ud fra de målte værdier for hvert kvalitetselement. Der er fastsat grænseværdier for de enkelte indikatorer, der kan omsættes direkte til en EQR-score. Via interkalibreringssamarbejdet mellem de lande, der deler kystvande (GIG), er visse parametre for indikatorer blevet samkørt, og der er fundet frem til fælles klassifikationsgrænser i disse tilfælde. Der er forskelle i anvendelsen af de supplerende fysisk-kemiske støtteparametre, hvor nogle lande som Tyskland og Sverige har udviklet klassifikationsgrænser, i modsætning til Polen, der anvender parametrene med arbitrært fastsatte grænser mellem god og moderat tilstand. I vurderingen af kemisk tilstand anvender alle landene som udgangspunkt det samme princip om "one out- all out". Overstiger et stof fra den prioriterede liste EQS-værdierne, vurderes hele området til at være i "ikke god" tilstand, hvilket fører til at den bedst mulige økologiske tilstand er moderat.

Opgørelse af påvirkningsfaktorer og indsatsbehov varierer mellem landene. Der er enighed om, at de væsentligste påvirkningsfaktorer inkluderer eutrofiering som følge af høje udledninger af næringssalte og forurening af miljøfarlige stoffer. Flere af landene har tidligere iværksat tiltag alene eller i internationale samarbejder, der reducerer næringsstofbelastningen af vandmiljøet, primært fosfor og kvælstof. Alle landene på nær Sverige har specifikke reduktionsmål i forhold til kvælstof. Valget af indsatser er sket som en afvejning af potentiel økologisk effekt kontra økonomiske og ressourcemæssige omkostninger. Flere af landene har vurderet, at miljømålene ikke kan nås i indeværende planperiode af økonomiske eller tidsmæssige års-

ger. I forhold til kemisk tilstand, er indsatsbehov fokuseret på at nedbringe eksisterende kilder til forurening. Både Holland og Sverige har inkluderet yderligere undersøgelser, information og uddannelse samt ændret forvaltning i deres indsatsprogram.

9 Referencer

Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Heidemeier, J., Hilliges, F., Hoffmann, A. Koch, D., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Richter, S., Ringeltaube, P., Schilling, P., Schroeter-Kermani, C. Ullrich, A., Wellnitz, J., Wolter, R., 2010. Water Resource Management in Germany Part 2 - Water quality. Irmer, U. & Blondzik, K. (red.). Federal Environment Agency (UBA).

Barenfeld, H., 2012. Telefonsamtale mellem TBKR og Hein Barenfeld, Helpdesk Water p/a Rijkswaterstaat Waterdienst. <http://www.helpdeskwater.nl/algemene-onderdelen/serviceblok/contact/>.

Berg, Torsten. 2012. Personligt interview med Torsten Berg, GIG ansvarlig for udvikling af bundfauna kvalitetselement i Slesvig-Holstein. Marilim Gesellschaft für Gewässeruntersuchung mbH.

Borchardt m.fl., 2005. Environmental Policy. Water Framework Directive - Summary of River Basin District Analysis 2004 in Germany. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU).

Buijse, A.D., Wagemaker, F.H., Bouwhuis, J.S., Ohm, M., 2008. Verantwoordingsrapportage Afleiding Ecologische Doelen Rijkswateren. Deltares, december 2008.

EU, 2008. Kommissionens Beslutning af 30. oktober 2008 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen (meddelt under nummer K(2008) 6016), (2008/915/EF).

Jagusiewicz, A., 2009. The state environmental monitoring programme for the years 2010-2012. The Chief Inspector of Environmental Protection. Polish Ministry of Environment.

KZGW, 2012. Polish National Water Management Authority. <http://www.rdw.org.pl/>.

LAWA, 2012. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. <http://www.lawa.de>

LAWA, 2005. Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern -Empfehlung-. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.

LAWA, 2003. German Guidance Document for the implementation of the EC Water Framework Directive. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Länsstyrelsen i Västmanlands Län, 2009: Åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2009 - 2015.

Länsstyrelsen i Kalmar Län, 2009: Åtgärdsprogram för Södra Östersjöns. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2009: Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015.

Länsstyrelserne, 2012: Behovs- og bristanalys avseende riktlinjer og bedømningsgrunder for statusklassificering, påverkansanalys og riskbedømming i ytvatten

Łysiak-Pastuszek, E., 2012. Telefonisk interview med Elzbieta Łysiak-Pastuszek, Institute of Meteorology and Water Management, National Research Institute, Maritime Branch Gdynia, Department of Oceanography and Baltic Sea Monitoring. Medlem af HELCOM JAB CORESET/TARGREV. [Elzbieta.Lysiak-Pastuszek@imgw.pl]

Łysiak-Pastuszek, E., Krzysiński, W., Lewandowski, Ł., 2009a, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part I – Nutrients, *Oceanol. Hydrobiol. St.*, 38(3): 8799, DOI 10.2478/v10009-009-0037-1.

