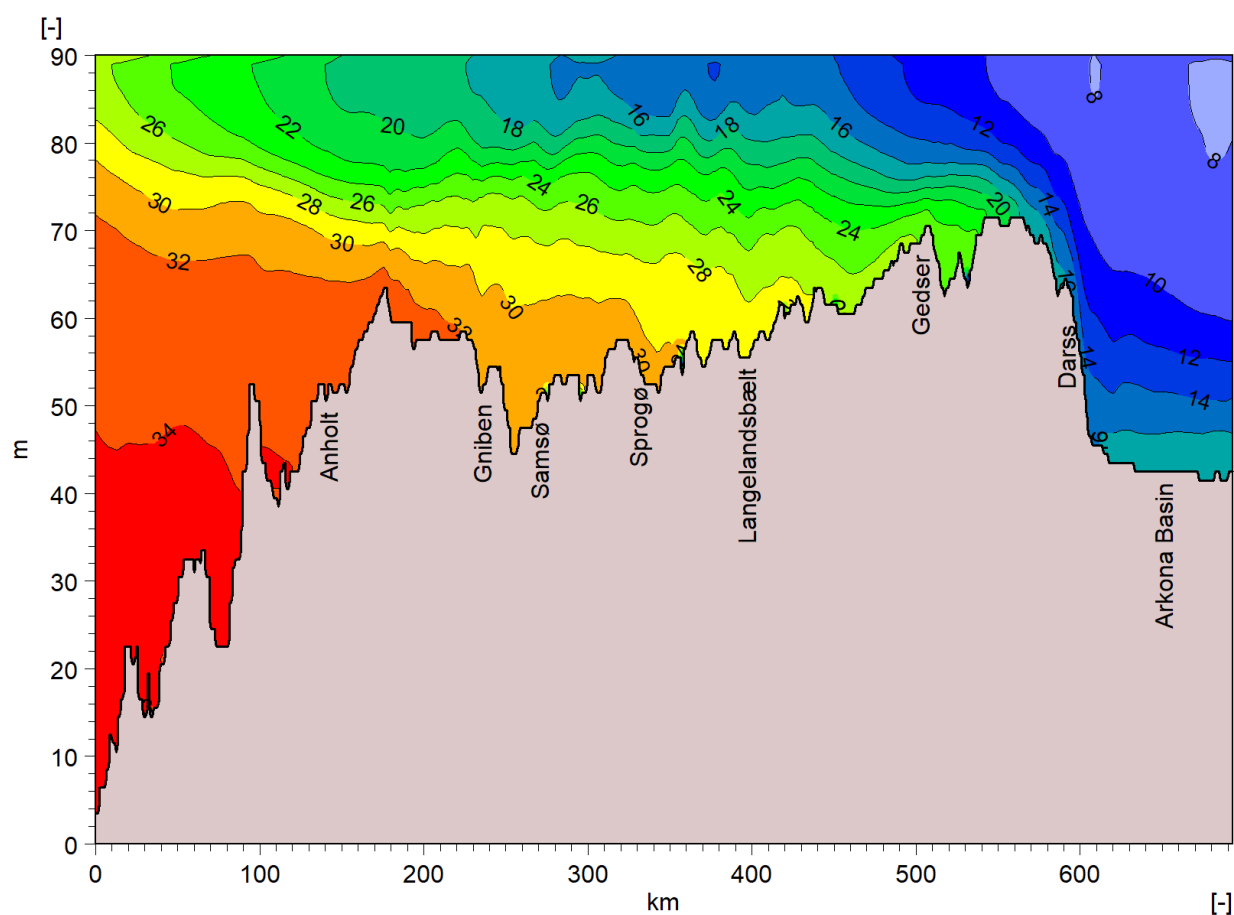


Modelanalyser og hydrografisk rapportering

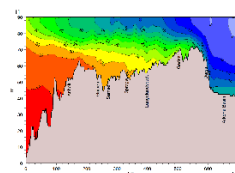
Afsluttende Rapport



Modelanalyser og hydrografisk rapportering

Afsluttende rapport

Udarbejdet for Miljøstyrelsen, Fyn
Repræsenteret af Mikael Hjort Jensen, Biolog



Salinitets transekt ned igennem Storebælt, 2016

Projektdeltagere	Anders Chr. Erichsen (DHI), Rikke Closter (DHI), Jens Würgler Hansen (DCE), Jacob Carstensen (DCE), Karen Timmermann (DCE), Jesper Heile Christensen (AU) og Henrik Tornbjerg (AU)
Kvalitetssikring	Flemming Møhlenberg (DHI) og Anja Skjoldborg Hansen (DCE))
Projekt nummer	11822485
Godkendt	19/6-2018
Klassifikation	Åben

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Introduktion	1
2	Modeludvikling	3
2.1	Godhedsindeks ("goodness-of-fit")	3
2.2	Data assimilering.....	5
2.3	Modelresultater over flere år	6
2.4	Mærkning af vandmasser	6
2.5	Udvikling af bundvandstracer.....	8
3	Model.....	9
3.1	Timing vedr. input fra modellering til havrapporten.....	9
3.2	Modelresultater og målinger	10
3.3	Modelresultater som baggrund for hydrografisk kapitel.....	14
3.3.1	Hydrografien i de indre åbne farvande og udveksling af vand mellem Østersøen og Kattegat.....	14
3.3.2	Udveksling af vand og salt gennem Bælthavet og grænsen mellem Kattegat og Skagerrak.....	15
3.3.3	Temperaturforhold og saltholdighed i de indre danske farvande	20
3.4	Supplerende modelresultater.....	24
3.4.1	Mærkning af vandmasser	24
3.4.2	Bundtracer.....	28
3.4.3	Biogeokemiske parametre	29
4	Estimering af tilstandsvurderinger	31
4.1	Metode	32
4.2	Antagelser	32
4.2.1	Hevring Bugt	33
4.2.2	Nordlige Øresund	33
4.2.2.1	Sejerø Bugt	34
4.3	Resultater.....	35
4.4	Konklusion.....	40
5	WEB-værktøj.....	43
6	Referenceliste.....	45

FIGURER

- Figur 2-1: Modelområde dækket af Nordsømodellen. Af figuren kan de fire åbne rande ses; Nordatlanten (gul linje), vandmasserne vest fra England og Irland (grøn linje), vandmasser som passerer ind gennem den Engelske Kanal (rød linje), samt det udad strømmende vand fra Østersøen (blå linje). 7
- Figur 3-1: Angivelse af hvornår forskellige typer af grunddata er klar i forhold til at indgå i arbejdet med havrapporten. Den vandrette pil repræsenterer et år. 9
- Figur 3-2: Timing af tidsintervaller for arbejdet med grunddata inden for forskellige fagområder. 'DHI' (modellering af hydrografiske forhold), 'Marin' (analyse og beskrivelse af overvågningsdata), 'Vand' (endeligt tal for ferskvandsafstrømningen til havet, bruges til klimakorrektion – foreløbigt tal kan leveres omkring 1. juni), 'Luft' (beregning af atmosfærisk deposition af kvælstof til havet), 'Stof' (beregning af tilførsel af kvælstof og

	fosfor fra land til havet). 'MST deadline' angiver det tidspunkt (november 2019), hvor det er aftalt, at havrapporten (og de andre NOVANA-rapporter) sendes i høring hos MST.	
	Den vandrette pil repræsenterer et år.....	10
Figur 3-3:	Tidsserier af målinger og modelresultater på målestationen i Arkona Bassinet (BY2). Øverst tidsserier af salinitet og nederst tidsserier af vandtemperatur.	11
Figur 3-4:	Tidsserier af målinger og modelresultater på målestationen i Bornholm Bassinet (BY5). Øverst tidsserier af salinitet og nederst tidsserier af vandtemperatur.	12
Figur 3-5:	Beregning af godhedsindeks til vurdering af modellens kvalitet på målestationen i Arkonabassinet (BY2). Øverst godhedsindeks for salinitet og nederst tilsvarende for vandtemperatur.	13
Figur 3-6:	Beregning af godhedsindeks til vurdering af modellens kvalitet på målestationen i Bornholmbassinet (BY5). Øverst godhedsindeks for salinitet og nederst tilsvarende for vandtemperatur.	14
Figur 3-7:	Placering af tværsnit, hvor der er beregnet transporter af vand og salt mellem farvandsafsnit.	15
Figur 3-8:	Årlig nettovandføringer (ud af Østersøen) på tværs over Arkonabassinet gennem Øresund, over Darsstærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse.	16
Figur 3-9:	Årlig nettotransport af salt (ud af Østersøen) på tværs over Arkona bassinet, gennem Øresund, over Darsstærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse.	17
Figur 3-10:	Årlige brutto- og nettotransporter af vand og salt over Darsstærsklen og på grænsen mellem Kattegat og Skagerrak. Inden for de enkelte år er daglige indadgående (negative, blå) og udadgående (positive, røde) transporter summeret. Nettotransporter (grå) er beregnet som forskellen mellem positive og negative transporter.	18
Figur 3-11:	Sæsonvariation i nettovandføringer (ud af Østersøen) på tværs over Arkonabassinet gennem Øresund, over Darsstærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse, og de orange fyldte cirkler repræsenterer vandføringerne i 2016.	19
Figur 3-12:	Sæsonvariation i nettotransport af salt (ud af Østersøen) på tværs over Arkona bassinet, gennem Øresund, over Darsstærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og de orange fyldte cirkler repræsenterer salttransporterne i 2016.	20
Figur 3-13:	Afgrænsning af de indre farvande, hvor gennemsnitlig temperatur og saltholdighed er beregnet for hele vandmassen.	20
Figur 3-14:	Temperaturbalance i de indre farvande; tv: årsmiddel for perioden 2000-2016 angivet ved den kraftigt optrukne blå linje, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse, og de orange fyldte kvadrater angiver middeltemperaturen for de enkelte år; th: sæsonvariation i vandtemperaturen - de vandrette blå linjer repræsenterer månedsmidler for perioden 2000-2016, de svagt optrukne lodrette linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse, de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse, og de orange fyldte cirkler repræsenterer månedsmidler i 2016.	20
Figur 3-15:	Saltbalance i indre farvande; tv: årsmiddel for perioden 2000-2016 angivet ved den kraftigt optrukne blå linje, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og orange fyldte kvadrater angiver middelsaliniteten for de enkelte år; th: sæsonvariation i saliniteten - de vandrette blå linjer repræsenterer årsmidler for perioden 2000-2016, de svagt optrukne lodrette linjer	

