

Danske fjorde og kystnære havområder

Fastlæggelse af klorofyl a grænseværdier i fjorde og kystområder ved brug af modelværktøjer

Rapport fra DHI og DCE

Dato: 7. maj 2015

Forfattere:

Hanne Kaas¹⁾, Karen Timmermann²⁾, Anders Chr. Erichsen¹⁾, Jesper P. A. Christensen²⁾,
Ciarán Murray²⁾ og Stiig Markager²⁾

¹⁾ DHI, Agern Alle 5, Hørsholm

²⁾ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, Roskilde

Faglig kommentering:

Flemming Møhlenberg

Kvalitetssikring

DCE: Poul Nordemann Jensen

DHI: Ian Sehested Hansen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



Indhold

1	Introduktion	1
1.1	Formål	1
1.2	EU rammen	1
1.3	Vandplanmodellerne	3
2	Metodebeskrivelse	4
2.1	Overordnede principper	4
2.2	N og P tilførsler under referenceforhold	5
2.3	Statistisk modellering af reference-sommerklorofyl	7
2.4	Mekanistisk modellering af reference-sommerklorofyl	7
2.5	Anvendt typologi	9
3	Resultater	11
3.1	Fastsættelse af kategori-specifikke grænseværdier for fjord- og kystområder	11
3.2	Fastsættelse af kategori-specifikke grænseværdier for åbenvandsområder	13
3.3	Fastsættelse af grænseværdier for danske vandområder	14
3.4	Usikkerheder forbundet med bestemmelse af miljømål for klorofyl	17
4	Referencer	18

1 Introduktion

Naturstyrelsen har med projektet "Implementering af marine modeller til brug for vandforvaltningen" udviklet modelværktøjer til vandforvaltningen, herunder værktøjer til vurderinger af miljøtilstand og indsatsbehov for tilførsel af næringsstoffer.

En forudsætning for at anvende værktøjerne er, at der er fastlagt miljømål for den interkalibrerede klorofylindikator for alle danske vandområder, jævnfør vandrammedirektivet (VRD). I forbindelse med EU's interkalibrering blev der kun fastlagt klorofylgrænseværdier for enkelte vandområder, og Naturstyrelsen gennemførte derfor nærværende projekt med henblik på at definere miljømål for klorofylindikatoren for alle fjorde samt kystnære og åbne vandområder i de indre danske farvande. Analysen er gennemført med de samme modelværktøjer, som efterfølgende er anvendt til at bestemme hvilke indsatsbehov, der er nødvendige for at opnå en god miljøtilstand.

Denne rapport beskriver klorofylmålsundersøgelsens metoder og resultater og giver en oversigt over de beregnede klorofyl-miljømålsværdier.

1.1 Formål

Formålet med projektet er at fastlægge god-moderat grænseværdier for den interkalibrerede klorofylindikator for de danske vandområder, som er inkluderet af vandrammedirektivet. Der er særligt fokus på grænseværdien mellem god og moderat tilstand (miljømål), da denne grænseværdi er afgørende for, om et vandområde har acceptabel miljøtilstand eller ej, og dermed om der skal iværksættes en indsatsplan for vandområdet.

1.2 EU rammen

Ifølge VRD er målet, at der er mindst god økologisk tilstand i alle europæiske floder, søer og kystvande (medmindre eksisterende miljøforhold og samfundsforhold forhindrer dette). I marine områder skal vurderingen af den økologiske tilstand hovedsagligt baseres på indikatorer knyttet til de biologiske kvalitetselementer: fytoplankton, bundvegetation og bundfauna, og for alle kvalitetselementerne er grænsen mellem god økologisk tilstand og moderat tilstand beskrevet i forhold til en uberørt tilstand (referencetilstanden) som beskrevet i *tabel 1.1*.

Tabel 1.1. Normgivende definitioner af klassifikationer af økologisk tilstand i henhold til vandrammedirektivet. Tilstanden "under uberørte forhold" betegnes i forvaltningen af vandrammedirektivet som referencetilstanden.

God tilstand	Moderat tilstand
Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende type overfladevandområde udviser niveauer, der er svagt ændret som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for denne type overfladevand under uberørte forhold.	Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende type overfladevand afviger i mindre grad fra, hvad der normalt gælder for denne type overfladevand under uberørte forhold. Værdierne viser mindre tegn på ændring som følge af menneskelig aktivitet og er signifikant mere forstyrrede end under forhold med god tilstand.

Den uberørte tilstand eller referencetilstanden er således central i forhold til at karakterisere god-moderat grænsen. Ifølge vandrammedirektivet (Annex II, 1.3) skal referencetilstanden helst bestemmes ud fra enten data (fra eksisterende uberørte områder eller historiske data) og/eller ved brug af modeller. Hvis dette ikke er muligt, kan der alternativt anvendes ekspertvurderinger. Dette gælder for alle de kvalitetselementer, som indgår i vandrammedirektivet.

Fytoplankton-kvalitetselementet

For kvalitetselementet fytoplankton er det ikke muligt at finde data for uberørte områder eller historiske data, som svarer til en referencetilstand. Referencetilstanden skal derfor bestemmes ved modellering, eventuelt kombineret med ekspertvurdering.

For alle kvalitetselementer gennemføres der på EU plan interkalibreringer for at sikre, at der er overensstemmelse i landenes bedømmelse af den økologiske tilstand i vandområder i samme økoregion. I økoregion Østersøen udgøres den interkalibrerede klorofylindikator af den gennemsnitlige klorofylkoncentration i sommermånederne maj-september (Anon. 2013).

Ved interkalibreringerne er der fastsat såkaldte EQR (ecological quality ratio) værdier, som mål for hvor meget indikatorværdien må afvige fra værdien under uberørte forhold (referencetilstand) og for klorofylindikatoren er EQR defineret som:

$$EQR_{\text{klorofyl}} = \frac{\text{Referenceværdi for indikator}}{\text{Tilstandsværdi for indikator}}$$

I vandrammedirektivet opereres med fem økologiske tilstandsklasser (hvh. dårlig, ringe, moderat, god og høj), der alle er defineret i forhold til referencetilstanden, og der er tilsvarende fire EQR-værdier, der afgrænser de fem økologiske tilstandsklasser. De fire interkalibrerede EQR-værdier, der anvendes til at adskille de fem tilstandsklasser for klorofylindikatoren, er angivet i *tabel 1.2*.

Tabel 1.2. Interkalibrerede EQR-værdier for klorofylindikatoren for danske vandområder i Østersøen (inden for Skagerrak) (Anon. 2013). EQR-værdierne definerer grænserne mellem de fem økologiske tilstandsklasser i vandrammedirektivet. Værdierne udtrykker det mål, der er sat for forholdet mellem referenceværdi for klorofylindikatoren og tilstandsværdien for indikatoren.