Łysiak-Pastuszek, E., Krzysiński, W., Lewandowski, Ł., 2009b, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part II – Chlorophyll-*a*, *Oceanol. Hydrobiol. St.*, 38(3): 101-112.

Łysiak-Pastuszek, E., Krzysiński, W., Lewandowski, Ł., 2009c, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part III – Secchi depth, *Oceanol. Hydrobiol. St.*, 38(3): 113-124.

Marciniewicz-Mykieta, M., 2012. Telefonisk interview med. Małgorzata Marciniewicz-Mykieta. Starszy specjalista. Departament Monitoringu i Informacji o Środowisku Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Afdeling for Information og Overvågning, Polens Miljøstyrelse. Warszawa.

NFS, 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön;

NFS, 2007a. Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4.

NFS, 2007b. Naturvårdsverket, 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilag B til Handbok 2007:4.

NFS, 2008. Naturvårdsverket, 2008. Naturvårdsverkets foreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

OSJ, 168/2008. Regulation of the Minister of Environment of 20 August 2008 on the method of the status of surface water bodies.

Osowiecki, A., ŁysiakPastuszek, E., Kruk-Dowgiało, L., Błęńska, M., Brzeska P., Kraśniewski, W., Lewandowski, L., Krzysiński, W., 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV - preliminary assessment. Oceanol. Hydrobiol. Studies, 41: 1-10.

Otte, A., 2012a. WFD in marine areas in The Netherlands. Report prepared for COWI A/S. Report no: R001-2012100201-V01. Bioniers - Ecological engineering, Water, Ecologie.

Otte, A., 2012b. Mailkorrespondance (TBKR) med Adrie Otte den 10. oktober 2012.

Puijenbroek, P.H.T.M. Van, Clement, J., 2010. Basiskaart Aquatisch: de Water-typenkaart. Het oppervlaktewater in de TOP10NL geclassificeerd naar watertype. Planbureau voor de Leefomgeving.

Richter S., m.fl., 2010. Water Framework directive. The way towards healthy waters. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Rijkswaterstaat, 2005. Kwelders en Schoren in de Kaderrichtlijn Water - ontwikkeling van Potentiële Refenties en van Potentiële Goede Ecologische Toestanden. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Rijkswaterstaat, 2009a. Beheer- en Ontwikkelingsplan voor de Rijkswateren 2010-2015. Werken aan een robuust watersysteem.

Rijkswaterstaat, 2009b. Bijlage Programma Rijkswateren 2010-2015. Uitwerking Waterbeheer 21^e eeuw, Kaderrichtlijn Water en Natura 2000. Beheer- en Ontwikkelingsplan voor de Rijkswateren 2010-2015.

Rijkswaterstaat, 2009c. Brondocument Waterlichaam Hollandse kust. Doelen en maatregelen rijkswateren Ministerie van VenW, Rijkswaterstaat.

Sagert S., Selig U., Schubert H. 2008. Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 20, 45-69.

Selig U. Schories D., Pehlke C., Schubert H. 2008. Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 20, 25-44.

- STOWA, 2007. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 2007-32 / RWS-WD 2007-018. Stumpe, J., 2009. National Water Plan 2009-2015. Ministry of Infrastructure and the Environment.
http://english.verkeerenwaterstaat.nl/english/topics/water/water_and_the_future/national_water_plan/
- van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P., 2007. The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive, NIOO-report, 27 April 2007.
- Vos, P.C., 2002. Delta-2003. 5000 jaar terugblik, kaartatlas met toelichting. Landschapsreconstructie van de kustdelta van Zuidwest Nederland in opdracht van het project GEOMOD van het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Utrecht (TNO-rapport, NITG 02-096-B).
- Voss, J., Knaack, J., von Weber, M., 2010. Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009 - Ecological Assessment of German Transitional and Coastal Waters 2009. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee 2010/2. Bund-Länder Messprogramm. http://www.blmp-online.de/PDF/Indikatorberichte/2010_02_s.pdf
- Zagwijn, W.H., 1986. Nederland in het Holoceen, Haarlem (Geologie van Nederland, Deel I).
- Zuiderent, R., 2005. Scope for local interpretation on ecological objectives for the Water Framework Directive MEP/GEP Guidelines in a Nutshell. Ministry of Transport, Public Works and Water Management.

10 Bilag

10.1 Databilag Holland

Referenceartsliste for bentiske makroinvertebrater i salvandssøer (M32), overgangsvande (O2) og kystvand (K1, K2). K2 (nord) er Vadehavet, mens K2 (syd) er Oosterschelde. Listen anvendes også til beregning af Bray-Curtis similaritetsindeks. Listen er en gengivelse af bilag 10 i "Referenties en Maatlatten voor Natuurlijke Watertypen voor de Kaderrichtlijn Water STOWA" (STOWA, 2007). For nærmere oplysninger om den beregningsmetode, se også Van Hoey m.fl. (2007).