	repræsenterer ± 1 x standardafvigelse, de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og de orange fyldte cirkler repræsenterer månedsmidler i 2016.	21
Figur 3-16:	Placering og navngivning af "fixpositioner" langs et hydrodynamisk længdesnit fra Skagerrak til Arkonabassinet. Den vertikale fordeling langs længdesnittet af den gennemsnitlige salinitet for 2000-2016 og for 2016 er vist i Figur 3-17.	22
Figur 3-17:	Tværsnit af salinitet ned gennem Storebælt (placering er vist på Figur 3-17) – øverst gennemsnitlig årsmiddel for 2000-2016 og nederst årsmiddel for 2016.	23
Figur 3-18:	Vandmasserne i overfladevandet efter at mærkningen af vandmassen siden 2000 ved den vestlige Atlanterhavsrand (øverst) og ved den sydvestlige Atlanterhavsrand/Engelske Kanal (nederst), som fordelingen ser ud den 01-01-2010 baseret på Nordsømodellen.	25
Figur 3-19:	Vandmasserne i overfladevandet efter at mærkningen af vandmassen siden 2000 ved den vestlige Atlanterhavsrand (øverst) og ved den sydvestlige Atlanterhavsrand/Engelske Kanal (nederst) som fordelingen ser ud den 01-01-2010 baseret på IDF-modellen.	26
Figur 3-20:	Gennemsnitlige nettotransport over transektet Skagen-Gøteborg beregnet med IDF-modellen. Øverst er nettotransporten af ferskvand fra floder og åer til Nordsøen vist, mens nettotransporten af vandmasser fra den sydvestlige atlantehavsrand/Engelske Kanal er vist nederst. Blå streg viser månedlige gennemsnit fra perioden 2000-2009, mens error-bars viser 1 hhv 2 x <i>standardafvigelse</i> . Orange cirkler viser månedlige gennemsnit for 2007. Negative værdier viser netto-transport ind i Kattegat, mens positive værdier viser nettoudstrømning til Skagerrak.	27
Figur 3-21:	Billedserie af vandmasser med oprindelse i floder og åer i Nordsøen. Vandmasserne er afbildet som % af den samlede vandmasse, og er vist i modellens bundlag.	28
Figur 3-22:	Koncentrationen af en passiv tracer i bundvandet i den centrale del af det sydlige Lillebælt.	29
Figur 3-23:	(Øverst) Gennemsnitlige rater med direkte indflydelse på iltkoncentrationer opgivet pr. måned og for hele året. Positive rater bidrager til en iltning af vandsøjlen, mens negative rater repræsenterer iltforbrugende processer. Den fuldt optrukne linje viser den akkumulerede effekt. (Nederst) Genluftningen opsplittet i et rent fysisk betinget bidrag (ændringer i iltmætning grundet ændringer i især temperatur) samt et biologisk betinget bidrag. Positive værdier angiver en tilførsel af ilt fra atmosfæren, mens negative værdier repræsenterer en afgasning over havoverfladen. Begge figurer er kopi fra Erichsen et al. 2005.	30
Figur 4-1:	Placering af målestationer i vandområdet Helsingør Bugt og i vandområdets umiddelbare nærhed. Bemærk at hverken Randers Fjord eller Mariager Fjord er opløst i modellen, hvorfor det tilsyneladende ser ud som om, der er målestationer på land.	33
Figur 4-2:	Placering af målestationer i vandområdet Nordlige Øresund og i vandområdets umiddelbare nærhed. Bemærk at Roskilde Fjord ikke er opløst i modellen, hvorfor det tilsyneladende ser ud som om, der er målestationer på land.	34
Figur 4-3:	Placering af målestationer i vandområdet Sejrø bugt og i vandområdets umiddelbare nærhed.	35
Figur 4-4:	Angivelse af de forskellige målestationer og de tre vandområder: Helsingør Bugt, Nordlige Øresund og Sejrøbugt. Farverne angiver modellerede koncentrationer af sommer-klorofyl-a for 2002 (øverst) og 2003 (nederst).	36
Figur 4-5:	Angivelse af de forskellige målestationer og de tre vandområder: Helsingør Bugt, Nordlige Øresund og Sejrøbugt. Farverne angiver modellerede koncentrationer af sommer-klorofyl-a for 2004 (øverst) og 2005 (nederst).	37
Figur 4-6:	Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen ARH190004 (blå), modellens resultater i samme punkt (orange) og fejkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå). Der er ikke tilstrækkeligt med målinger på NOR409 før 2003.	38
Figur 4-7:	Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen KBH3005 (blå-øverst) og FRB1877 (blå-nederst), modellens resultater i samme punkt (orange) og fejkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå).	39
Figur 4-8:	Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen VSJ30002 (blå-øverst) og VSJ30006 (blå-nederst), modellens resultater i samme punkt (orange) og fejkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå). Gul viser en bias-korrigeret udgave af prognosen (se tekst for forklaring).	40

Figur 5-1:	Indgangsside til WEB-værktøj. I udgangspunktet vises dels de danske kystvande og udvalgte monitoringsstationer, men der vil være mulighed for at tilvælge andre GIS-lag som vandområder i henhold til vandrammedirektiv, havstrategi eller EEZ.	43
Figur 5-2:	Eksempel på datavisning. Her vises salinitet og vandtemperaturer i overfladevand og bundvand for målestationen VSJ925. I første omgang er inkluderet modelresultater for alle de 17 modelår (2000-2016), og med værktøjet er det muligt at sammenligne modelresultater med målinger. Dermed bliver WEB-værktøjet både et arbejdsredskab og et valideringsværktøj.....	44

TABELLER

Tabel 3-1	Modellens evne til at gengive målinger baseret på de enkelte godhedsindeks.	12
-----------	--	----

APPENDIKS

APPENDIKS A – Workshops

Referater fra afholdte workshops

1 Introduktion

I dag udgør målinger i de danske marine vandområder grundlaget for både tilstandsvurderinger i henhold til vandrammedirektivet og havstrategien foruden de årlige NOVANA-rapporter (herunder havrapporter), der udgives af Aarhus Universitet (AU) som en del af AUs rammeaftale med Miljøstyrelsen (MST).

I forhold til tilstandsvurderinger og NOVANA-rapportering er (mekanistisk) modellering imidlertid et relativt nyt værktøj. Mekanistiske modeller indgår i dag som en integreret del af beregningen af indsatsbehov og målbelastning i henhold til vandrammedirektivet. Det er hensigten, at modellerne fremadrettet i højere grad skal indgå som et supplement til, samt kvalificering af, målinger i relation til tilstandsvurderinger og NOVANA-rapportering med henblik på at udnytte modellernes styrke i forhold til at vurdere årsagssammenhænge i relation til overvågningsresultaterne (klimaeffekt og pressure/impact vurderinger m.v.).

På denne baggrund igangsatte MST et forberedende projekt i 2017 med det formål at udvikle koncept og metode for mekanistiske modeller med henblik på at inddrage modelresultater som supplement til NOVANA-målinger ved tilstandsvurderinger og den årlige havrapportering. Projektet fra 2017 blev efterfulgt af nærværende projekt. Nærværende projekt har fokuseret på en række produkter, som i henhold til projektbeskrivelse, var bygget op over fire underliggende emner:

1. Modelkørsler: Modellen skulle køres for år 2016, og baseret på modelresultaterne fra 2016, foruden 2014-2015, skulle muligheder/udfordringer afsøges med henblik på at modellering fremadrettet skal indgå i havrapporteringen.
2. Introducere mål for modelleringskvaliteten (godhedsindeks) og fortsætte modeludviklingen således at modelresultater kan understøtte havrapportens forskellige kapitler. Denne del omhandler især den hydrodynamiske model, mens der fra start også var tænkt nogen optimering af den biogeokemiske model ind.
3. Udvikle og teste forskellige metoder til at sammenkoble modelresultater og observationer, således at der fremadrettet sikres et forbedret grundlag for tilstandsvurderinger i alle danske vandområder. Herunder at undersøge mulighederne for at benytte data assimilering.
4. Fortsætte udviklingen af et web-værktøj, der integrerer målinger og modelresultater, således at MST løbende kan evaluere modellernes kvalitet, samt fremvise supplerende modelresultater, der således kan indgå direkte eller som baggrund for analyserne for havrapportens forskellige kapitler.

Som det fremgår af ovenstående liste, er det især modelresultater fra 2014-2016 der oprindeligt var fokus på. Imidlertid har der i forbindelse med de forskellige workshops været rejst et ønske om mere fokus på lange tidsserier til brug for langtidsmidler. Derfor har fokus ændret sig, hvorfor optimering af den biogeokemiske model er erstattet med flere modelafviklinger med den fysiske model. Biogeokemiske modelresultater er fortsat relevante, og i rapporten er kort nævnt de muligheder, som den biogeokemiske model vil kunne bidrage med fremadrettet.

Data assimilering var tænkt som et forsøg på at introducere den nyeste modeludvikling i projektet. Men test af dataassimileringsmodellen har vist, at der stadigvæk udestår et udviklingsarbejde, før dataassimilering kan indgå i arbejdet med tilstandsvurderinger. Baseret på diskussioner i workshops har vi i stedet fokuseret på at introducere nye modelresultater, som virker lovende i forhold til at understøtte fortolkningen af den tidsmæssige udvikling af en række parametre, som indgår i havrapporten.

Denne rapport er samlet set en sammenfatning af de resultater, der er fremkommet på baggrund af workshops og modelarbejde under projektet for 2018. Der henvises til (Erichsen et al. 2018) for tilsvarende rapport med resultater og anbefalinger fra projektet for 2017.

2 Modeludvikling

Et helt centralt formål med nærværende projekt er at gennemføre en modelafvikling for 2016, og med baggrund i modelresultaterne fra denne modelafvikling at udtrække og præsentere relevante typer af informationer, som over tid potentielt kan indgå som et hydrografisk kapitel i den årlige havrapport og/eller danne baggrund for andre kapitler i havrapporten, herunder især kapitlerne omkring "klimatiske forhold", "næringsstofkoncentrationer", "planteplankton og vandets klarhed" foruden "iltforhold".

Udgangspunktet for projektet er altså data fra 2016, og den oprindelige plan var at identificere specifikke modelresultater og udvikle måder at præsentere disse resultater, således at de med tiden kunne styrke analyserne i havrapportens kapitler. I havrapporterne er den gængse måde at præsentere data på imidlertid typisk at sammenligne "årets data" med langtidsmidler og afvigelser fra langtidsmidler. Som det vil fremgå af denne rapport, har det derfor været nødvendigt at skifte fokus fra at kigge på modelresultater for 2016 alene til at inkludere modelresultater fra adskillige år tilbage i tid.

Modellen, der ligger til grund for projektet, er MSTs eksisterende hydrodynamiske model dækkende de indre danske farvande fra Skagen og sydover (IDF-modellen), men derudover har det i projektet været nødvendigt også at inddrage MSTs Nordsømodel i nogen udstrækning. Det er oplagt, at både IDF-modellen og Nordsømodellen fremadrettet inkluderes i potentielle årlige modelafviklinger som supplement til havrapporterne, mens fjordspecifikke modeller måske over tid også kunne bidrage med værdifuld information om tilstande og udviklinger.

Det er i udgangspunktet modelresultater fra de hydrodynamiske modeller, der indgår i projektet, mens en del af modeludviklingen, som det vil fremgå efterfølgende, også har omfattet udvikling af transportmodeller (advektions-dispersions modeller), som er udviklet med henblik på at kunne følge specifikke vandmasser.

2.1 Godhedsindeks ("goodness-of-fit")

Når modeller benyttes i analyser og beskrivelser af havmiljøet, er der behov for at kunne evaluere modellernes kvalitet. Det vil i denne sammenhæng sige, i hvor stor udstrækning modellerne er i stand til at beskrive de målinger, der er indhentet som en del af NOVANA-programmet. Dette gælder både for de hydrodynamiske modeller såvel som for de biogeokemiske modeller (økosystemmodeller).

I dette projekt har vi derfor gennemgået litteraturen for forskellige godhedsindeks (goodness-of-fit) med henblik på at udvælge specifikke indeks, som kan benyttes til at evaluere både den hydrodynamiske og den biogeokemiske model. Modeller er simplifikationer af den 'natur' de forsøger at gengive, hvorfor modeller altid skal evalueres i forhold til deres anvendelsesområde.

Overordnet set er der udviklet og anvendt en række forskellige indeks til kvantificering af mekanistiske modellers evne til at gengive målinger (se eksempelvis Bennett et al. 2013, Moriasi et al. 2012, 2015, Stow et al. 2009). Forskellige indeks adresserer forskellige aspekter af modelleringen, og derfor er der behov for mere end et indeks for at kunne evaluere modellernes kvalitet, både de hydrodynamiske og de biogeokemiske modeller.

Der er også et vist overlap mellem de forskellige indeks, og en række indeks adresserer de samme aspekter af modelleringen. Eksempelvis findes der en række fejlindeks som eksempelvis *Mean Absolute Error* (MAE), *Mean Square Error* (MSE) og *Root Mean Square Error* (RMSE), og de er alle et udtryk for den gennemsnitlige forskel mellem model og måling (Olsen et al. 2016), men uden at udtrykke hvorvidt modellen over- eller underestimerer

målingerne. I det følgende har vi derfor analyseret på fordele og ulemper ved at bruge tre indeks: P-Bias, Spearman Rank og Modeling Efficiency Factor.