Tilstandsklasser	Høj-god grænseværdi	God-moderat grænseværdi	Moderat-ringe grænseværdi	Ringe-dårlig grænseværdi
EQR-værdi	0,8	0,6	0,4	0,2

Den afgørende grænseværdi er den, som adskiller god og moderat tilstand, da den fastsætter grænsen mellem acceptabel (god eller bedre) og ikke-acceptabel (moderat eller dårligere) tilstand (se definition ifølge direktivet i *tabel 1.1*). For klorofylindikatoren er EQR for god-moderat grænsen fastsat til 0,6. Ved kendskab til referenceværdien af klorofylindikatoren kan god-moderat (GM) grænseværdien for klorofylindikatoren derfor beregnes efter:

$$GM \text{ grænseværdi}_{\text{klorofyl}} = \frac{\text{Referenceværdi}}{0,6}$$

Tilsvarende er det muligt at beregne grænseværdierne for de andre klasser ved brug af de fastlagte EQR-værdier, som fremgår af *tabel 1.2*.

1.3 Vandplanmodellerne

Projektet "Implementering af marine modeller til brug for vandforvaltningen" har udviklet to modeltyper: statistiske modeller og mekanistiske modeller, som begge er anvendt i nærværende projekt. Modellerne er udviklet af DHI og Aarhus Universitet.

De statistiske modeller er opstillet på basis af multivariate analyser af sammenhængen mellem data for miljøindikatoren (i dette tilfælde sommerklorofylkoncentration) og de miljøfaktorer, der påvirker miljøindikatoren, herunder belastningen med kvælstof og fosfor. Modellerne bygger på målte data og modeltilgangen er nærmere beskrevet i Timmermann et al. (2015). Der indgår 22 statistiske modeller, som dækker 19 vandområder i klorofyl-analysen.

De mekanistiske modeller giver dynamiske beskrivelser af økosystemets processer og virkningen på økosystemets kemiske og biologiske komponenter (fx næringsalte, bundvegetation og fytoplankton). Modellerne simulerer økosystemets reaktion på variationer i de ydre påvirkningsfaktorer (som meteorologi, hydrodynamik og næringsstofbelastning) og i de kemiske og biologiske komponenter. Modeltilgangen er nærmere beskrevet i Erichsen & Kaas (2015). Der indgår 4 mekanistiske modeller i klorofylanalysen; 3 fjordmodeller (Limfjorden, Roskilde Fjord, Odense Fjord) og en farvandsmodel for de indre danske farvande (benævnt IDF). Hver model dækker flere vandområder.

2 Metodebeskrivelse

2.1 Overordnede principper

Proceduren til bestemmelse af reference- og grænseværdier for klorofylindikatoren er opdelt i to dele som adresserer hhv. a) de fjord- og kystnære områder og b) de åbne vandområder. For både fjordtype- og åbentvandsområderne består den overordnede metode i først at beregne klorofylkoncentrationen i en referencesituation (uberørt tilstand) ved brug af modelværktøjerne og derfra beregne grænseværdien mellem god og moderat tilstand ved brug af den interkalibrerede EQR-værdi.

Den marine referencesituationen defineres i landene rundt om Østersøen (herunder Danmark og Tyskland) generelt som en situation svarende til perioden omkring år 1900 (\pm ca. 15 år), hvor de menneskelige aktiviteter, der kan påvirke de marine områder, har været begrænsede (før industrialiseringen og intensivning af landbruget). Denne "referenceperiode" er bl.a. anvendt i tidligere studier af den historiske tilstand i relation til såvel vandrammedirektivet, Baltic Sea Action Plan og det marine havstrategidirektiv (Carstensen et al. 2013; Carstensen & Henriksen 2009; Gustafsson et al. 2012; Schernewski et al. 2015). I dette projekt benyttes derfor ligeledes perioden omkring år 1900 til at karakterisere en referencetilstand.

Efter aftale med Naturstyrelsen er klorofylindikatoren beregnet svarende til den interkalibrerede klorofylindikator for økoregion Østersøen; dvs. som gennemsnitlig klorofylkoncentrationen i sommermånederne maj-september (Anon. 2013) – uanset de indre farvande nord for Bælthavet tilhører økoregionen Nordatlanten, hvor der dog endnu ikke findes en interkalibreret indikator. Dette er gjort for at opnå et ensartet miljømål for alle indre danske farvande.

Til at fastlægge miljømål er der anvendt en typologibaseret tilgang, hvor grænseværdier beregnes for grupper af sammenlignelige vandområder og overføres til alle vandområder af samme type ifølge den danske typologi (Anon. 2014; Dahl et al. 2005). Dermed er det muligt at fastlægge klorofylgrænseværdier for alle danske vandområder beliggende i indre danske farvande og ikke kun for de områder, som er dækket af modellerne.

Den overordnede procedure til fastlæggelse af klorofylreference- og grænseværdier for de fjord- og kystnære områder er følgende:

- Etablering af inputdata som repræsenterer forholdene omkring år 1900. Inputdata skal bruges til modelsimuleringer af en referencesituation (referencescenarie).
- For alle fjorde og kystnære vandområder, som er dækket af enten en statistisk og/eller mekanistisk model opstilles et referencescenarie med inputdata, som repræsenterer forholdene omkring år 1900, og klorofylindikatorværdierne i en referencesituation estimeres.
- Referenceværdierne transformeres til god-moderat grænseværdier ved brug af den interkalibrerede EQR-værdi.
- For at reducere usikkerhederne på de estimerede GM-grænseværdier benyttes ensemble modellering til fastlæggelse af klorofylgrænseværdierne.

Dvs. for de vandområder, hvor der er opstillet både statistiske og mekanistiske modeller, beregnes grænseværdien som gennemsnit af grænseværdier beregnet med hhv. den statistiske og mekanistiske model.

- De ensemble modellerede vandområder inddeles i kategorier baseret på graden af ferskvandspåvirkning, og der beregnes en kategori-specifik klorofylgrænseværdi for hver kategori.
- De kategori-specifikke grænseværdier overføres til samtlige vandområder via typologien.

For de åbne vandområder (OW-områderne ifølge den danske typologi) er proceduren den samme med den forskel, at der ikke er tale om ensemble modellering, da der alene er foretaget mekanistisk modellering for disse områder. Dvs. at der er fastlagt kategori-specifikke grænseværdier ud fra gennemsnittet af referenceklorofylværdier for de vandområder, der tilhører kategorien. Klorofylgrænseværdierne er beregnet på basis af resultaterne fra den mekanistiske modellering og EQR-værdien.