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Abludomelita obtusata</i>			0,6		
<i>Abra</i>					0,05
<i>Abra alba</i>		1,7	143	0,02	
<i>Abra nitida</i>			0,02		
<i>Abra tenuis</i>		0,3			
ACTINIARIA	26,1	0,3			1
<i>Ampelisca</i>			0,6		
<i>Ampharete</i>			0,1		3,8
<i>Amphitrite</i>	1,1				
<i>Angulus tenuis</i>		0,08			
ANTHOZOA			43,4		
<i>Aonides paucibranchiata</i>			0,02		
<i>Aora typica</i>				1,9	
<i>Aphelochaeta marioni</i>	278	1581	3,1		381
<i>Arenicola marina</i>	0,6	32,9	1,2	24,9	34,5
<i>Aricidea minuta</i>	0,6		0,03		
<i>Asterias</i>			6,8		
<i>Asterias rubens</i>	1,1				
<i>Atylus falcatus</i>			10		
<i>Atylus swammerdami</i>			7,8		

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Autolytus</i>		0,08	4,9		
<i>Bathyporeia</i>		1,6	67,6	0,7	1
<i>Bathyporeia elegans</i>			5,1		
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>			3,3		
<i>Bathyporeia pelagica</i>			2,9		
<i>Bathyporeia pilosa</i>		80,6	1,3		22,6
<i>Bathyporeia sarsi</i>		20,1	0,1		55,1
<i>Boccardiella ligerica</i>	0,6				28,2
<i>Bodotria scorpioides</i>	1,1				
<i>Cancer pagurus</i>			0,02		
<i>Capitella</i>			659		
<i>Capitella capitata</i>	1277	61,9			104
CAPRELLIDAE			5,9		
<i>Carcinus maenas</i>	7,2	5	1,9	2,4	8,3
<i>Cerastoderma</i>	6,1	886	44,6		236
<i>Cerastoderma edule</i>	7,2			69,3	
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3,3				
<i>Chaetozone setosa</i>				2,3	
<i>Chamelea gallina</i>				0,02	
CIRRATULIDAE	1,1				
<i>Corbula gibba</i>	5				0,9
<i>Corophium</i>	7,8	20,7	0,02	107	3,8
<i>Corophium arenarium</i>		115			28
<i>Corophium bonnellii</i>	38,9				
<i>Corophium insidiosum</i>	453				17,8
<i>Corophium volutator</i>		487	3,4		1
<i>Cossura</i>	6,1				
<i>Crangon</i>					49,9
<i>Crangon crangon</i>		38,6			
<i>Crassostrea</i>	1,7				
<i>Crepidula fornicata</i>	1798				
<i>Cyathura carinata</i>		3,8			
<i>Diastylis</i>			0,1		
<i>Diastylis bradyi</i>			3,7		
<i>Diastylis rathkei</i>			1,2		
<i>Dodecaceria concharum</i>	1,1				
<i>Echinocardium cordatum</i>			44,1	0,02	
<i>Echinocyamus pusillus</i>			0,03		
ECHIURIDA			0,02		
<i>Ensis</i>	1,1	6	19,1		0,5
<i>Eteone</i>	3,3	178	17,8	0,2	18,4
<i>Eteone longa</i>				5,2	
<i>Eulalia viridis</i>	2,2		0,02		

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Eumida</i>			104		
<i>Eumida sanguinea</i>	1,1				
<i>Eurydice</i>		2,5			
<i>Exogone naidina</i>	148				
<i>Flabelligera affinis</i>	1,1				
<i>Gammarus</i>	19,4	1,1	1,7	1,1	104
<i>Gastrosaccus</i>		0,5			
<i>Gastrosaccus spinifer</i>			5,9		
<i>Gattyana cirrosa</i>			0,01		
<i>Glycera</i>	0,8				
<i>Glycera lapidum</i>			0,1		
<i>Glycera tridactyla</i>	2,2				
<i>Harmothoe</i>	1,1	0,4	0,9	3,7	2,2
<i>Harmothoe imbricata</i>	4,4				
<i>Harmothoe impar</i>	1,1				
<i>Haustorius arenarius</i>			1,1		
<i>HeSIONIDAE</i>	1,1				
<i>Heteromastus filiformis</i>	142	12239	25,9	48	14,8
<i>Hinia reticulata</i>	37,8				
<i>Hydrobia ulvae</i>	178	1403	0,1	2255	6277
<i>Hydrobia ventrosa</i>	0,6				
<i>Idotea</i>			0,1		
<i>Idotea chelipes</i>	0,6				
<i>Inachus dorsettensis</i>			0,05		
<i>Iphinoe trispinosa</i>			0,05		
<i>Jassa falcata</i>			0,7		
<i>Kefersteinia cirrata</i>	34,4				
<i>Lagis koreni</i>			60,3		
<i>Lanice conchilega</i>	0,6	7,3	314	26,1	46,9
<i>Lepidochitona cinerea</i>	105				1,9
<i>Lepidonotus squamatus</i>			0,02		
<i>Liocarcinus</i>	8,9				
<i>Liocarcinus arcuatus</i>			0,1		
<i>Liocarcinus holsatus</i>			3,7		
<i>Littorina littorea</i>	18,3				10,3
<i>Lunatia</i>			4,2		
<i>Macoma balthica</i>	0,6	751	156	119	41,1
<i>Macropodia</i>			0,01		
<i>Magelona</i>			67,2		
<i>Magelona mirabilis</i>				0,1	
<i>Malacoceros</i>	1,7	19,6			10,3
<i>Malmgreniella lunulata</i>			7,6		
<i>Megaluropus agilis</i>			0,2		