En nært beslægtet indeks er "Procent Bias" (P-Bias), som udtrykker en normaliseret fejl ved at dividere den opsummerede forskel mellem observationer og model med summen af målingerneⁱ. Ved vurdering af modellens evne til at beskrive målinger har vi benyttet P-bias til at beskrive, i hvilket omfang modellen repræsenterer et tilstrækkeligt korrekt niveau (fx salinitet, koncentration af næringsstoffer, klorofyl-a) i forhold til målinger.

En anden kategori af indeks er "korrelation"-indekser, fx Spearman, Pearson, Kendall og determineringskoefficient (R^2). De har alle fordele og ulemper, og eksempelvis er R^2 meget følsom over for ekstreme værdier (som eksempelvis kan skabes af forårsblomst-værdier), men ufølsom over for niveauforskelle mellem modellens resultater og målinger (Legates & McCabe 1999, Krause et al. 2005). Vi har valgt at anvende den ikke-parametriske *Spearman Rang* korrelationskoefficient, der i et vist omfang tager højde for at peak-koncentrationer i målinger og modelprædiktioner (fx forårsopblomstring) kan være forskudt 1-2 uger.

Det mest universelle indeks er *Modeling Efficiency Factor* (MEF), der er tæt relateret til *Nash-Sutcliffe Model Efficiency* (Nash & Sutcliffe 1970), som er et mål for forholdet mellem modelfejlen og variabiliteten i målingerne. MEF blev oprindeligt udviklet med henblik på at beskrive oplandsmodeller, som udviser en sæsonbestemt variabilitet, som kan sammenlignes med eksempelvis fytoplankton og uorganiske næringsstoffer (hurtige stigninger og fald i koncentrationer).

Nedenfor er listet de tre indeks, vi har brugt inklusive deres umiddelbare fordele og begrænsninger. I afsnit 3.2 er modelresultater vist sammen med målinger, og brugen af de enkelte udvalgte indeks er eksemplificeret.

Indeks	Formel	Bemærkninger
Percent Bias	$P_{bias} = \frac{\sum_1^N (P_i - O_i)}{\sum_1^N O_i} * 100$	Procent model-bias (P-bias) udtrykkes ved at summerede forskelle mellem modellerede (P) og målte værdier (O) normaliseret til summen af målinger. P-bias viser, om modellen systematisk over- eller undervurderer målinger (O); desto nærmere P-bias er på "0", desto bedre repræsenterer modellen målingerne. P-bias øger vægten af fejl relateret til lave måleværdier (fx lave sommerkoncentrationer af fytoplankton og uorganiske næringsstoffer); derfor vil utilstrækkelig modellerede lave målte værdier resultere i en højere P-bias. Forstærkningen af fejl i perioder, hvor lave parameterværdier (målte og modelleret) dominerer, kan eventuelt overvindes ved at opdele i sæsoner, f.eks. "vækstsæson" (april til september) og "vinter" (december til februar). P-bias og de relaterede forskelle mellem model og målinger afspejler ikke eventuelle trends eller variationer over tid.
Spearman Rank		For et datasæt af størrelse N, konverteres de rå målte værdier (O_i) og tilhørende modelprædiktionerne (P_i) parvis rangordnes i par (rg_{O_i} og rg_{P_i}). Dernæst beregnes

ⁱ For alle indeks gælder, at de scorer fra 0 (bedst - perfekt match) til en ikke nærmere bestemt værdi (negativ eller positiv).

	$r_s = 1 - \frac{6 \sum_1^N (rg_{oi} - rg_{pi})^2}{N(N^2 - 1)}$	forskellene mellem de parvise rang, hvorefter forskellene summeres, og normaliseres til datasættes størrelse. Typisk beregnes Spearman Rang korrelationen (r_s) ved hjælp af statistiske programmer, der også beregner r_s og det tilhørende signifikansniveau. Spearman Rang korrelationen er mindre følsom over for outliers (fra model eller måling) end Pearson-korrelationen, R og R^2. Dette skyldes, at Spearmans begrænser outliers til værdien af sin rang.
Modelling Efficiency Factor	$MEF = 1 - \frac{\sum_1^N (P_i - O_i)^2}{\sum_1^N (O_i - \bar{O})^2}$ $= 1 - \left(\frac{RMSE}{SD_O} \right)^2$	Modelling Efficiency Factor (MEF) udtrykkes ved den kvadreret sum af forskelle mellem modellerede (P) og målte værdier (O) normaliseret til målingernes standardafvigelse. MEF er det eneste udvalgte indeks, der vurderer både modellens præcision og nøjagtighed. Blandt de anvendte indeks er MEF både mest følsom for niveauforskelle og omvendte relationer, men mindre følsom for korrelation eller mismatch i trends. Dermed supplerer MEF og Spearman Rank korrelationen hinanden. Når MEF er 1.0, er modellen i fuld overensstemmelse med målingerne. MEF er relateret til NSE-indekset ($MEF = [1 - NSE]^{1/2}$), der blev introduceret af Nash & Sutcliffe (1970), og er meget udbredt i hydrologisk modellering (afstrømningsmodellering). Men kvadratroden af NSE i MEF gør MEF mindre følsom overfor effekten af forskelle i timing fra 'events' (afstrømning, forårsopblomstring af fytoplankton etc.). I en grundig gennemgang af NSE-indekset foreslog McCuen et al. (2006) anvendelse af MEF i stedet for NSE. Zhong & Dutta (2015) anvendte både Root-Mean-Square-Error (RMSE), NSE og MEF, i et studie, hvor de sammenlignede modeller i forbindelse med kontrol- og styreledskaber til at afvikle togtrafikkenⁱⁱ. De konkluderede, at NSE og MEF var bedre end RMSE, som tidligere var blevet anvendt.

2.2 Data assimilering

Fra starten af projektet var det planen, at vi skulle undersøge mulighederne for at inddrage data assimilering i projektet med henblik på en bedre tilstandsvurderingen. Det er imidlertid ikke lykkedes at komme igennem udviklingen og der kræves mere udvikling før data assimilering kan inkluderes fremadrettet.

Fremfor data assimilering har vi set på en anden og mere simpel metode til bestemmelse af tilstandsvurderinger i vandområder uden målestationer, men til gengæld haft fokus på år-til-år

ⁱⁱ Der er naturligvis stor forskel på det som modelleres i dette projekt, og det som Zhong & Dutta (2015) beskæftiger sig med, men i begge tilfælde skal modellerne sammenlignes med målinger, hvorfor det stadigvæk er relevant at inddrage i denne sammenhæng

variationer og sammenligning med tidligere tiders målinger. Senere i denne rapport er resultaterne af denne analyse præsenteret, se afsnit 4.

2.3 Modelresultater over flere år

Oprindeligt var planen for dette projekt at undersøge mulighederne for at inddrage modelresultater i afrapportering i havrapporten testet i forhold til 2016-data. Tanken var at se på modelresultater for 2016 alene eller sammen med årene 2014 og 2015.

Som nævnt i indledningen har det imidlertid været nødvendigt at inddrage modelresultater for adskillige år og ikke alene for 2016 (suppleret med 2014 og 2015). Hvis der kun benyttes modelresultater for enkelte år, vil år-til-år variationerne overskygge resultaterne af 2016 alene. Derfor har vi valgt at ændre fokus i forhold til den oprindelige projektplan ved at benytte et datagrundlag baseret på mange modelår, og dermed et datagrundlag, som fremadrettet vil kunne danne baggrund for et hydrografisk kapitel eller indgå i baggrundsbeskrivelserne af de hydrografiske forhold i de danske farvande til brug for de andre kapitler i havrapporten.

I forbindelse med MSTs modeludviklingsprojekt frem mod Vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) udvikles mekanistiske modeller for både Nordsøen og de indre danske farvande for årene 2000-2016. Fra dette projekt foreligger hydrodynamiske modelresultater for 17 år, hvilket giver en god baggrund for at sammenstille resultater fra et enkelt år med langtidsmidler.

Med udgangspunkt i disse datasæt har vi udviklet forskellige måder at udtrække og præsentere data, således at de både lægger sig op ad den måde data præsenteres i havrapporterne i forvejen, men samtidigt giver forfatterne af de andre kapitler i havrapporterne mulighed for at udtrække essensen af de hydrografiske forhold og forskellene mellem årets forhold og langtidsmidler.

En stor del af dette projekt har dermed resulteret i et datasæt, som fremadrettet kan opdateres løbende og inkluderes i evt. modelafviklinger til brug for kommende havrapporter.

Resultaterne af denne analyse fremgår af kapitel 3.2.

2.4 Mærkning af vandmasser

Igennem drøftelser på workshops (se Appendiks A) og løbende diskussioner mellem projektdeltagerne nåede vi frem til, at "mærkning" af vandmasser er et område, som vil kunne kvalificere havrapporterne. I dag beskrives især det vand, som oprinder fra Tyske Bugt, og som i februar måned i nogle år kan følges fra Skagen-Gøteborg transektet og ned gennem Kattegat, i nogle år helt ned i Storebælt. Det vand som kommer ind i Kattegat fra Tyske Bugt, løber typisk som en bundstrøm eller i intermediære vandlag.

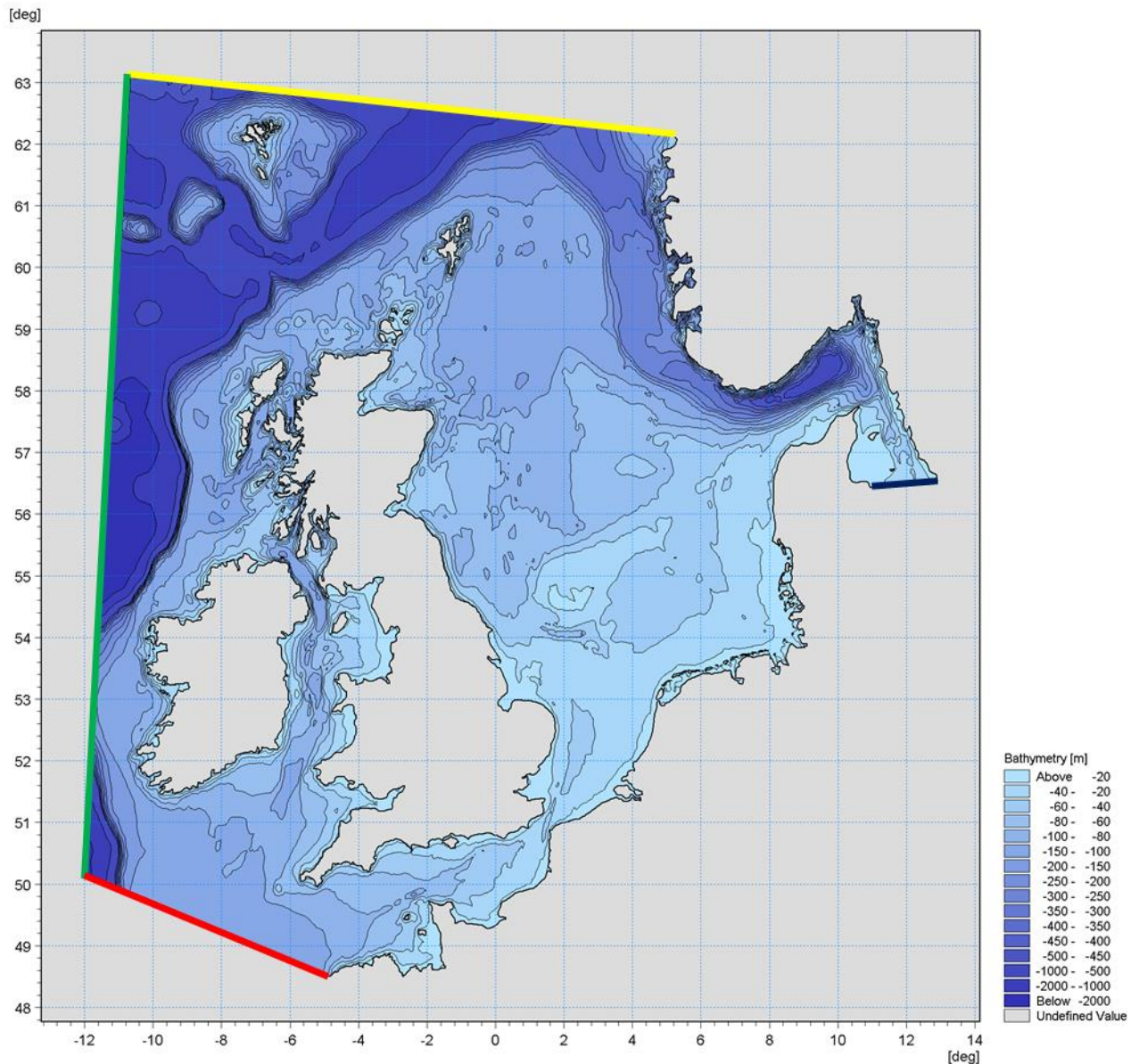
Vandet fra Tyske Bugt bliver løbende beriget med næringsstoffer fra de mellemeuropæiske floder og de danske åer og indeholder derfor typisk højere koncentrationer af næringsstoffer end det vand, som kommer fra den centrale del af Nordsøen. Mængden af vand fra Tyske Bugt har derfor en effekt på vandmiljøet i Kattegat, idet det mere næringsholdige bundvand i løbet af året blandes op til overfladen (0-10m) og dermed indgår i årets produktion af alger.