2.2 N og P tilførsler under referenceforhold

For at anvende de udviklede modeller til beregning af klorofylkoncentrationer under referenceforhold skal modellerne have inputdata om tilførslen af kvælstof og fosfor i en referencesituation. Naturstyrelsen har derfor rekvireret data fra forskellige kilder, se *tabel 2.1*. For de statistiske modeller er der udelukkende behov for data om næringsstofftilførsler fra dansk opland, hvorimod de mekanistiske modeller også kræver data om referencetilførsler fra Østersøen og fra atmosfæren.

Tabel 2.1. Leverandører af data til opgørelse af næringsstofftilførsler under referenceforhold.

Tilførsler	Kilde; anvendelse
Dansk referencetilførsel	NST, data rekvireret fra Aarhus Universitet (Bøgestrand et al. 2014a; Bøgestrand et al. 2014b); anvendt i den statistiske og mekanistiske modellering
Østersø referencetilførsel	Aarhus Universitet, oprindelige kilde: Baltic Nest Institute ¹ (Gustafsson et al. 2012); anvendt til den mekanistiske modellering
Atmosfære referencedeposition	Aarhus Universitet (Geels et al. 2012); anvendt til den mekanistiske modellering

Opgørelsen af kvælstof- og fosfortilførsler til de marine områder er ikke en del af nærværende projekt, men som baggrund for de beskrevne analyser gives nedenfor en kort gennemgang af de data, som projektet er baseret på.

2.2.1 Dansk referencetilførsel

Data for referencetilførsler fra dansk opland til marine recipienter er leveret af Naturstyrelsen via DCE/Aarhus Universitet, Institut for Bioscience. Referencetilførslen er estimeret ud fra: a) baggrundskoncentrationen af total-kvælstof, nitrat, total-fosfor og opløst fosfor i tilførsler til de marine områder, og b) den nutidige vandføring i m³ pr. måned. Metoden til beregning af baggrundskoncentrationer er beskrevet af Bøgestrand et al. (2014b). Estimerne bygger på nutidsdata fra oplande med lav antropogen påvirkning, og der er foretaget en arealvægtet beregning af gennemsnitskoncentrationen i tilførsler til 4. ordens farvande. Specielt for fosfor er baggrundskoncentrationerne som ud-

¹ BNI er et internationalt forskningssamarbejde med deltagelse af blandt andet Aarhus Universitet

gangspunkt beregnet for større geografiske områder (georegioner), og usikkerheden er større end for N. Der findes kun spredte målinger af næringsstofindholdet i danske vandløb fra slutningen af 1800-tallet og der eksisterer ikke modelberegninger af historiske næringsstofbelastninger. Forfatterne anbefaler derfor, at data for baggrundsbelastningen som et muligt alternativ anvendes som estimat for tilførslerne omkring år 1900 (Bøgestrand et al. 2014a).

Til den mekanistiske modellering, som bygger på en mere detaljeret beskrivelse af næringsstofftilførslen, er data efterbehandlet for at a) koble data fra 4. ordens oplande til de tilsvarende VRD-vandområder, b) opsplitte total-kvælstof yderligere (bl.a. for at skelne mellem organisk og uorganisk tilførsel) og c) opnå en større tidslig opløsning. Efterbehandlingsmetoden er beskrevet i Erichsen & Kaas (2015).

2.2.2 Østersø-referencetilførsel

Data for referencetilførsler fra lande omkring den øvrige Østersø er stillet til rådighed af Baltic Nest Institute (BNI) via Aarhus Universitet. BNI har rekonstrueret historiske data om vand- og stoftilførsel til Østersøen ved modellering. De simulerede data er kvalitetssikret af BNI mod tilgængelige målinger. De anvendte metoder og data er beskrevet af Gustafsson et al. (2012).

Gustafsson et al. (2012) opgør næringsstofftilførslen for ammonium, nitrat, total N, uorganisk fosfor og total P pr. måned pr. år for 13 bassiner i Østersøen (inkl. eksempelvis Bælthavet og Kattegat) (Gustafsson et al. 2012). Data kan ikke benyttes direkte i den mekanistiske model, da den kræver en finere opløsning både i tid, i sted og i opdeling af næringsstoffraktioner. Data er derfor efterbehandlet. For at sikre det mest konsistente datasæt til modellen er efterbehandlingen baseret på ændringerne i tilførsler mellem perioden 1891-1909 og perioden fra 2000-2006². I praksis udregnes den gennemsnitlige tilførsel pr. måned for de enkelte næringsstoffraktioner og Østersøbassiner opgjort af Gustafsson et al. (2012) og derefter beregnes den relative forskel mellem de månedlige tilførsler fra perioden 1891-1909 og perioden 2000-2006. Den relative månedlige forskel benyttes herefter til at omregne tilførslen i den mekanistiske model til en historisk tilførsel svarende til de enkelte bassintilførsler.

2.2.3 Atmosfærisk kvælstofdeposition

Data for den atmosfæriske kvælstofdeposition i referencetilstanden er leveret af Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab Den atmosfæriske kvælstofdeposition er beregnet med en atmosfæremodel, som beregner transport, omsætning og deposition af diverse kemiske forbindelser, herunder kvælstof-forbindelser som NO_x og ammoniak (Geels et al. 2012). Til beregninger af kvælstofdepositionen i en referencesituation er modellen blevet forceret med historiske emissioner fra år 1900 leveret af IIASA, "Representative Concentration Pathways" (RCPs; hentet fra <http://tntcat.iiasa.ac.at:8787/RcpDb/dsd?Action=htmlpage&page=welcome>). Kvælstofdepositionsdata er leveret som månedsgennemsnit over en 10 årig periode og med en rumlig opløsning på 5 × 5 km². De leverede modeldata er direkte anvendt som inputdata til de mekanistiske modeller.

² 2006 udgør det seneste år i datasættet fra Gustafsson et al. (2012).

2.3 Statistisk modellering af reference-sommerklorofyl

Den statistiske modellering af referenceforholdene for klorofyl er gennemført med de klorofylmodeller, som er beskrevet i Timmermann et al. (2015). Modellerne er udviklet til at kunne beskrive sammenhænge mellem klorofylindikatoren (klorofylkoncentrationen i perioden maj til september) og en række presfaktorer herunder kvælstoftilførslen. Udvælgelsen af de forklarende presfaktorer i et givent vandområde er baseret på multipel lineær regression, krydsvalideret ved brug af Jackknifing, hvor sub-samples af variablene udtages og forklaringskraften i de resulterende modeller analyseres. For de modeller, hvor der er fundet en signifikant sammenhæng mellem næringsstofftilførsler og klorofylkoncentrationen, kan modellerne benyttes som værktøj til analyse af klorofylkoncentration i en referencesituation.