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Melita</i>			0,02		
<i>Melita palmata</i>	1,7				10,4
<i>Metopa borealis</i>			0,01		
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	774				4,7
<i>Microphthalmus</i>	1,7	0,3	2,5		1,9
<i>Microphthalmus szelkowitzii</i>					0,2
<i>Microprotopus maculatus</i>	38,3		9,7		1,5
<i>Moerella pygmaea</i>			0,005		
<i>Montacuta ferruginosa</i>			26,8		
<i>Mya arenaria</i>	9,4	426	3,1	11	22,8
<i>Mya truncata</i>			0,02		
<i>Mysella bidentata</i>	646	7,5	138	0,7	6,1
<i>Mytilus edulis</i>	21,7	0,3	7,5	18,1	1
<i>Neanthes succinea</i>	39,4	466			
<i>Nemertea</i>	36,7	14,8	55,6	0,2	7,7
<i>Neoamphitrite</i>	2,8				
<i>Neoamphitrite figulus</i>				0,01	
<i>Nephtys</i>		0,6			2
<i>Nephtys caeca</i>		0,2	0,9		
<i>Nephtys cirrosa</i>		1,9	78,3		2,9
<i>Nephtys hombergii</i>	36,7	14,5	65,4	22	41,3
<i>Nephtys longosetosa</i>			2,7		
<i>Nereis</i>	0,6	21,7	0,02		10,6
<i>Nereis diversicolor</i>	1,7	178	0,1	24,9	72,9
<i>Nereis longissima</i>		0,4	23,5	0,2	
<i>Nereis succinea</i>				0,01	
<i>Nereis virens</i>	38,3	0,05	0,1	0,03	4,8
<i>Notomastus latericeus</i>			0,1		
<i>Nymphon rubrum</i>			0,5		
<i>OLIGOCHAeta</i>	1790	1022	25,6		1170
<i>Ophelia borealis</i>			0,7		
<i>Ophiura</i>			1,1		
<i>Ophiura albida</i>			3,7		
<i>Ophiura texturata</i>			36,1		
<i>Orchomene humilis</i>			0,03		
<i>Orchomene nana</i>			0,7		
<i>Ostrea</i>					27,2
<i>OSTREIDAE</i>	61,1				
<i>Owenia fusiformis</i>	15,6				2,3
<i>Pagurus bernhardus</i>					0,4
<i>Paraonis fulgens</i>					2,2
<i>Pariambus typicus</i>					11
<i>Pectinaria koreni</i>					

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Pelecypoda</i>		1,1		16,8	
<i>Petricola pholadiformis</i>		2,8	1,7	2	0,1
<i>Pholoe</i>					
<i>Pholoe minuta</i>				7,6	
<i>Phyllodoce</i>				0,4	
<i>Phyllodoce groenlandica</i>				11,5	
<i>Phyllodoce maculata</i>				0,1	
<i>Phyllodoce mucosa</i>		5	23,1	111	7,8
<i>Phyllodoce rosea</i>				4,6	
<i>Platynereis dumerilii</i>		421			
<i>Podarkeopsis helgolandica</i>				0,02	
<i>Poecilochaetus serpens</i>				1,6	
<i>Polydora</i>		4,4	6,9	2	
<i>Polydora ciliata</i>		154			
<i>Polydora cornuta</i>		195	416		
<i>Polydora ligni</i>			832		
<i>Polydora quadrilobata</i>		0,6			
<i>Pontocrates altamarinus</i>				3,3	
<i>Pontocrates arenarius</i>				1,6	
<i>Pontocrates longimanus</i>				3,4	
<i>Pontophilus trispinosus</i>				0,02	
<i>Processa</i>				0,02	
<i>Pseudocuma longicornis</i>				1,4	
<i>Pseudopolydora pulchra</i>		17,8		2,3	
<i>Pygospio elegans</i>		79,4	3701	19,8	
<i>Retusa alba</i>			6		
<i>Retusa obtusa</i>					0,2
<i>Scalibregma inflatum</i>		2,2		0,02	
<i>Scolelepis</i>			0,4		
<i>Scolelepis bonnieri</i>				10,7	
<i>Scolelepis foliosa</i>				0,3	0,5
<i>Scolelepis squamata</i>				5,1	
<i>Scoloplos armiger</i>	30	114	319	35,4	192
<i>Scrobicularia plana</i>		184		0,4	21,6
<i>Sigalion mathildae</i>			0,02		
<i>Spio</i>		22,7			127
<i>Spio filicornis</i>			719		
<i>Spio martinensis</i>	18,9		44		
<i>Spiophanes bombyx</i>	0,6	0,3	1752		1,8
<i>Spisula</i>		0,1	0,6		
<i>Spisula elliptica</i>			0,01		
<i>Spisula solida</i>			0,05		
<i>Spisula subtruncata</i>			1707	0,02	