Det er dog ikke altid nemt at 'fange' vandet fra Tyske Bugt i målingerne fra den nationale overvågning, og derfor kan modellen benyttes til at forbedre estimatet af transporten ind i Kattegat og kvalificere årets forskelle set i forhold til en langtidsmiddel.

I dette projekt har vi valgt at udvikle en model, der 'mærker' de enkelte vandmasser som bevæger sig fra Nordatlanten og ind i de danske farvande. I praksis er der benyttet to modeller:

- Nordsømodellen, der beskriver de enkelte vandmassers transport rundt i Nordsøen, og som leverer randværdier til modellen for de indre danske farvande (IDF-modellen).
- IDF-modellen, som ud fra randværdierne fra Nordsømodellen, beskriver transporten af vandmasser ind og ud af Kattegat og Bælthavet.

Nordsømodellen har fire åbne rande, og vi har valgt at mærke vandet fra alle randene. Derudover er vandet fra alle floder og åer i Nordsøen ligeledes mærket foruden de ferskvandskilder, som strømmer til Kattegat fra Danmark og Sverige. På Figur 2-1 fremgår de fire rande, som altså er mærket som forskellige vandmasser.



Figur 2-1: Modelområde dækket af Nordsømodellen. Af figuren kan de fire åbne rande ses; Nordatlanten (gul linje), vandmasserne vest fra England og Irland (grøn linje), vandmasser som passerer ind gennem den Engelske Kanal (rød linje), samt det udad strømmende vand fra Østersøen (blå linje).

På samme måde er udviklet en variant af IDF-modellen, som inkluderer de samme vandmasser, men som derudover naturligvis har mere fokus på transporterne fra Kattegat og længere ind i Østersøen.

Resultaterne af denne mærkning er vist i kapitel 3.4.1.

2.5 Udvikling af bundvandstracer

Et andet udviklingsområde, som ligeledes er diskuteret i projektet, er mulighederne for at analysere, hvor stationært bundvandet, i eksempelvis Lillebælt, er henover sommeren. Hvert år udvikles iltsvind i de åbne vandområder i varierende grad og med varierende udbredelse.

Størrelsen af et iltsvind drives dels af mængden af de næringsstoffer, der er til rådighed for primærproduktionen, og dels af de meteorologiske forhold (vind, temperatur og nedbør).

Ilthforhold (herunder iltsvind) indgår som et selvstændigt kapitel i havrapporten, og i dette kapitel kædes næringsstofftilførsler og meteorologi sammen som forklarende faktorer for iltsvindets opståen og variation.

I nogle år kan det være vanskeligt at påpege en direkte sammenhæng mellem de to faktorer og årets iltsvind. Eksempelvis var det iltsvindspåvirkede areal medio september i 2016 i henhold til Hansen (2018) større end de forudgående år, mens de klimatiske forhold i sommerperioden var af mere gennemsnitlig karakter. En mulig supplerende forklaring er, at bundvandet måske var mere stagnerende henover sensommeren i 2016 end i de forudgående år. Derfor har vi i dette projekt forsøgt os med en modelanalyse, hvor der løbende udledes en konstant mængde konservativt stof (konservativt betyder i denne sammenhæng, at stoffet ikke nedbrydes, men alene transporteres og fortyndes) fra sedimentet på udvalgte dybder under 15 m. Planen er, at fortsætte udviklingen af denne metode, således at det fremadrettet bliver muligt at undersøge, om koncentrationerne af det fiktive konservative stof i bundvandet vokser gennem sæsonen, og dermed bliver større sammenlignet med andre år, eller fortyndes og transporteres væk.

Koncentrationen af et konservativt stof er dog ikke et direkte mål for bundvandets alder eller opholdstid. Men i år, hvor den akkumulerede koncentration er større end normalt i eksempelvis bunden af Lillebælt, vil det indikere et mere stillestående bundvand end i år med lavere koncentrationer.

Arbejdet med denne bundtracer er ikke afsluttet. Som det vil fremgå af afsnit 3.4.1, er kun ét år blevet modelleret med en bundtracer, og det er derfor ikke muligt at sammenligne dette enkelte år med andre år. Analysen er således stadigvæk ufærdig, da den endelige fortolkning af resultaterne først kan ske, når der foreligger flere års data. I afsnit 3.4.1 er resultaterne fra det enkelte modelår inkluderet.

3 Model

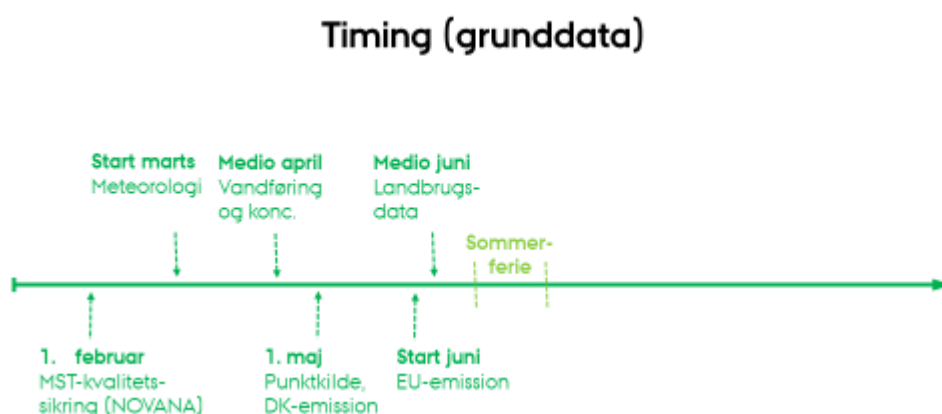
MST har efterspurgt, at de mekanistiske modeller (i dette projekt med udgangspunkt i modellen for de åbne, indre danske farvande, IDF-modellen, men på sigt også Nordsømodellen og øvrige marine områder dækket af mekanistiske modeller) afvikles årligt med henblik på, at modeldata kan bidrage til havrapporteringen og indgå i overvågningen af miljøtilstanden, især for de vandområder, hvor der for specifikke tilstandsparametre ikke foreligger målinger. Det er derfor centralt, at den årlige modelafvikling i videst muligt omfang indrettes i forhold til behovet knyttet til den årlige hav- og fjordrapportering og de periodiske tilstandsvurderinger.

Baseret på to workshops (referater inkluderet i Appendiks A) har MST, AU og DHI gennemgået og diskuteret de forskelle typer af data, som indgår i havrapporterne og som potentielt skal indgå i de årlige modelafviklinger og de supplerende informationer, som kan trækkes ud af modellerne med henblik på at kvantificere i især de hydrografiske forhold. I de følgende afsnit sættes de enkelte drivdata – som indgår i havrapporterne og potentielt i modellerne – i perspektiv i forhold til, hvornår de er klar til anvendelse, og hvornår de forventes rapporteret (i forhold til et 'normal' år). Derudover er der inkluderet et afsnit, som kunne danne grundlag for et hydrografisk kapitel, eller indgå som baggrundsmateriale i forhold til de andre kapitler i havrapporterne. Endelig er præsenteret en række forslag til supplerende data, som over tid måske ville kunne indgå som baggrundsmateriale i forhold til de årlige havrapporter.

3.1 Timing vedr. input fra modellering til havrapporten

Timing af de forskellige elementer i havrapporten er blevet undersøgt med hensyn til at afdække evt. problemstillinger i forhold til at få indpasset input fra modellering til rapporteringen. Input fra modellering kan dels ske i forhold til at give et grundlag for et hydrografisk kapitel til havrapporten, men modellering kan evt. også bidrage til andre dele af havrapporten, fx kapitlet om iltforhold og en evt. diskussion af massebalance af næringsstoffer i de åbne dele af de indre danske farvande.

Modelleringsgrundlaget for et hydrografisk kapitel kan baseres på meteorologiske data, som normalt er tilgængelige i starten af marts (figur 3-1).



Figur 3-1: Angivelse af hvornår forskellige typer af grunddata er klar i forhold til at indgå i arbejdet med havrapporten. Den vandrette pil repræsenterer et år.

Det betyder, at modelleringen af vandtransporter over definerede rande/transektter kan være klar til at kunne indgå i fortolkningen og sammenskrivningen af marine overvågningsdata, som sker fra midt i maj til midt i juni (Figur 3-1).

Timing (data: analyse/kvalitetssikring/modellering)



Figur 3-2: Timing af tidsintervaller for arbejdet med grunddata inden for forskellige fagområder. 'DHI' (modellering af hydrografiske forhold), 'Marin' (analyse og beskrivelse af overvågningsdata), 'Vand' (endeligt tal for ferskvandsafstrømningen til havet, bruges til klimakorrektion – foreløbigt tal kan leveres omkring 1. juni), 'Luft' (beregning af atmosfærisk deposition af kvælstof til havet), 'Stof' (beregning af tilførsel af kvælstof og fosfor fra land til havet). 'MST deadline' angiver det tidspunkt (november 2019), hvor det er aftalt, at havrapporten (og de andre NOVANA-rapporter) sendes i høring hos MST. Den vandrette pil repræsenterer et år.

Som det fremgår af Figur 3-2, så er data for tilførslen af kvælstof fra luft og især tilførslen af kvælstof og fosfor fra land først klar efter, der ifølge planen er udarbejdet et første udkast til havrapporten. Det betyder, at hvis disse data skal indgå i havrapporten og anvendes til modellering af massebalance af næringsstofferne i de indre danske farvande, så kan en væsentlig del af arbejdet med havrapporten først begynde i starten af oktober, hvor data for stoftilførslen fra land forventes at være færdigberegnet. Dette er problematisk i forhold til en planlagt aflevering af en høringsudgave af havrapporten til Miljøstyrelsen i november, da MST på det tidspunkt skal have været mundtligt orienteret om rapportens hovedresultater, og rapporten på det tidspunkt skal have været gennem en faglig kommentering, kvalitetssikring samt være præsenteret for interessenter.