Klorofylkoncentrationerne i en referencesituation estimeres ved at påtrykke modellerne med den danske referencetilførsel (Bøgestrand et al. 2014b) fra samme opland, som blev benyttet til opstilling af modellerne.

2.4 Mekanistisk modellering af reference-sommerklorofyl

Den mekanistiske modellering af referenceforholdene for klorofyl er gennemført med modificerede udgaver af de modeller, der er udviklet til beskrivelse af den nuværende tilstand: Limfjordsmodellen, Odense Fjord-modellen, Roskilde Fjord-modellen og farvandsmodellen for indre danske farvande (IDF-modellen). Modifikationen omfatter reduktioner af næringsstofftilførsel fra oplande, atmosfære, tilstødende vandområder og sedimentet. Ud over disse modifikationer er modelopsætningen identisk med den oprindelige opsætning. Det betyder, at modellerne er afviklet for en 10 års periode med meteorologiske forhold og ferskvandstilførsel svarende til perioden 2002-2011. Kun resultater for de sidste 5 år er anvendt til bestemmelse af klorofylkoncentrationen i en referencesituation.

I det følgende gives en kort beskrivelse af modelopsætningen. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til Erichsen & Kaas (2015).

2.4.1 Næringsstofftilførsel

I den mekanistiske modellering indgår flere typer af data, der beskriver tilførslen af kvælstof og fosfor til recipienterne:

- Referencetilførsel fra dansk opland (alle modeller)
- Referencetilførsel fra øvrige Østersø-oplande (til model for indre danske farvande)
- Næringsstofftilførsel over modelrande (alle modeller)
- Intern belastning – næringsstoffudveksling mellem havbund og -vand

Data vedrørende referencetilførsel fra danske og udenlandske oplande er beskrevet ovenfor (afsnit 2.2).

2.4.1.1 Næringsstofftilførsel over modelrande

Modellen for de indre danske farvande (IDF) har én modelrand, der ligger i midten af Skagerrak. Da der ikke findes historiske målinger, er de benyttede referencekoncentrationer ved randen bestemt på basis af litteraturen. Siden 1950'erne har koncentrationerne af næringsstoffer i den central del af Nordsøen og i Skagerraks overfladevand været konstant (Radach & Patsch 1997) uanset næringsstoffkoncentrationerne i de floder, der udleder til Tyske Bugt,

er reduceret med en faktor 4 (Topcu et al. 2011). Det indikerer, at referencekoncentrationerne i Skagerrak ikke har været meget forskellige fra i dag. På basis af Savchuk et al. (2008), der har modelleret historiske koncentrationer, er det beregnet, at referencekoncentrationerne på Skagerrak-randen har været ca. 85 % af de nuværende koncentrationer (2007-2012). For både kulstof, kvælstof og fosfor er randværdierne i den oprindelige modelopsætning derfor reduceret med 15 % for modellering af referencesituationen.

Randværdierne til fjordmodellerne er baseret på observerede data. Da der ikke findes historiske målinger, er de sandsynlige referencekoncentrationer bestemt ud fra IDF-modellens resultater for randområderne. Fjordmodellerne nutidsværdier er således reduceret med en procent svarende til de forskelle, der er fundet i randområderne ved IDF-modelleringen af nutids- og referencesituationen.

2.4.1.2 Intern belastning – næringsstofudveksling mellem havbund og -vand

En anden vigtig parameter for den mekanistiske modellering er inputdata om puljerne af kulstof, kvælstof og fosfor i sedimenterne. I en referencesituation forventes puljerne at være reducerede i forhold til nutidssituation, men de historiske puljestørrelser er ikke kendte, og den viden, der kan bruges til at fastlægge de historiske puljer, er meget begrænset. Fastlæggelsen af puljernes størrelse i en referencesituation er sket på forskellig måde for henholdsvis fjordmodellerne og IDF-modellen.

Sammenlignet med de åbne områder, er sedimenternes responstid i fjordene hurtigere pga. en væsentlig kortere opholdstid. Det er derfor valgt, at estimere referencesedimentpuljerne ved at ændre næringsstofflørslen i fjordmodellerne fra nutidsforhold til referenceforhold og derefter simulere den deraf følgende ændring i sedimentpuljerne. Med andre ord er sedimentpuljerne ikke reduceret forud for modelleringen af den 10-årige periode, som anvendes i de mekanistiske modeller (2002-2011). Modelsimuleringerne viser, at de væsentligste reduktioner i sedimentpuljerne (øverste 10 cm) sker inden for de første 5 år af den 10-årige periode. Puljerne er efter 5 år endnu ikke i ny ligevægt, men det er vurderet, at den yderligere reduktion, der sker efter det 5. år, ikke har væsentlig indflydelse på de estimerede referenceværdier for klorofyl. Ved beregning af referencekoncentrationer for klorofyl er der, som nævnt tidligere, alene anvendt data fra de sidste 5 år af de 10 simulerede år.

For IDF-modellen (som dækker de åbne farvande) vil den store opholdstid i Østersøen, og i dele af de danske farvande, medføre en betydeligt langsommere indstilling af ligevægten i nogle områder (især i den centrale Østersø). Derfor er sedimentpuljerne i Østersøen og indre danske farvande reduceret inden start af modelleringen af 10-års perioden 2002-2011. Reduktioner (i %) er sket i forhold til de puljer, der er anvendt i nutidskørslerne (se Erichsen et al. 2015) og med anvendelse af følgende nøgle:

- Organisk kvælstof: Reduceret med 55 %
- Organisk kulstof: Reduceret med 34 %
- Organisk fosfor: Reduceret med 34 %
- Jernbunden fosfor: Reduceret med 34 %

Reduktionsprocenterne er baseret undersøgelser af historiske sedimentkoncentrationer (Almroth & Skogen 2010; Andersen et al. 2011; Carman & Cederwall 2001; Savchuk et al. 2008).

2.5 Anvendt typologi

For at give basis for at "udbrede" de fundne GM-grænseværdier til ikke-modellerede vandområder er der i nærværende projekt defineret 5 kategorier, som de modellerede vandområder er opdelt i (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Oversigt over de kategorier, som er brugt i nærværende projekt i forbindelse med fastlæggelse af klorofylgrænseværdier i modellerede danske vandområder.