Taxa	m32	O2	K1	K2 (nord)	K2 (syd)
<i>Stenothoe marina</i>			0,4		
<i>Sthenelais boa</i>			0,3		
<i>Streblospio benedicti</i>	0,6		0,1		3,8
<i>Syllidia armata</i>	28,3				
<i>Synchelidium maculatum</i>			0,3		
<i>Tellina</i>		2,1	0,6		4,7
<i>Tellina fabula</i>			52,8	0,01	
<i>Tellina tenuis</i>		0,5	11,5	0,1	2,4
<i>Thia scutellata</i>			0,05		
<i>Travisia forbesii</i>			0,05		
<i>Urothoe</i>	2,2			19,2	
<i>Urothoe brevicornis</i>			5,6		
<i>Urothoe poseidonis</i>			92,8		290
<i>Venerupis</i>			0,4		
<i>Venerupis senegalensis</i>	30				

10.2 Databilag Polen

Tabel 10-1 Artsliste for anvendte makrofyter til beregning af MQAI indeks i Polske farvande (efter Osowiecki m. fl., 2012).

Art	Puck Lagune	Ydre Puck Bugt
Positive		
Bangiophyceae		
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour		+
<i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.		+
Angiospermae		
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	
<i>Potamogeton</i> spp.	+	+
<i>Ranunculus baudotii</i> Godr.	+	
<i>Ruppia maritima</i>	+	
<i>Zannichellia palustris</i> L.	+	+
<i>Zostera marina</i> L.	+	+
Negative		
Chlorophyceae		
<i>Chaetomorpha linum</i> (O.F.Müll) (L.) Kütz.	+	
<i>Cladophora glomerata</i> L. Kütz.	+	+
<i>Enteromorpha</i> spp.	+	+
Fucophyceae		
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	+	+
<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellm.	+	+

Tabel 10-2 Liste over arter og grupper af bentiske makroinvertebrater, der anvendes i Polen til vurdering af følsomhed over for eutrofieringseffekter. Sens_i-værdien henviser til en vægning af arten/gruppens følsomhed til brug ved beregning af multimetrisk indeks, B (efter Osowiecki m. fl., 2012).

Sensitive arter (Sens _i =3)	Semi-sensitive arter (Sens _i =2)	Tolerante arter (Sens _i =1)
<i>Priapulus caudatus</i>	Turbellaria	<i>Bylgides sarsi</i>

Sensitive arter (Sens _i =3)	Semi-sensitive arter (Sens _i =2)	Tolerante arter (Sens _i =1)
<i>Pholoe minuta</i>	<i>Halicryptis spinulosus</i>	<i>Hediste diversicolor</i>
<i>Pygospio elegans</i>	Nemertina	<i>Marenzelleria neglecta</i>
<i>Fabricia sabella</i>	<i>Gammarus sp.</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Manayunkia aestuarina</i>	<i>Diastylis rathkei</i>	<i>Streblospio shrubsolii</i>
<i>Heterotanaïs oerstedii</i>	<i>Hydrobia sp.</i>	Oligochaeta
<i>Cyathura carinata</i>	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<i>Saduria entomon</i>
<i>Idotea sp.</i>	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	<i>Corophium volator</i>
<i>Jaer asp.</i>	<i>Lymnaea peregra</i>	<i>Chorophium multisetosum</i>
<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Mytilus edulis trossulus</i>	Chironomidae
<i>Eurydice pulchra</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Macoma balthica</i>
<i>Lekanosphaera hookeri</i>		<i>Mya arenaria</i>
<i>Sphaeroma rugicauda</i>		
<i>Bathyporeia pilosa</i>		
<i>Pontoporeia femorata</i>		
<i>Leptocheirus pilosus</i>		
<i>Calliopius laeviusculus</i>		
<i>Melita palmata</i>		
<i>Cerastoderma glaucum</i>		

10.3 Databilag Tyskland

Tabel 10-3 Referencetilstande for næringsstoffer i Østersøen

Background levels and benchmarks for good status (mean values) for nutrients [in mgN/l, mgP/l] in all types of coastal waters of the Baltic Sea

- The respective background level is specified in brackets [].
- The first value represents the low salt content in the water body and the second one the high salt content.