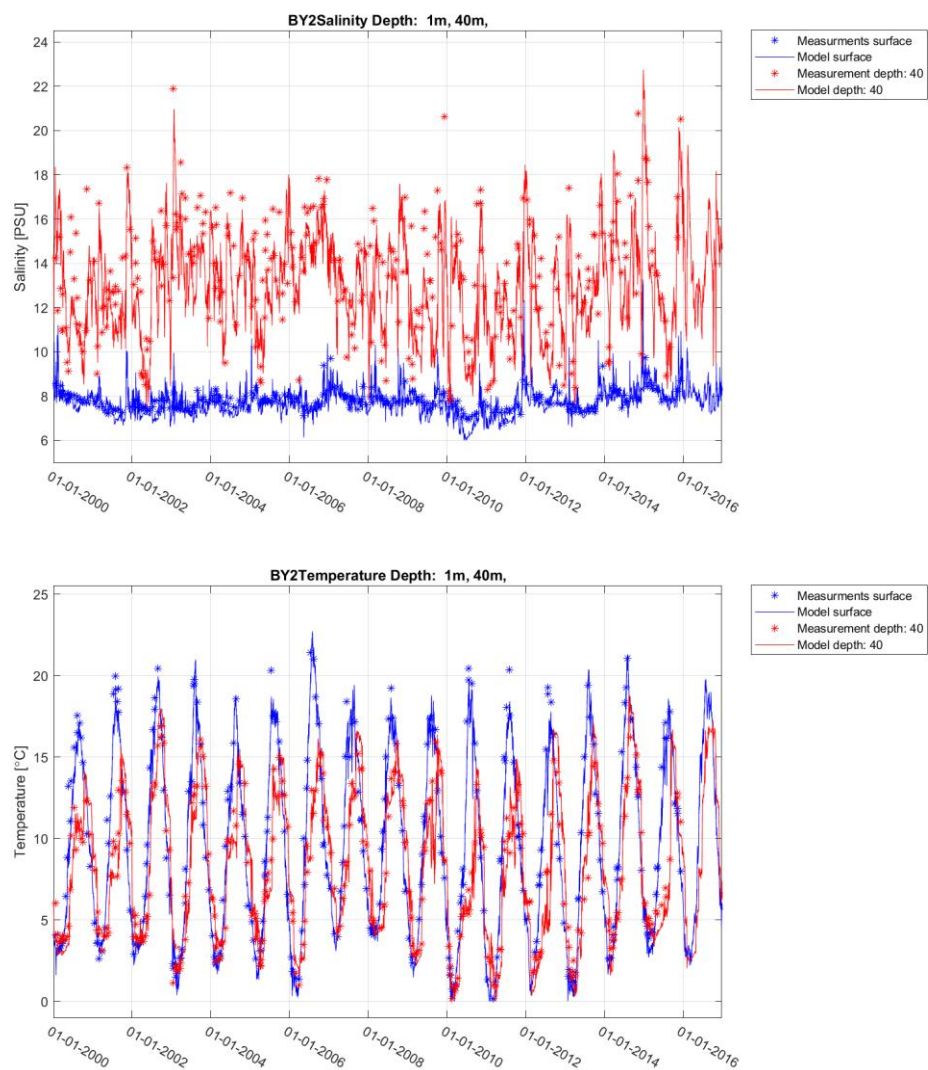
Det skal bemærkes, at ovenstående beskrivelse af det tidsmæssige forløb af havrapporten er sket under antagelse af, at alle data er klar på de officielt udmeldte tidspunkter. De hidtidige erfaringer viser, at ofte er et eller flere af disse datasæt forsinkede, hvilket typisk vil forsinke rapporteringsprocessen tilsvarende.

Konklusionen er, at det med rimelighed kan forventes, at et modelleringsgrundlag i form af hydrografiske data kan være klar til, at de kan indgå i fortolkningen af overvågningsdataene. Til gengæld er det mere tvivlsomt, at drivdata i form af deposition af atmosfærisk kvælstof og især tilførsel af kvælstof og fosfor fra land er klar i tide nok til at kunne indgå i en modellering af massebalance af næringsstoffer og til på anden vis at indgå i fortolkningen af de marine overvågningsparametre - såfremt havrapporten skal være klar til høring hos Miljøstyrelsen sidst i oktober.

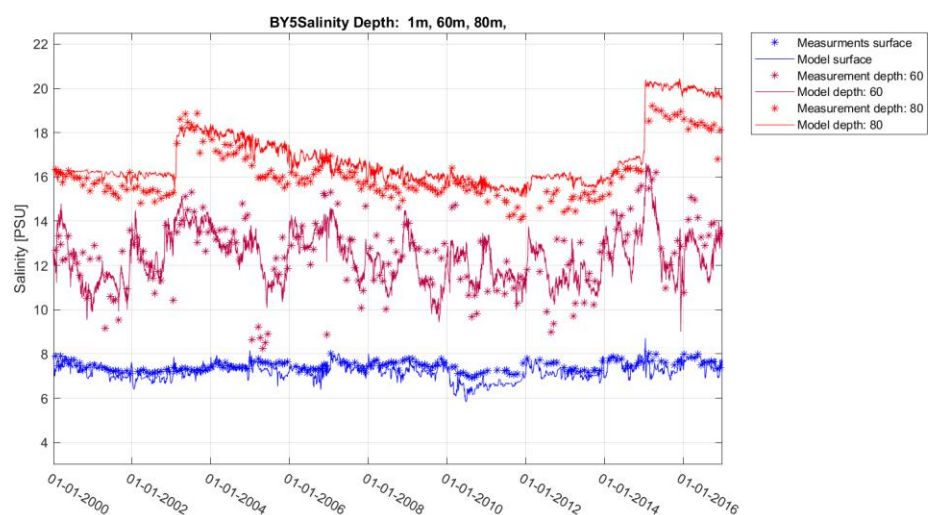
3.2 Modelresultater og målinger

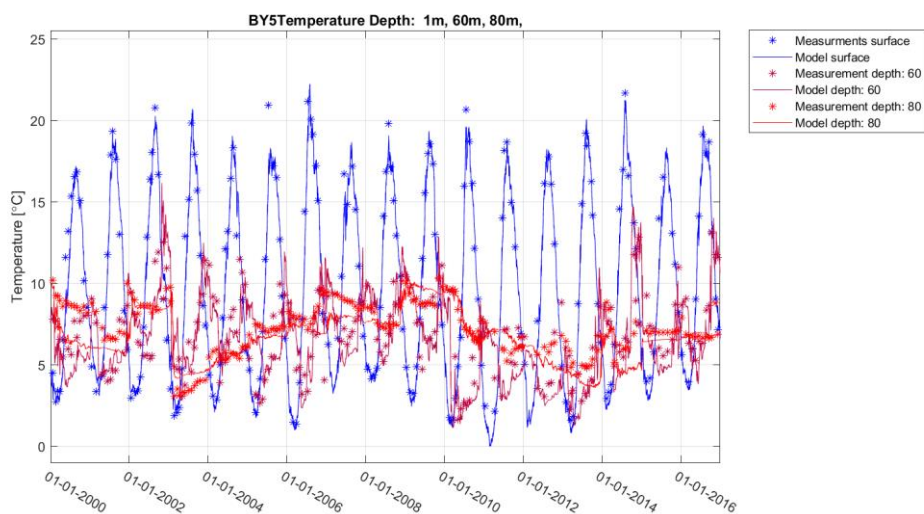
Som beskrevet i underkapitel 2.1. har vi i dette projekt identificeret godhedsindeks. Godhedsindeks er et mål for, i hvor stor grad modellen kan gengive målinger under hensyntagen til både variabilitet og niveauer. Vi har til dette arbejde identificeret og benyttet tre indekssæt, som hver især adresserer forskellige tendenser i modelresultaterne set i forhold til målingerne.

På Figur 3-3 og Figur 3-4 er vist eksempler på målinger og modelresultater for to stationer i den sydvestlige Østersø. Som det fremgår af de to figurer, er der god visuel sammenhæng mellem målinger og modelresultater. På Figur 3-4 og Figur 3-56 er målinger mere systematisk sammenlignet.



Figur 3-3: Tidsserier af målinger og modelresultater på målestationen i Arkona Bassinet (BY2). Øverst tidsserier af salinitet og nederst tidsserier af vandtemperatur.





Figur 3-4: Tidsserier af målinger og modelresultater på målestationen i Bornholm Bassinet (BY5). Øverst tidsserier af salinitet og nederst tidsserier af vandtemperatur.

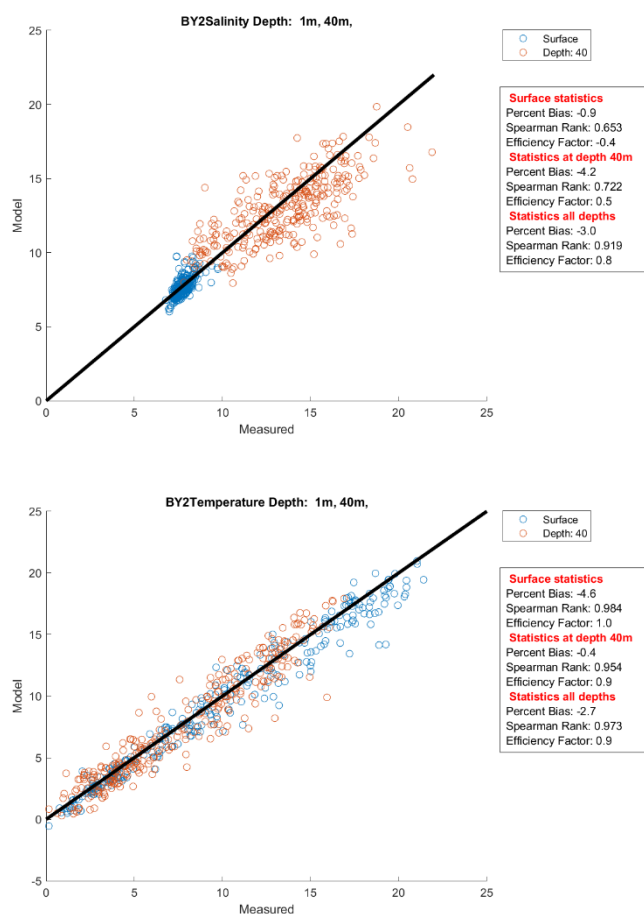
Indtil nu har det været kutyme at vurdere modelresultater ud fra den visuelle vurdering, men med introduktion af godhedsindeks er det nu muligt at komme med et mere kvantitativt estimat af modellens evner til at gengive målinger. I de følgende to figurer har vi inkluderet de endelige resultater af en sammenligning mellem model og målinger på to stationer i de danske farvande.

Det er stadigvæk ikke helt tydeligt, hvordan disse indeks skal bruges fremadrettet. I udgangspunktet arbejder vi med en gruppering af de enkelte indeks som beskrevet i Tabel 3-1.

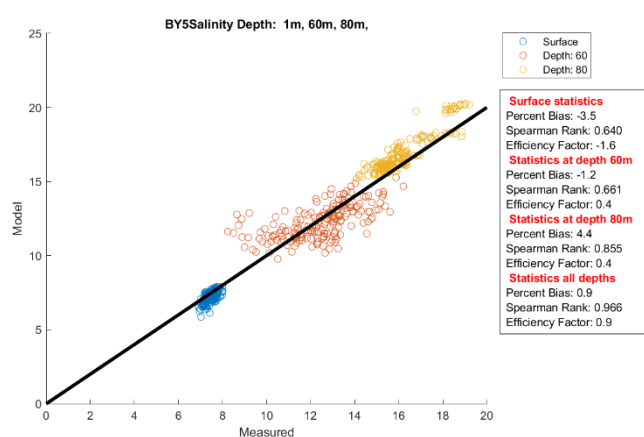
Tabel 3-1 Modellens evne til at gengive målinger baseret på de enkelte godhedsindeks.

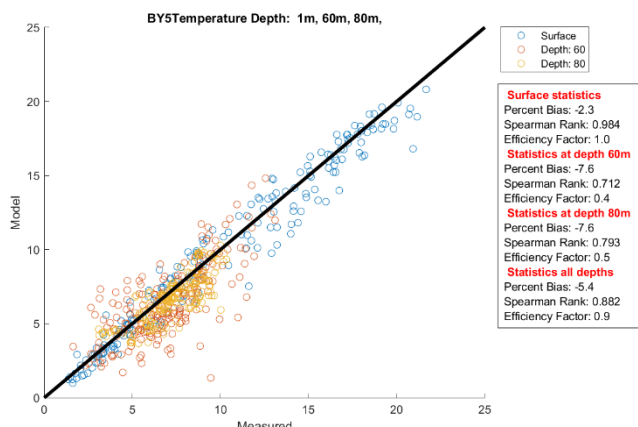
Indeks	Excellent	Meget god	God	Ringe
P-Bias	<10	10-20	20-40	>40
MEF	>0,8	0,8-0,5	0,5-0,2	<0,2
	Excellent	Meget god	Moderat	
Spearman Rank	>0,9	0,9-0,6	<0,6	

Som eksempel er der i Figur 3-5 og Figur 3-6 vist målinger mod model som XY-scatter-plots foruden beregninger af godhedsindeks for en station i Arkonabassinet og i Bornholmbassinet.