Kategori	Beskrivelse
1	Åbent vand
2	Åbne fjorde/bugter, som er mindre ferskvandspåvirkede
3	Vandområder, som er noget ferskvandspåvirkede
4	Vandområder, som er meget ferskvandspåvirkede
5	Slusefjorde

For fjord/kyst-vandområderne er der for hver kategori fastlagt kategori-specifikke klorofylværdier for GM-grænsen, som efterfølgende er udbredt til alle vandområder ved at kombinere kategorierne med den danske typologi (Anon. 2014; Dahl et al. 2005), der klassificerer alle danske vandområder. Fjord/kyst-kategorierne er primært baseret på graden af ferskvandspåvirkning, idet det antages, at ferskvandspåvirkningen også i en referencesituation vil være afgørende for klorofylkoncentrationen i vandområdet. I den danske typologi indgår ligeledes et udtryk for ferskvandspåvirkningen (angivet ved et afstrømningsindex, F , der beskriver relationen mellem ferskvandsafstrømning og ferskvandets gennemsnitlige opholdstid (Anon. 2014; Dahl et al. 2005)), og generelt er der god overensstemmelse mellem nærværende projekts kategorisering og den danske typologi. Tabel 2.3 giver den sammenhæng mellem de to klassifikationer, der er anvendt til at udbrede modelresultaterne til ikke-modellerede fjord- og kystområder.

Tabel 2.3. Sammenhæng mellem kategorier anvendt i denne undersøgelse og typerne i den danske typologi for fjord- og kystområder.

Kategorier	2	3	4	5
Den danske typologi	M1, M2, P1, P2	M3, M4, P3, P4	O3, O4	slusefjord

For åbent vand svarer kategori 1 til den danske typologis OW1-3 områder. Kategori 1 er opdelt i 4 undergrupper, som ud over ferskvandspåvirkning er baseret på de hydrografiske forhold (salinitet, upwelling, strøm, etc.). Da alle OW1-3-områderne er repræsenteret i IDF-modellen er der ikke behov for at udbrede resultaterne til ikke-modellerede områder. Tabel 2.4 giver sammenhængen mellem de åbenvandskategorier, der er anvendt i denne undersøgelse, og den danske typologi.

Den klassifikation, der er benyttet ift. de modellerede områder og bestemmelse af reference- og grænseværdier for klorofylindikatoren, består således af 4 fjordkategorier (2, 3, 4 og 5) og 4 åbenvandskategorier (1.1, 1.2, 1.3 og 1.4).

Tabel 2.4. Anvendte kategori 1 undergrupper med angivelse af de tilsvarende typer i henhold til den danske typologi.

Kategori	Beskrivelse	Den danske typologi
1.1	Åbent hav/kyster/bugter meget påvirket af Øster-OW3a-c søen, salinitet 5-18 psu	
1.2	Åbent hav/kyster/bugter, beskyttede for hovedstrømme, generelt mindre påvirkede af Østersøvand, salinitet: 5-18 psu	OW3a
1.3	Åbent hav/kyster/åbne bugter, Nordsøpåvirkede, OW2, + et OW1 ± direkte ferskvandspåvirkning, salinitet 18-30 psu	
1.4	Åbent hav/kyster, østvendte åbne kyster med upwelling, Nordsøpåvirkede – salinitet 18-30 psu	OW1, OW2

3 Resultater

3.1 Fastsættelse af kategori-specifikke grænseværdier for fjord- og kystområder

For de fjord- og kystvandområder, hvor der både findes en mekanistisk og en statistisk model, er det muligt at bestemme klorofylreferenceværdier og god-moderat grænseværdier ved ensemble modellering, dvs. at basere bestemmelsen på resultaterne af forskellige modeltilgange, hvilket dels bevirker, at resultatet bliver mere sikkert og dels muliggør en beregning af en usikkerhed på modelprædiktionen. De fjord- og kystvandområder, hvor der både findes en mekanistisk og en statistisk model, tilhører alle kategori 2 eller 3.

Tabel 3.1 angiver de kategori 2 og 3 områder, der indgår i analysen, og deres modelbaserede god-moderat sommerklorofylgrænseværdier (hhv. for hver modeltilgang og ensemble-resultatet) samt gennemsnittet for hver kategori. Grænseværdierne er beregnet ud fra resultatet af referencemodelleringen og EQR-værdien. Ensemble-værdien er beregnet som gennemsnittet af grænseværdierne beregnet med de to modeltilgange. For den mekanistiske modellering er der i tabellen angivet GM-grænseværdi for en position svarende til overvågningsstationen og for hele vandområdet. Det er værdien for hele området, der er anvendt til ensemble-modelleringen, da den anses for at være mest repræsentativ for området.

Vandområdet Aarhus Bugt, Kalø og Begtrup Vig (ID 147) er ifølge den danske typologi et P3 område, men da området har en kort hydraulisk opholdstid, vurderes det at være mindre ferskvandspåvirket end indikeret af den danske typologi, og området er kategoriseret som et kategori 2 område med en ensemble-baseret god-moderat grænseværdi på 1,9 µg/l.

For vandområder Roskilde Fjord, indre, er det modsatte tilfældet. Inderfjorden har en lang hydraulisk opholdstid og vurderes derfor at være mere ferskvandspåvirket end indikeret af den danske typologi (M3), og området er kategoriseret som et kategori 3 vandområde.

En stor del af Limfjorden er samlet i ét vandområde: Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak (ID 156). Området er samlet set kategoriseret som et kategori 3 område, og ensembleværdien for god-moderat grænsen er beregnet til 3.5 µg/l. Med de opstillede modeller er det muligt at analysere værdier for delområder, og som det fremgår af *tabel 3.1* varierer den beregnede ensemble god-moderat grænseværdi mellem delområderne.

For vandområdet Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning (ID 157) er det vurderet, at det ikke kan indplaceres i kategorierne. Dette skyldes hovedsageligt, at området sandsynligvis også vil være påvirket af iltsvind i en referencesituation, hvilket betyder, at andre forhold end ferskvandstilførslen (iltsvind) har betydning for klorofyl-referencekoncentrationen. Hvis der er forekommet iltsvind i en referencesituation (naturligt iltsvind), er det sandsynligt, at klorofyl-referencekoncentrationen er højere end i en tilsvarende fjord uden "naturligt" iltsvind. I overensstemmelse hermed er der beregnet en højere klorofylgrænseværdi for vandområdet (*tabel 3.2*) end for de øvrige områder, der svarer til kategori 2 og 3 (ID157 er et P3 område ifølge den danske typologi). For Mariager Fjord, indre, er situationen sandsynligvis tilsvarende, dvs. at området også i en referencesituation er påvirket

af iltsvind, men der er ikke datagrundlag for at udvikle en statistisk model for området, og der er ikke udviklet en mekanistisk fjordmodel for Mariager Fjord.