Type of water	Salinity Ø	Background level					Benchmark for good status (1.5 x Ref.)				
		TN [Year]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Year]	PO ₄ [Winter]	TN [Year]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Year]	PO ₄ [Winter]
B1	1.8-3.5	0.14	0.10	0.07	0.016-0.009	0.007-0.004	0.21	0.15	0.11	0.025-0.016	0.009-0.006
B2	5-18	0.18-0.11	0.11-0.08	0.07-0.04	0.019-0.009	0.008-0.004	0.28-0.17	0.17-0.13	0.11-0.06	0.028-0.016	0.012-0.006
B3	6.5-15	0.17-0.13	0.10	0.07	0.019-0.012	0.008-0.005	0.25-0.20	0.15	0.11	0.028-0.019	0.012-0.008
B4	10.5-20	0.14	0.10	0.07	0.019-0.016	0.007-0.006	0.21	0.15	0.11	0.028-0.025	0.0118-0.008
Arkona Sea	7-9	0.14	0.035-0.030	0.035-0.030	0.014	0.009-0.008	0.21	0.05-0.04	0.05-0.04	0.022	0.014-0.012

Tabel 10-4 Referencetilstande for næringsstoffer i Nordsøen

Background levels and benchmarks for good status (mean values) for nutrients [in mgN/l, mgP/l] in estuaries and coastal waters of the North Sea (Brockmann, 2005)

- The respective background level is specified in brackets [].
- The first value represents the low salt content in the water body and the second one the high salt content.

Type of water	Salinity Ø	Background level					Benchmark for good status (1.5 x Ref.)				
		TN [Year]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Year]	PO ₄ [Winter]	TN [Year]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Year]	PO ₄ [Winter]
N1	29.6 – 31.5	0.17	0.13	0.10	0.02	0.0078	0.27	0.20	0.14	0.034	0.012
N2	29.0 – 29.7	0.17	0.13	0.10	0.02	0.0078	0.27	0.20	0.15	0.034	0.012
N3	23.4 – 30.5	0.20	0.15	0.12	0.02	0.0078	0.30	0.24	0.18	0.034	0.012
N4	16.4 – 27.1	0.22	0.18	0.14	0.02	0.0080	0.36	0.28	0.21	0.034	0.012
N5	32.0	0.15	0.13	0.10	0.02	0.0078	0.24	0.20	0.15	0.034	0.012
T1, T2	3.6 – 23.4	0.30-0.18	0.24-0.14	0.18-0.10	0.025-0.01	0.008-0.004	0.5-0.3	0.4-0.2	0.28-0.17	0.034-0.016	0.012-0.006
German Bight (inshore)	29.8 – 31.5	0.17	0.13	0.09	0.02	0.0078	0.25	0.20	0.14	0.035	0.012

10.4 Databilag Sverige

Tabel 10-5 Klassificering af biovolumen af fytoplankton baseret på grænseværdier i adskillelsen mellem to klasser. Referenceværdi (Rv) og klassegrænser for økologisk kvalitetskvotient (EK).

Typ	Biovolym (mm ³ /l)	Biovolym EK			
	Rv	HG	GM	MO	OD
Västerhavet					
1n	0,8	0,67	0,52	0,26	0,13
1s	0,9	0,69	0,53	0,27	0,14
2	1,35	0,68	0,45	0,3	0,17
3	0,8	0,67	0,52	0,26	0,13
25	1,4	0,67	0,51	0,29	0,17
4	0,5	0,67	0,45	0,22	0,08
5	0,7	0,58	0,33	0,17	0,1
6	0,25	0,63	0,33	0,1	0,05
Eg Östersjön					
7	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
8	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
9	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
10	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
11	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
12	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
13	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
14	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
15	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
24	0,18	0,72	0,56	0,24	0,08
Bottenhavet					
16	0,21	0,66	0,45	0,24	0,08
17	0,18	0,67	0,45	0,24	0,08
18	0,21	0,66	0,45	0,24	0,08
19	0,18	0,67	0,45	0,24	0,08
Bottenviken					
20	0,16	0,64	0,43	0,24	0,08
21	0,15	0,56	0,38	0,2	0,07
22	0,16	0,64	0,43	0,24	0,08
23	0,15	0,56	0,38	0,2	0,07