Figur 3-5: Beregning af godhedsindeks til vurdering af modellens kvalitet på målestationen i Arkonabassinet (BY2). Øverst godhedsindeks for salinitet og nederst tilsvarende for vandtemperatur.





Figur 3-6: Beregning af godhedsindeks til vurdering af modellens kvalitet på målestationen i Bornholmbassinet (BY5). Øverst godhedsindeks for salinitet og nederst tilsvarende for vandtemperatur.

Med beskrivelsen fra Tabel 3-1 fremgår det således, at modellens evne til at gengive målinger er "excellent" vurderet ud fra P-Bias, "excellent" til "meget god" vurderet ud fra Spearman Rank og "excellent" til "god" vurderet ud fra MEF med undtagelse af overfladesalt på station BY2. Vurderet for alle dybder samlet er alle mål enten "excellent" eller "meget god".

3.3 Modelresultater som baggrund for hydrografisk kapitel

Projektet tager udgangspunkt i 2016. Den oprindelige plan var at identificere specifikke modelresultater og udvikle måder at præsentere disse resultater, således at de over tid ville kunne indgå i analyser af havrapportens kapitler.

Derfor har en vigtig del af projektet været at modellere 2016. I et sideløbende projekt udvikler DHI mekanistiske modeller frem mod tredjegenérationsvandplaner (VP3). Disse modeller omfatter årene tilbage til 2000, hvorfor en del af dette projekt er blevet brugt til at analysere hydrodynamiske modelresultater for 2000-2016 for derigennem at skabe et grundlag for at kunne analysere 2016 i forhold til en langtidsmiddel.

I det følgende er modelresultater sammenfattet i en række afsnit, som fremadrettet evt. kan indgå som baggrund for et hydrografisk kapitel.

3.3.1 Hydrografien i de indre åbne farvande og udveksling af vand mellem Østersøen og Kattegat

Den akkumulerede varme og de øvrige vandmassegenskaber i de åbne indre farvande styres af tilstrømningen af "varmt" Nordsøvand med høj salinitet og tilstrømning af koldere (vinter og forår) og mindre salt brakvand fra Østersøen sammen med udveksling over vandoverfladen samt solindstråling. Dette skaber en 2-lagsstruktur i vandsøjlen, som varierer rumligt og tidsligt i Kattegat og Bælthavet, hvor både sæsonvariationer og år-til-år variationer er drevet af de meteorologiske forhold. Udveksling af vand mellem Nordsøen og Østersøen sker gennem de indre danske farvande, dvs. gennem Bælthavet (Femern Bælt, Øresund, Storebælt, Lillebælt) og Kattegat.

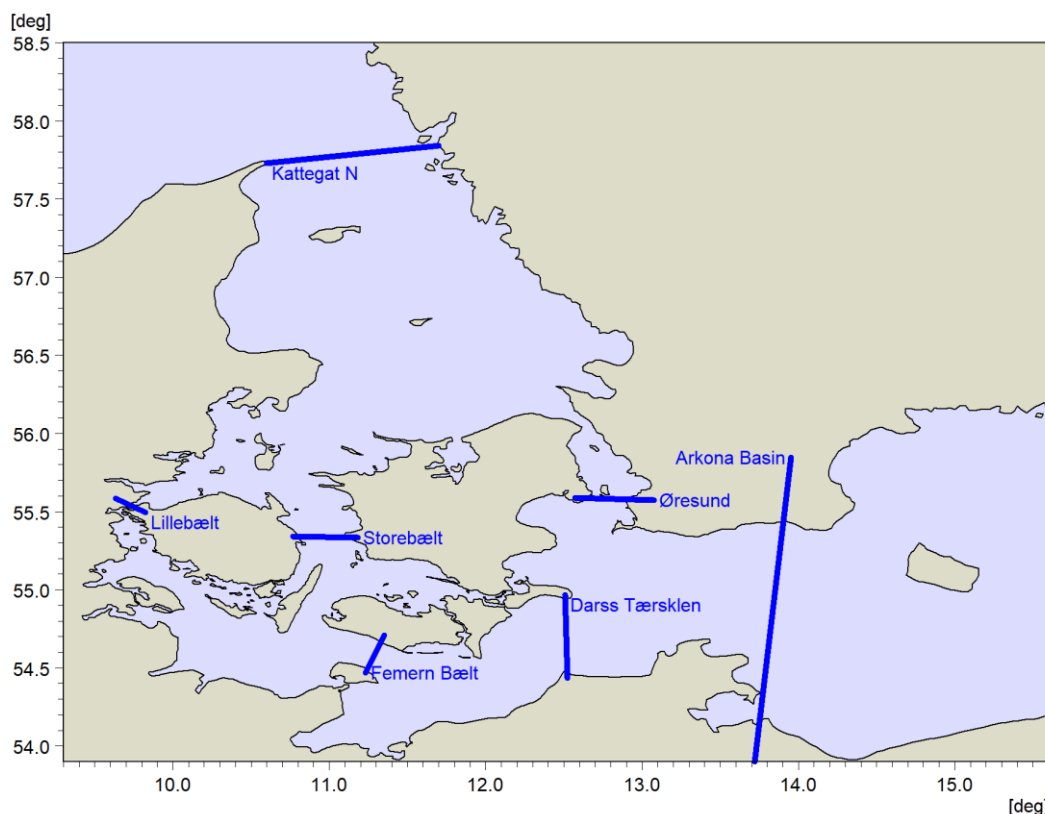
Overordnet drives udvekslingen af tidevandsstrømme, forskelle i lufttryk, vandstande og vandets densitet mellem Nordsøen og Østersøen samt ferskvandsoverskuddet i Østersøområdet (ca. 400-500 km³/år). Lavvandede tærskler i det sydlige Øresund (minimumdybde 8 m ved Drogden) og i Femern Bælt (minimumdybde 18 m ved Darss) bremser tilførslen af salt bundvand til den

vestlige og centrale Østersø. Lillebælt er langt det snævre af de tre bælt og bidrager derfor kun lidt til udveksling af vand. Under perioder med kraftig vandtilførsel til Østersøen – såkaldte "Major Baltic Inflow" (MBI) – udløst af storme fra vestlige og nordvestlige retninger presses salt bundvand over tærsklerne og strømmer langs bunden ind i Østersøen, hvor det iltfattige bundvand kan blive udskiftet med et stort volumen indstrømmende vand med en større saltholdighed end i det eksisterende bundvand. Store saltindbrud forekommer irregulært, typisk med flere års mellemrum. De seneste store saltindbrud skete i december 2014 og i november 2015. Under en gennemsnitlig MBI-hændelse tilføres der ca. 80-100 km³ vand til Østersøen med en middelsaltholdighed på ca. 20-22 ‰.

I det følgende beskrives de hydrografiske parametre samt udveksling af vand og salt mellem Østersøen og Kattegat for 2016 som sammenholdes med "normalforholdene" defineret ved middelværdierne og standardafvigelser for 2000-2016 for saltholdighed, temperatur samt udveksling af salt og vand gennem Storebælt og Øresund. Både årets (2016) værdier og langtidsmidler (2000-2016) er beregnet baseret på numerisk modellering. Variationer i de hydrografiske forhold og vandudvesklinger, som ligger indenfor $\pm 1 \times$ standardafvigelsen, anses som "normale"; variationer, som ligger mellem ± 1 og $\pm 2 \times$ standardafvigelsen, er uden for normalområdet; mens variationer, som ligger uden for $\pm 2 \times$ standardafvigelsen, anses som stærkt afvigende.

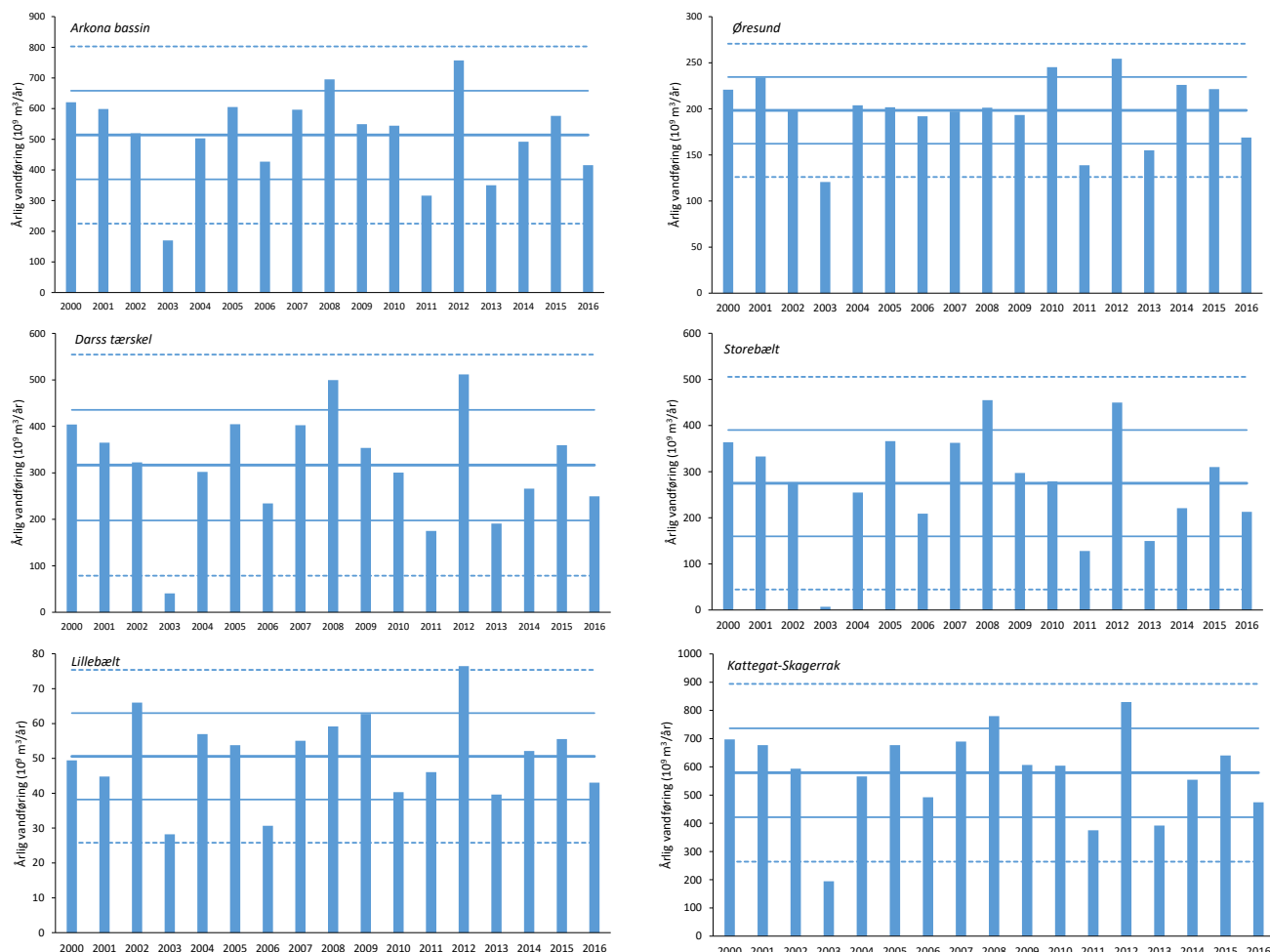
3.3.2 Udveksling af vand og salt gennem Bælthavet og grænsen mellem Kattegat og Skagerrak.

Transporter af vand og salt gennem Storebælt, Øresund, Lillebælt, over Darss-tærsklen, gennem Arkonabassinet og over grænsen mellem Kattegat og Skagerrak er opgjort på måneds- og årsbasis, se Figur 3-7 for placering af beregningstværsnit.