Kategorien "slusefjorde" omfatter Hjarbæk Fjord og Ringkøbing Fjord. Fjordene er så forskellige, at det ikke anses for pålideligt at opfatte dem som én type, og de er derfor analyseret hver for sig (tabel 3.2). For Hjarbæk Fjord er grænseværdien beregnet med den mekanistiske model og god-moderat grænsen er bestemt til 9 µg/l. For Ringkøbing Fjord er grænseværdien beregnet ud fra den statistiske model, der er opstillet for overvågningsstationen i fjorden, og god-moderat grænsen er bestemt til 8 µg/l. Nissum Fjord er ikke inkluderet i den mekanistiske modellering, og det har ikke været muligt at udvikle en statistisk model på basis af overvågningsdata.

Tabel 3.1. God-moderat grænseværdier for fytoplankton-indikatoren sommerklorofyl for kategori 2 og 3 fjord/kystområder analyseret ved ensemble modellering. Type i henhold til den danske typologi = vandområdets klassificering ifølge den danske typologi. Kategori = klassifikation anvendt i denne undersøgelse. MEK stn. GM = god-moderat grænsen beregnet for overvågningsstationen ved mekanistisk modellering. MEK Vomr. GM = god-moderat grænsen beregnet for hele vandområdet ved mekanistisk modellering. STAT stn. GM = god-moderat grænsen beregnet for overvågningsstationen ved statistisk modellering. Ensemble GM = gennemsnittet af MEK Vomr. og STAT stn. GM pr. kategori = gennemsnit af ensemble GM-værdier. Data med gråt er beregnede værdier for delområder af Limfjordsvandområdet Nissum Bredning m.fl., ID156.

Navn	Vandområde ID	Type i henhold til den danske typologi	Kategori	MEK stn. GM	MEK Vomr. GM	STAT stn. GM	Ensemble GM	GM pr. kategori
				God-moderat grænseværdier (µg/l)				
Isefjord ydre	165	M2	2			3,4		
Roskilde ydre	1	M2	2	1,9	1,7		2,6*	
Åbenrå Fjord	102	P1	2	1,6	1,6	1,9	1,8	
Aarhus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	147	P3	2	1,7	1,6	2,2	1,9	2,1
Roskilde Fjord, indre	2	M2	3	4,2	4,6	3,7	4,2	
Odense Fjord, ydre	92	P3	3	2,1	1,3	6,9	4,1	
Vejle	123	P3	3	2,4	2,2	2,9	2,6	
Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak	156	P4	3	-	3,0	4,0	3,5	3,6
Delarealer af område 156								
Kås	156	P4	3	1,2		6,7	4,0	
Nibe	156	P4	3	0,7		3,4	2,1	
Løgstør	156	P4	3	5,4		4,8	5,1	
Nissum	156	P4	3	1,6		1,2	1,4	

* Gennemsnit af Isefjord, ydre og Roskilde Fjord, ydre.

Tabel 3.2. God-moderat grænseværdier for fytoplankton-indikatoren sommerklorofyl for øvrige fjord- og kystområder analyseret ved ensemble modellering. Type i henhold til den danske typologi = vandområdets klassificering ifølge den danske typologi. Kategori = klassifikation anvendt i denne undersøgelse. MEK Vomr. GM= god-moderat grænsen beregnet for hele vandområdet ved mekanistisk modellering. MEK stn. GM = god-moderat grænsen beregnet for overvågningsstationen ved mekanistisk modellering. STAT stn. GM = god-moderat grænsen beregnet for overvågningsstationen ved statistisk modellering. Ensemble GM = gennemsnittet af MEK Vomr. og STAT stn. GM pr. kategori = gennemsnit af ensemble GM-værdier.

Navn	Vand-område ID	Type i henhold til den danske typologi	Kategori	MEK stn. GM	MEK Vomr. GM	STAT stn. GM	Ensemble GM	GM pr. kategori
				God-moderat grænseværdier, sommerklorofyl ($\mu\text{g/l}$)				
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	157	P3	--	7	10,8	4,8	5,9	6
Ringkøbing	132	Sluse	5			7,8		8
Hjarbæk Fjord	158	Sluse	5	9,7	8,5/15,9		8,8	9

Grænseværdierne for hver kategori er opsummeret i *tabel 3.3*. For kategori 2 og 3 er kategoriens grænseværdi det afrundede gennemsnit for de vandområder, der tilhører kategorien. For kategori 5 (slusefjorde) er det på grund af den meget forskellige natur af de danske slusefjorde ikke muligt at fastlægge ét miljømål for typen (mht. mål for enkelte fjorde, se *tabel 3.2*). Det var ikke muligt at etablere en grænseværdi for kategori 4 vandområder, da der ikke er udført mekanistisk modellering, og der ikke har været datagrundlag for at opstille statistiske modeller for områder i denne kategori (områder med salinitet under 5 promille (O3-, O4 områder)).

Tabel 3.3. Sommerklorofylgrænseværdier for kategorierne for fjord- og kystområder.

Kategori	2	3	4	5
Sommerklorofylgrænseværdi	2,1	3,6	Ukendt	Individuel

3.2 Fastsettelse af kategori-specifikke grænseværdier for åbenvandsområder

Fastsettelse af grænseværdier for de åbne vandområder (OW1-3 i den danske typologi) er udelukkende baseret på resultater fra den mekanistiske model. *Tabel 3.4* angiver de modellerede vandområder, de mekanistisk model-estimerede god-moderat grænseværdier pr. vandområde og god-moderat grænsen for de 4 undergrupper af kategori 1 (kategori 1.1-1.4).

Tabel 3.4. God-moderat grænseværdier for fytoplankton-indikatoren sommerklorofyl for kategori 1 områder. Grænseværdier er baseret på mekanistisk modellering. Type i henhold til den danske typologi = vandområdets klassificering ifølge den danske typologi. Kategori = klassifikation anvendt i denne undersøgelse. MEK Vomr. GM = god-moderat grænsen beregnet for hele vandområdet ved mekanistisk modellering. GM pr. kategori = gennemsnit af ensemble GM-værdier.