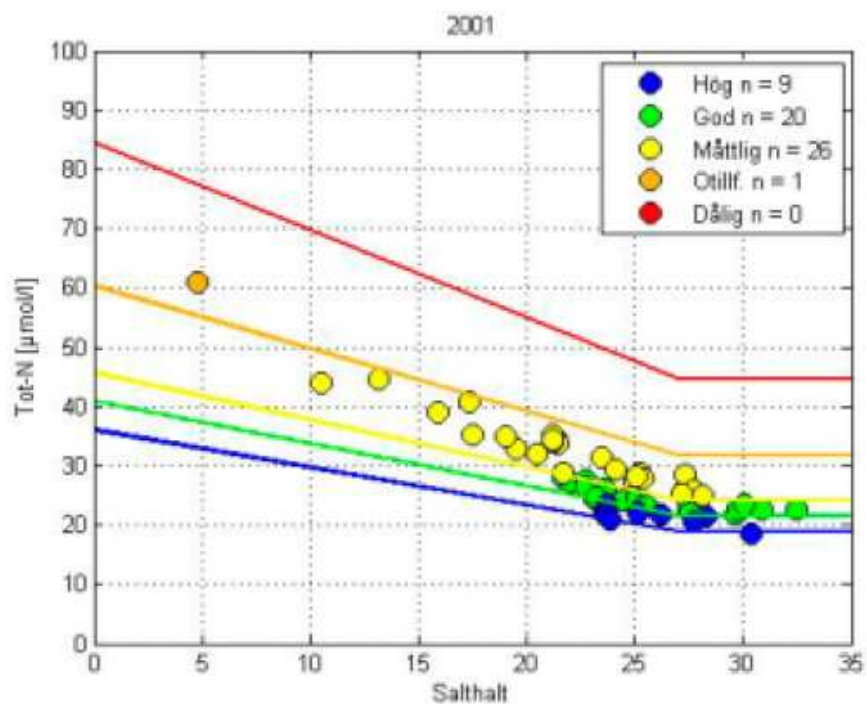
Tabel 10-6 *Klassificering af klorofyll a af fytoplankton baseret på grænseværdier i adskillelsen mellem to klasser. Referenceværdi (Rv) og klassegrænser for økologisk kvalitetskvotient (EK).*

Typ	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	Klorofyll a EK			
	Rv	HG	GM	MO	OD
Västerhavet					
1n	1,3	0,76	0,62	0,35	0,19
1s	1,6	0,76	0,57	0,35	0,2
2	1,9	0,79	0,53	0,34	0,23
3	1,1	0,79	0,63	0,31	0,18
25	1,8	0,86	0,67	0,44	0,28
4	1,0	0,83	0,67	0,33	0,17
5	1,0	0,83	0,67	0,33	0,17
6	0,9	0,82	0,59	0,37	0,18
Eg Östersjön					
7	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
8	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
9	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
10	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
11	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
12	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
13	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
14	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
15	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
24	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
Bottenhavet					
16	1,4	0,78	0,61	0,33	0,14
17	1,2	0,8	0,6	0,32	0,14
18	1,4	0,78	0,61	0,33	0,14
19	1,2	0,8	0,6	0,32	0,14
Bottenviken					
20	1,2	0,67	0,52	0,28	0,12
21	1,1	0,73	0,55	0,3	0,13
22	1,2	0,67	0,52	0,28	0,12
23	1,1	0,73	0,55	0,3	0,13

Tabel 10-7 Grænser for klassificering af økologiske klasser af bentiske makroinvertebrater baseret på BQI-indekset for svenske kystvandstyper (NFS, 2008. Naturvårdsverkets foreskrifter och almänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten)

Bassäng	Typ nr	Djupstrata	BQI _m			
			HG	GM	MO	OD
Västerhavet						
	1-6 och 25	5-20 m	13,9	10,3	6,9	3,4
	1-6 och 25	> 20 m	15,7	12,0	8,0	4,0
Östersjön						
	7	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	8	5-60 m	10,5	3,5	2,3	1,6
	9	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	10	5-60 m	9,3	4,0	2,7	1,8
	11	5-60 m	8,0	4,0	2,7	1,8
	12	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	13	5-60 m	9,0	3,0	2,0	1,3
	14	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	15	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	24	5-60 m	7,7	3,0	2,0	1,3
Bottniska viken						
	16	> 5 m	10,7	4,0	2,7	1,8
	17	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,8
	18	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,8
	19	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,8
	20	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,8
	21	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,8
	22	> 5 m	7,5	2,0	1,3	0,9
	23	> 5 m	6,3	1,5	1,0	0,7

Figur 10-1 Illustration af sammenhængen mellem saltholdighed og kvælstofkoncentrationen og den resulterende tilstandsklasse.



Tabel 10-8 *Referenceværdier og klassegrænser for TN vinter. Værdierne er vist for hver saltholdighed.*

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvation för ref. v	-0.65*s+30					
EK	1,0	0,88	0,79	0,60	0,43	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	30	34	38	50	70
1	<2	29	33	37	49	68
2	<3	28	32	36	48	67
3	<4	28	31	35	46	65
4	<5	27	31	34	45	64
5	<6	26	30	34	44	62
6	<7	26	29	33	43	61
7	<8	25	29	32	42	59
8	<9	24	28	31	41	58
9	<10	24	27	30	40	56
10	<11	23	26	29	39	54
11	<12	23	26	29	38	53
12	<13	22	25	28	37	51
13	<14	21	24	27	36	50
14	<15	21	23	26	34	48
15	<16	20	23	25	33	47
16	<17	19	22	24	32	45
17	<18	19	21	24	31	44
18	<19	18	20	23	30	42
19	<20	17	20	22	29	41
≥20		17	19	22	28	40

Tabel 10-9 *Referenceværdier og klassegrænser for TP vinter. Værdierne er vist for hver saltholdighed.*