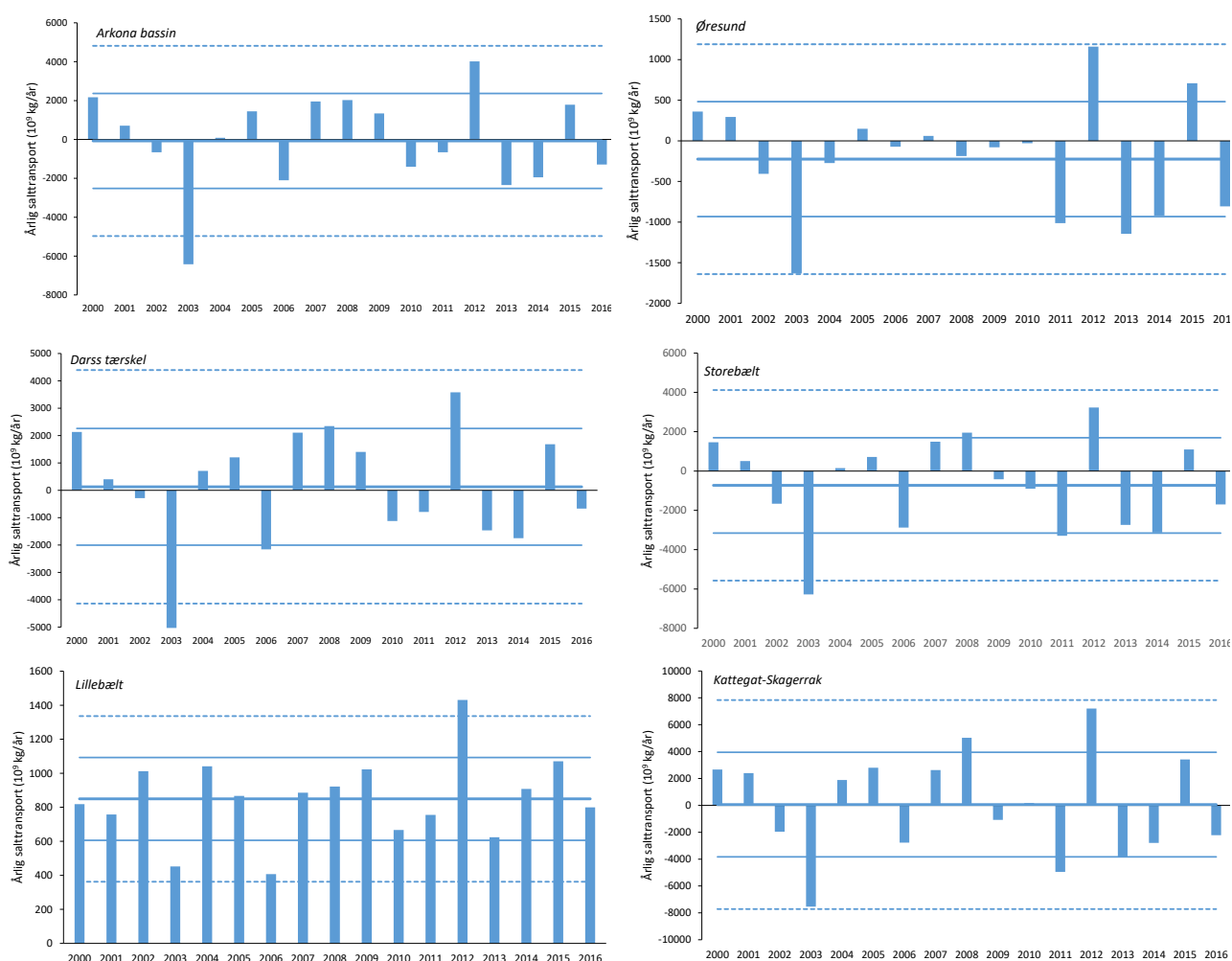
Figur 3-7: Placering af tværsnit, hvor der er beregnet transporter af vand og salt mellem farvandsafsnit.

Den årlige nettoudstrømning af vand gennem Arkonabassinet, over Darss-tærsklen og gennem Øresund i 2016 lå ca. 20 % under gennemsnittene for perioden 2000-2016, men inden for normalområdet defineret ved ± 1 x standardafvigelse (Figur 3-8).



Figur 3-8: Årlig nettovandføringer (ud af Østersøen) på tværs over Arkonabassinet gennem Øresund, over Darss-tærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse.

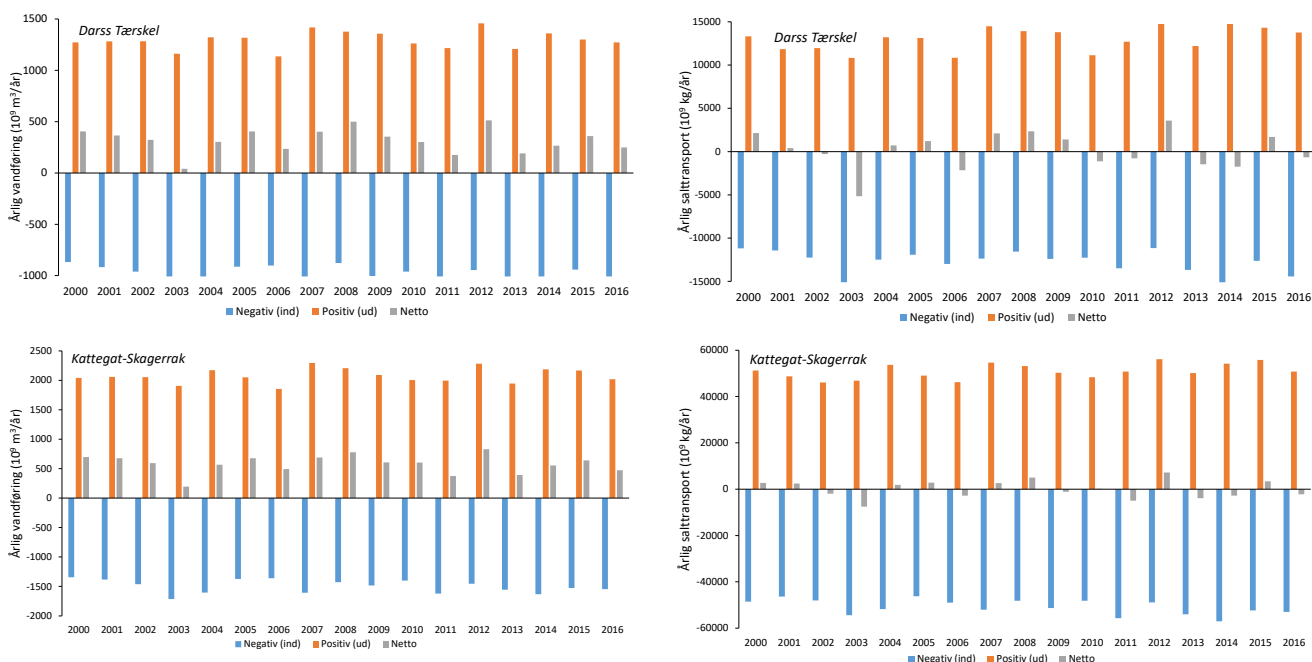
Det bemærkes, at der i gennemsnit sker en nettoimport (sydgående) af salt gennem Storebælt og Øresund, mens der sker en eksport (nordgående) af salt gennem Lillebælt. Den gennemsnitlige saltbalance over Darss-tærsklen er svagt positiv, men det dækker over meget store år-til-år variationer (Figur 3-9). Som forventet er saltbalancen ved Kattegat-Skagerrak-fronten i gennemsnit ikke forskellig fra 0.



Figur 3-9: Årlig nettotransport af salt (ud af Østersøen) på tværs over Arkona bassinet, gennem Øresund, over Darss tærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse.

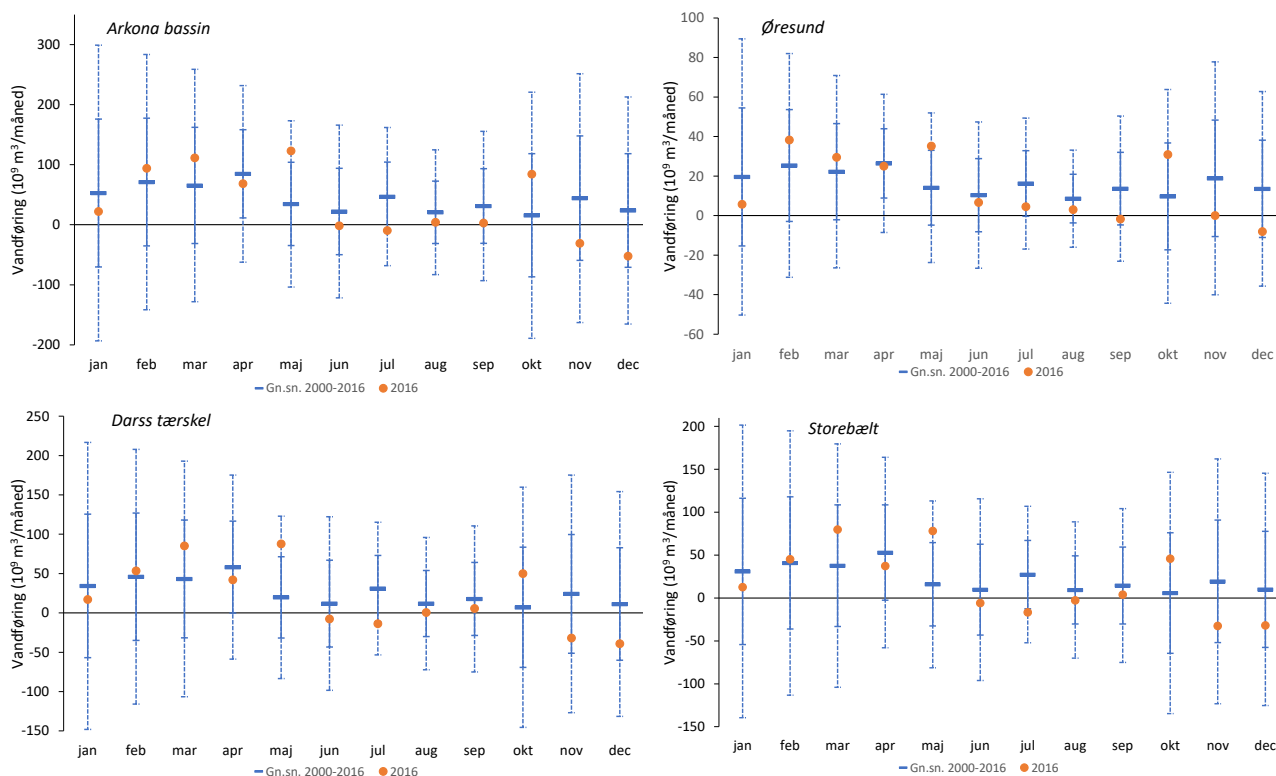
Den årlige nettovandføring øges fra et gennemsnit på 514 km³ ved Arkonabassinet til 579 km³ ved grænsen mellem Kattegat og Skagerrak. Forskellen skyldes tilførsel af ferskvand fra vandløb/elve i Bælthavet og i Kattegat, primært fra Sverige.