Vandområde	Vand område ID	Type i henhold til den danske typologi	Kategori	MEK Vomr. GM	GM pr. kategori
God-moderat grænseværdier (μg klorofyl/l)					
Nordlige Øresund	6	OW2	1.1	1,8	
Hjelm Bugt	44	OW3b	1.1	1,6	
Køge Bugt	201	OW3b	1.1	1,8	
Fakse Bugt	46	OW3b	1.1	1,6	
Østersøen, Bornholm	56	OW3c	1.1	1,7	
Storebælt, SV	95	OW3a	1.1	1,8	1,7
Langlandsbælt, øst	41	OW3a	1.2	1,5	
Femerbælt	208	OW3a	1.2	1,5	
Grønsund	45	OW3a	1.2	1,2	
Langlandssund	90	OW3a	1.2	1,6	
Smålandsfarvandet, åbne del	206	OW3a	1.2	1,4	
Det sydfynske Øhav, åbne del	214	OW3a	1.2	1,3	
Lillebælt, syd	216	OW3a	1.2	1,5	
Lillebælt, Bredningen	217	OW3a	1.2	1,5	1,5
Kattegat, Nordsjælland > 20 m	205	OW1	1.3	1,5	
Anholt	139	OW2	1.3	1,4	
Kattegat, Læsø	154	OW2	1.3	1,4	
Nordlige Lillebælt	224	OW2	1.3	1,6	
Kattegat, Nordsjælland	200	OW2	1.3	1,6	
Sejerø Bugt	28	OW2	1.3	1,5	
Hevring Bugt	138	OW2	1.3	1,7	
Aarhus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	219	OW2	1.3	1,7	
Kattegat, Aalborg Bugt	222	OW2	1.3	1,7	1,6
Nordlige Kattegat - Ålbæk Bugt	225	OW1	1.4	1,9	
Djursland øst	40	OW2	1.4	1,8	
Storebælt, NV	96	OW2	1.4	1,9	1,9

3.3 Fastsættelse af grænseværdier for danske vandområder

Tabel 3.5 og tabel 3.6 lister god-moderat miljømålene for de vandområder, der er inkluderet i nærværende projekt – dvs. eksklusiv vandområder i Nordsøen og Vadehavet. Af tabel 3.5 fremgår miljømålene for kategori 1 områderne svarende til typerne OW1-3 i den danske typologi, mens tabel 3.6 omfatter fjord- og kystområderne svarende til typerne M1-M4 og P1-P4 i den danske typologi.

Tabel 3.5. God-moderat miljømål for fytoplankton-indikatoren sommerklorofyl baseret på kategori 1 (åbne farvande) grænseværdier estimeret på basis af mekanistisk modellering af referencetilstand.

	Vandområde ID	Type i henhold til den danske typologi	Kategori	GM miljømål Sommerklorofyl (µg/l)
Nordlige Øresund	6	OW2	1.1	1,7
Hjelm Bugt	44	OW3b	1.1	1,7
Køge Bugt	201	OW3b	1.1	1,7
Fakse Bugt	46	OW3b	1.1	1,7
Østersøen, Bornholm	56	OW3c	1.1	1,7
Storebælt, SV	95	OW3a	1.1	1,7
Langelandsbælt, øst	41	OW3a	1.2	1,5
Femberbælt	208	OW3a	1.2	1,5
Grønsund	45	OW3a	1.2	1,5
Langelandssund	90	OW3a	1.2	1,5
Smålandsfarvandet, åbne del	206	OW3a	1.2	1,5
Det sydfynske Øhav, åbne del	214	OW3a	1.2	1,5
Lillebælt, syd	216	OW3a	1.2	1,5
Lillebælt, Bredningen	217	OW3a	1.2	1,5
Kattegat, Nordsjælland > 20 m	205	OW1	1.3	1,6
Anholt	139	OW2	1.3	1,6
Kattegat, Læsø	154	OW2	1.3	1,6
Nordlige Lillebælt	224	OW2	1.3	1,6
Kattegat, Nordsjælland	200	OW2	1.3	1,6
Sejerø Bugt	28	OW2	1.3	1,6
Hevring Bugt	138	OW2	1.3	1,6
Aarhus Bugt syd, Samsø og nordlige Bælthav	219	OW2	1.3	1,6
Kattegat, Aalborg Bugt	222	OW2	1.3	1,6
Nordlige Kattegat - Ålbæk Bugt	225	OW1	1.4	1,9
Djursland Øst	140	OW2	1.4	1,9
Storebælt, NV	96	OW2	1.4	1,9

Tabel 3.6. God-moderat grænseværdier for fytoplankton-indikatoren sommerklorofyl baseret på de beregnede kategori-grænseværdier. For modellerede vandområder er de beregnede GM-kategoriværdier anvendt. For ikke-modellerede vandområder er sammenhængen angivet i *tabel 2.3* mellem den danske typologi og kategorierne anvendt til at "udbrede" GM-værdierne.

	Vandområde ID	Type i henhold til den danske typologi	Kategori	GM miljømål
Smålandsfarvandet, syd	34	M1	2	2,1
Helnæs Bugt	87	M1	2	2,1
Als Sund	104	M1	2	2,1
Nakskov Fjord	207	M1	2	2,1
Roskilde Fjord, ydre	1	M2	2	2,1
Musholm Bugt, indre	26	M2	2	2,1
Avnø Fjord	37	M2	2	2,1
Guldborgsund	38	M2	2	2,1
Stege Bugt	48	M2	2	2,1
Kløven	72	M2	2	2,1
Lunkebugten	89	M2	2	2,1
Faaborg Fjord	212	M2	2	2,1
Åbenrå Fjord	102	P1	2	2,1
Als Fjord	103	P1	2	2,1
Flensborg Fjord, ydre	114	P1	2	2,1
Ebeltoft Vig	141	P1	2	2,1
Kalø Vig, indre	145	P1	2	2,1
Isefjord	24	P2	2	2,1
Kalundborg Fjord	29	P3	2 ¹⁾	2,1
Aarhus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	147	P3	2 ¹⁾	2,1
Augustenborg Fjord	105	M2	2	2,1
Flensborg Fjord, indre	113	P1	2	2,1
Roskilde Fjord, indre	2	M2	3 ²⁾	3,6
Karrebæk Fjord	35	M3	3	3,6
Nakkebølle Fjord	63	M3	3	3,6
Odense Fjord, Seden Strand	93	M4	3	3,6
Mariager ydre	160	P1	3	3,6
Nyborg Fjord	86	P3	3	3,6
Odense Fjord, ydre	92	P3	3	3,6
Vejle Fjord, ydre	122	P3	3	3,6
Vejle Fjord, indre	123	P3	3	3,6
Kolding Fjord, indre	124	P3	3	3,6
Kolding Fjord, ydre	125	P3	3	3,6
Horsens Fjord, ydre	127	P3	3	3,6
Horsens Fjord, indre	128	P3	3	3,6
Randers, ydre	137	P3	3	3,6
Dalby Bugt	61	P4	3	3,6
Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak	156	P4	3	3,6
Ringkøbing	132	Slusefjord	5	8
Hjarbæk Fjord	158	Slusefjord	5	9
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	157	P3	UK ³⁾	6

¹⁾ Vandområder med kort hydraulisk opholdstid og som derfor vurderes at være mindre ferskvandspåvirkede end angivet i den danske typologi for kystvandstyper.