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4, & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvation för ref. v	0.015*s+0.4					
EK	1,0	0,87	0,78	0,58	0,41	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,41	0,47	0,53	0,70	1,00
1	<2	0,42	0,48	0,55	0,73	1,04
2	<3	0,44	0,50	0,56	0,75	1,07
3	<4	0,45	0,52	0,58	0,78	1,11
4	<5	0,47	0,54	0,60	0,81	1,15
5	<6	0,48	0,55	0,62	0,83	1,18
6	<7	0,50	0,57	0,64	0,86	1,22
7	<8	0,51	0,59	0,66	0,88	1,26
8	<9	0,53	0,60	0,68	0,91	1,29
9	<10	0,54	0,62	0,70	0,94	1,33
10	<11	0,56	0,64	0,72	0,96	1,37
11	<12	0,57	0,66	0,74	0,99	1,40
12	<13	0,59	0,67	0,76	1,01	1,44
13	<14	0,60	0,69	0,78	1,04	1,48
14	<15	0,62	0,71	0,80	1,07	1,51
15	<16	0,63	0,72	0,82	1,09	1,55
16	<17	0,65	0,74	0,84	1,12	1,59
17	<18	0,66	0,76	0,85	1,14	1,62
18	<19	0,68	0,78	0,87	1,17	1,66
19	<20	0,69	0,79	0,89	1,19	1,70
≥20		0,70	0,80	0,90	1,21	1,72

Tabel 10-10 Typologi for sydsvenske kystvande..

Typologiering af Sveriges kystvatten							
Kystvatten	Beskrivelse & dybdekategori	Skikning & solindlet	Våg-eksponering	Vattenudflyte (dagar)	Botten-substrat	Islagar	Styrande faktorer
1. Väst kustens inre kystvatten.	Stålgård med många skyddade öar och grunda vikar. Grunt.	Omblandat vid <15m och permanent skiktat vid större djup, övre och undre lagret polyhalint.	Mindre utsatt eller skyddat	0-9 men 10-39 förekommer	Lera eller hård	<90 (-47)	Salinitet, våggräverkan, vattenutbyte
2. Väst kustens fjordar.	Grunda tvåsalar i inloppet och stort massdjup inre i fjorden, dålig vattenomrörning i djupområdena, syreförstärkning.	Omblandat vid <15m och permanent skiktat vid större djup, övre och undre lagret polyhalint, undre lagret som är euhalint förekommer.	Skyddat	>40	Lera eller hård	<90 (-50)	Vattenutbyte, salinitet, våggräverkan
3. Skagerrak, Väst kustens yttre kystvatten.	Öppet hav. Yttre områden mot öppet hav är mycket utsatta, inre delar med spridda öar är mindre utsatta för våggräverkan. Djupt.	Permanent skiktat, övre lagret polyhalint, undre lagret euhalint.	Utsatt eller mycket utsatt	0-9	Lera eller hård	<90 (-30)	Salinitet, våggräverkan, vattenutbyte
4. Kattegat, Väst kustens yttre kystvatten.	Öppet hav. Yttre områden mot öppet hav är utsatta, inre delar med spridda öar är mindre utsatta för våggräverkan. Djupt.	Permanent skiktat, övre lagret och undre lagret polyhalint.	Utsatt	0-9	Lera eller hård	<90 (-30)	Salinitet, våggräverkan, vattenutbyte
5. Södra Hallands och norra Öresunds kystvatten.	Öppen atlantiska kust, ringa skyddande öar. Grunt.	Omblandat vid <10m och permanent skiktat vid större djup. Övre lagret mesohalint polyhalint och undre lagret polyhalint.	Utsatt	0-9	Sand/grus, i norra Öresund hård	<90 (-50)	Våggräverkan, salinitet, botten-substrat
6. Öresunds kystvatten.	Öppen kust. Grunt.	Omblandat vid <10m djup och permanent skiktat vid större djup. Övre lagret mesohalint och undre lagret polyhalint.	Mindre utsatt	0-9	Sand, lera eller hård	<90 (-45)	Våggräverkan, salinitet, skiktning
7. Skånes kystvatten.	Öppen kust, stranderosion förekommer. Grunt.	Omblandat eller delvis skiktat, övre och undre lagret mesohalint.	Utsatt	0-9	Sand/grus	<90 (-60)	Salinitet, skiktning, våggräverkan
8. Blevinge skånegårds och Kalmarsunds inre kystvatten.	Många grunda vikar och skyddande öar. Grunt.	Omblandat eller delvis skiktat, mesohalint.	Skyddat	>40 men 10-39 förekommer	Lera, sand eller hård	<90 (-65)	Vattenutbyte, våggräverkan
9. Blevinge skånegård och Kalmarsunds yttre kystvatten.	Öppet hav, vanligen grunt men djupt förekommer.	Omblandat eller delvis skiktat, mesohalint.	Utsatt	0-9	Sand/grus, lera eller hård	<90 (-45)	Vattenutbyte, våggräverkan