²⁾ Vandområder med lang hydraulisk opholdstid og som derfor vurderes at være mere ferskvandpåvirkede end angivet i den danske typologi for kystvandstyper.

³⁾ Vandområde, hvor det vurderes, at der også i en referencesituation kan forekomme iltsvind, som kan påvirke referencekoncentrationen af klorofyl. Vandområderne er derfor ikke indplaceret i dette projekts kategorier, men har fået tildelt en klorofylgrænseværdi baseret på områdespecifikke modelberegninger for vandområde 157.

3.4 Usikkerheder forbundet med bestemmelse af miljømål for klorofyl

Den anvendte metode til fastlæggelse af miljømål for klorofylindikatoren tager i dette projekt udgangspunkt i modelberegninger af klorofylkoncentrationen i en referencesituation (jf. definitionen i vandrammedirektivet). Referencesituation er defineret til perioden omkring år 1900. Det er imidlertid ikke nogen triviel opgave, at beregne troværdige niveauer for klorofylkoncentrationen i en "upåvirket tilstand". Derfor er der naturligvis usikkerheder forbundet med beregningerne af reference-klorofylkoncentrationerne. Et væsentlig bidrag til usikkerhederne stammer fra usikkerheder på de inputparametre (fx næringsstofforsyning, sedimentforhold og klima), der skal bruges for at simulere en referencesituation. Det er ikke muligt at fastlægge de nødvendige inputparametre på basis af målinger, da der i bedste fald kun findes spredte og ikke standardiserede historiske målinger fra referenceperioden. Derfor må inputparametrene fastlægges ud fra modeller og/eller ved antagelser om, hvordan forholdene var.

Et andet væsentligt bidrag til usikkerhed kommer af, at de marine modeller er udviklet og kalibreret til den nuværende situation, herunder den nuværende næringsstofforsyning. Ved simulering af en referencesituation skal modellerne derfor ekstrapoleres ud over det område, de er kalibreret og valideret for. Da der ikke findes historiske klorofyl-observationer, er det selvsagt ikke muligt at kvantificere, hvor pålidelige modellerne er til at beskrive forholdene i en uberørt situation, men generelt set vil modelusikkerheden øges med afstanden fra kalibreringsområdet. For at reducere usikkerhederne er der for fjord/kysttype vandområderne benyttet en ensemble modeltilgang med to uafhængige modeller, hvilket øger sikkerheden på referenceestimatet. Endvidere er der for både kysttype- og åbentvandsområderne benyttet en typologitilgang, hvilket yderligere bidrager til, at estimatet for referenceklorofyl bliver mere robust. Typologitilgangen betyder dog, at det enkelte vandområde reelt kan afvige fra gennemsnittet af de modellerede vandområder tilhørende samme type, da der naturligt forekommer variationer imellem de enkelte vandområder, fx pga. gradienter, inden for typerne, forskelle i vanddybder m.m., men det vurderes, at anvendelsen af typespecifikke mål generelt giver en større sikkerhed på bestemmelsen af miljømålet.

4 Referencer

Almroth, E. & Skogen, M.D. 2010: A North Sea and Baltic Sea Model Ensemble Eutrophication Assessment. - *Ambio* 9: 59-69.

Andersen, J.H., Axe, P., Backer, H., Carstensen, J., Claussen, U., Fleming-Lehtinen, V., Jarvinen, M., Kaartokallio, H., Knuuttila, S., Korpinen, S., Kubiliute, A., Laamanen, M., Lysiak-Pastuszek, E., Martin, G., Murray, C., Mohlenberg, F., Nausch, G., Norkko, A. & Villnas, A. 2011: Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. - *Biogeochemistry* 106: 137-156.

Anon. 2013: Commission decision of 20 September 2013 (2013/480/EU) establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament of the Council, the values of the Member State monitoring system classification as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC. The European Commission. Official Journal of the European Union.

Anon. 2014: BEK 1400 af 15/12/2014. Bekendtgørelse om basisanalyser. Miljøministeriet.

Bøgestrand, J., Windolf, J. & Kronvang, B. 2014a: Næringsstofbelastningen til vandområder omkring år 1900. 9 s. Aarhus Universitet. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Bøgestrand, J., Windolf, J., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2014b: Baggrundsbelastning med total N og nitrat-N. 11 s.. Aarhus Universitet. Notat fra DCE-Dansk Center for Miljø og Energi.

Carman, R. & Cederwall, H. 2001: Sediments and Macrofauna in the Baltic Sea - Characteristics, Nutrient Content and Distribution. - In: A Systems analysis of the Baltic Sea. Eds. F. Wulff, R. A. Rahm, and R. A. Larsson. pp. 289-328.

Carstensen, J., Andersen, J.H., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Simis, S., Gustafsson, B. G., Norkko, A., Radtke, H., Petersen, D. L. J. & Uhrenholdt, T. 2013: Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Helsinki Commission - Balt. Sea Environ. Proc. No. 133.

Carstensen, J. & Henriksen, P. 2009: Phytoplankton biomass response to nitrogen inputs: a method for WFD boundary setting applied to Danish coastal waters. - *Hydrobiologia* 633: 137-149.

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

Erichsen, A.E. & Kaas, H. 2015: NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder - Del 2. Mekanistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov.

Geels, C., Hansen, K., Christensen, J., Skjoth, C., Ellermann, T., Hedegaard, G., Hertel, O., Frohn, L., Gross, A. & Brandt, J. 2012: Projected change in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020. - *Atmospheric Chemistry and Physics* 12: 2615-2629.

Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Muller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O. P. & Zorita, E. 2012: Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850-2006. - *Ambio* 41: 534-548.

Radach, G. & Patsch, J. 1997: Climatological annual cycles of nutrients and chlorophyll in the North Sea. - *Journal of Sea Research* 38: 231-248.

Savchuk, O.P., Wulff, F., Hille, S., Humborg, C. & Pollehne, F. 2008: The Baltic Sea a century ago - a reconstruction from model simulations, verified by observations. - *Journal of Marine Systems* 74: 485-494.

Schernewski, G., Friedland, R., Carstens, M., Hirt, U., Leujak, W., Nausch, G., Neumann, T., Petenati, T., Sagert, S., Wasmund, N. & von Weber, M. 2015: Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. - *Marine Policy* 51: 305-321.

Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder - Del 3. Statistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov.

Topcu, D., Behrendt, H., Brockmann, U. & Claussen, U. 2011: Natural background concentrations of nutrients in the German Bight area (North Sea). - *Environmental Monitoring and Assessment* 174, 361-388.