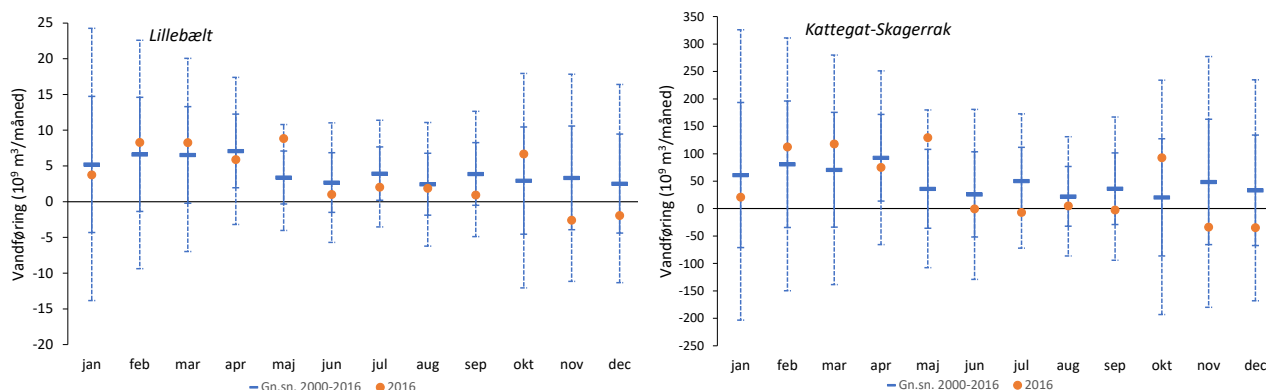
Bruttotransporter af vand og salt mellem farvandsafsnit er betydeligt større end de årlige nettotransporter. I eksemplerne fra Darss tærsklen og Kattegat-Skagerrak-tværsnittet (Figur 3-10) udgjorde nettovandføringen i gennemsnit 13% og 16% af bruttovandføringen, mens nettotransporten af salt kun udgjorde 6% og 3% af bruttotransporterne for henholdsvis Darss tærsklen og Kattegat-Skagerrak-tværsnittet.



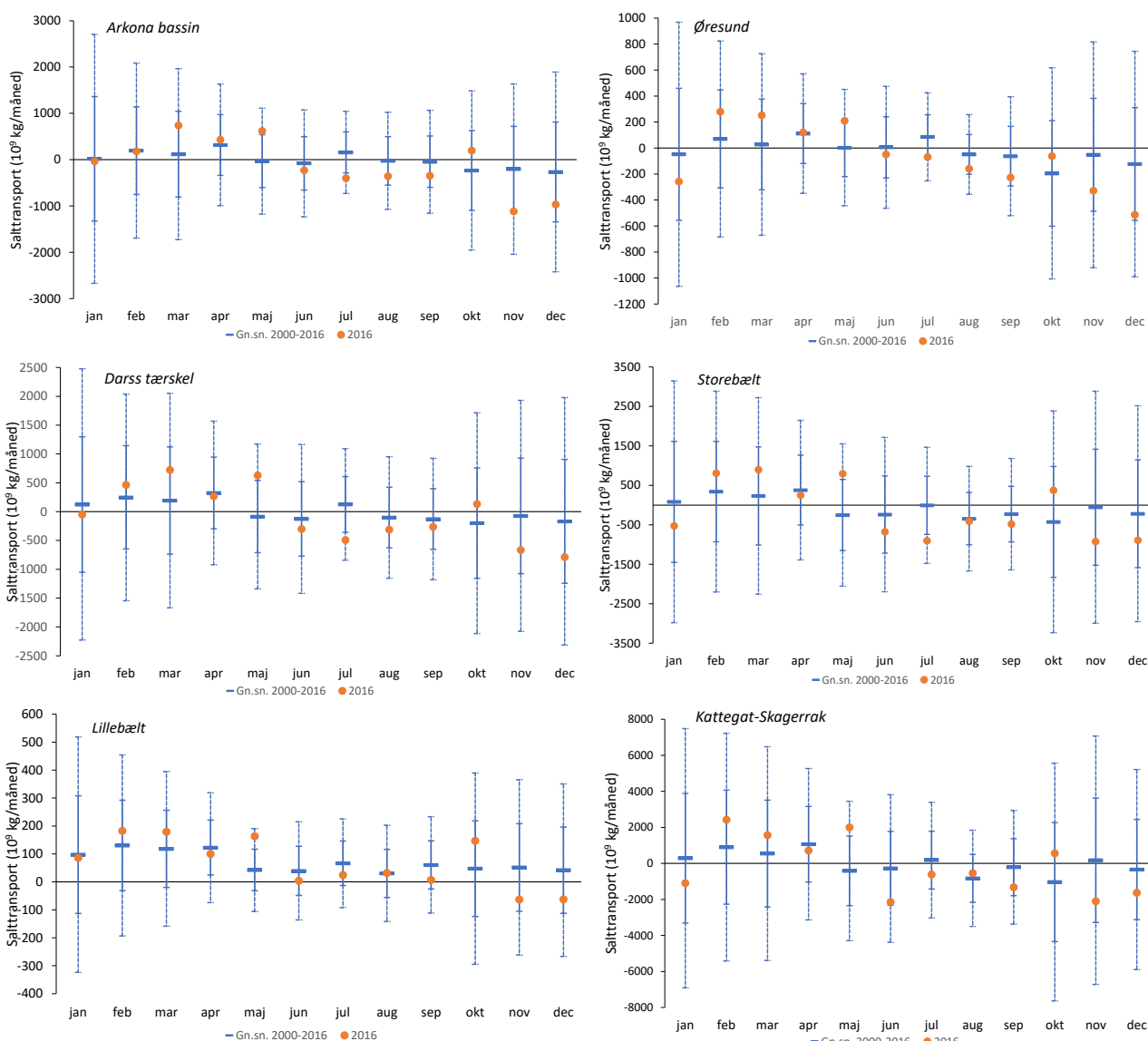
Figur 3-10: Årlige brutto- og nettotransporter af vand og salt over Darssstærsklen og på grænsen mellem Kattegat og Skagerrak. Inden for de enkelte år er daglige indadgående (negative, blå) og udadgående (positive, røde) transporter summeret. Nettotransporter (grå) er beregnet som forskellen mellem positive og negative transporter.

Transportberegningerne viser en gennemgående sæsonvariation i afstrømningen fra Østersøen med højeste transporter af vand i februar-april. År 2016 afveg fra langtidsmidlen ved højere end normal afstrømning ($> 1 \times$ standardafvigelse) i maj og nettoindstrømning af vand og salt i november og december (Figur 3-11 og Figur 3-12). Disse indstrømningshændelser lå dog inden for normalområdet ($\pm 1 \times$ standardafvigelse).





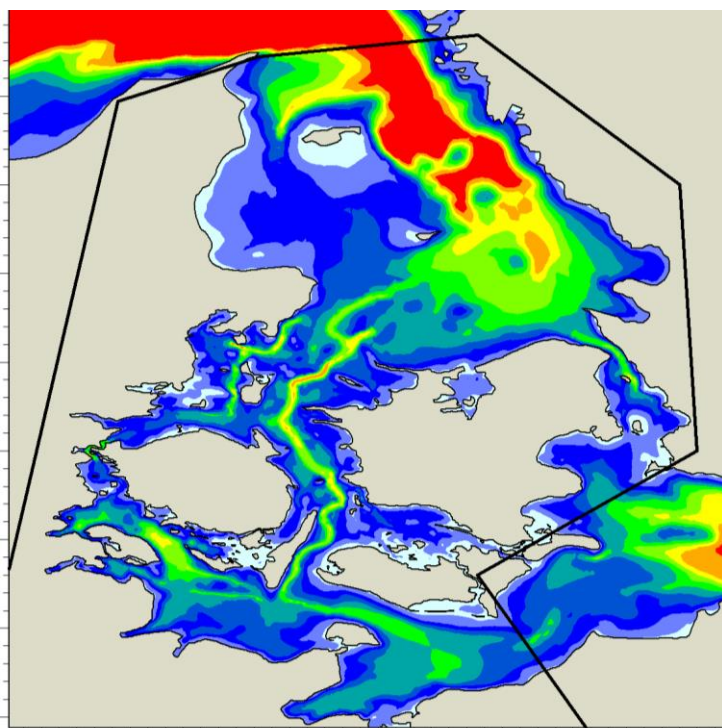
Figur 3-11: Sæsonvariation i nettovandføringer (ud af Østersøen) på tværs over Arkonabassinet gennem Øresund, over Darstærsklen, gennem Storebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer $\pm 1 \times$ standardafvigelse og de stiplede linjer $\pm 2 \times$ standardafvigelse, og de orange fyldte cirkler repræsenterer vandføringerne i 2016.



Figur 3-12: Sæsonvariation i nettotransport af salt (ud af Østersøen) på tværs over Arkona bassinet, gennem Øresund, over Darssstærsklen, gennem Storebælt, Lillebælt og ud af Kattegat. I hver figur repræsenterer den kraftigt optrukne blå linje den gennemsnitlige vandføring for perioden 2000-2016, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og de orange fyldte cirkler repræsenterer salttransporterne i 2016.

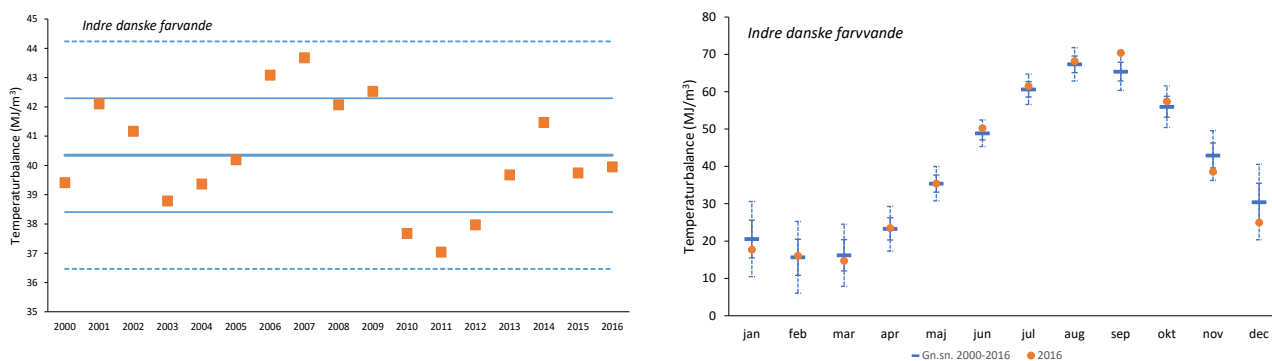
3.3.3 Temperaturforhold og saltholdighed i de indre farvande

Gennemsnitlig måneds- og årstemperatur samt saltholdighed i hele vandsøjlen i de indre farvande (se Figur 3-13 for afgrænsning) er beregnet med den hydrodynamiske model.



Figur 3-13: Afgrænsning af de indre farvande, hvor gennemsnitlig temperatur og saltholdighed er beregnet for hele vandmassen.

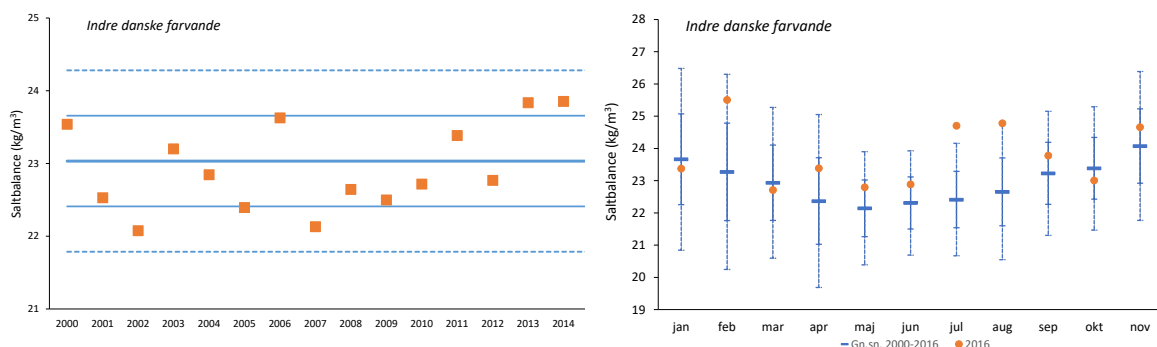
Den gennemsnitlige årstemperatur for 2016 i de indre farvande lå marginalt under langtidsmidlen (2000-2016), og med få undtagelser – september som lå over langtidsmidlen og november-december som lå under langtidsmidlen – fulgte variationen i 2016 det normale sæsonforløb (Figur 3-14).



Figur 3-14: Temperaturbalance i de indre farvande; tv: årsmiddel for perioden 2000-2016 angivet ved den kraftigt optrukne blå linje, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse, og de orange fyldte kvadrater angiver

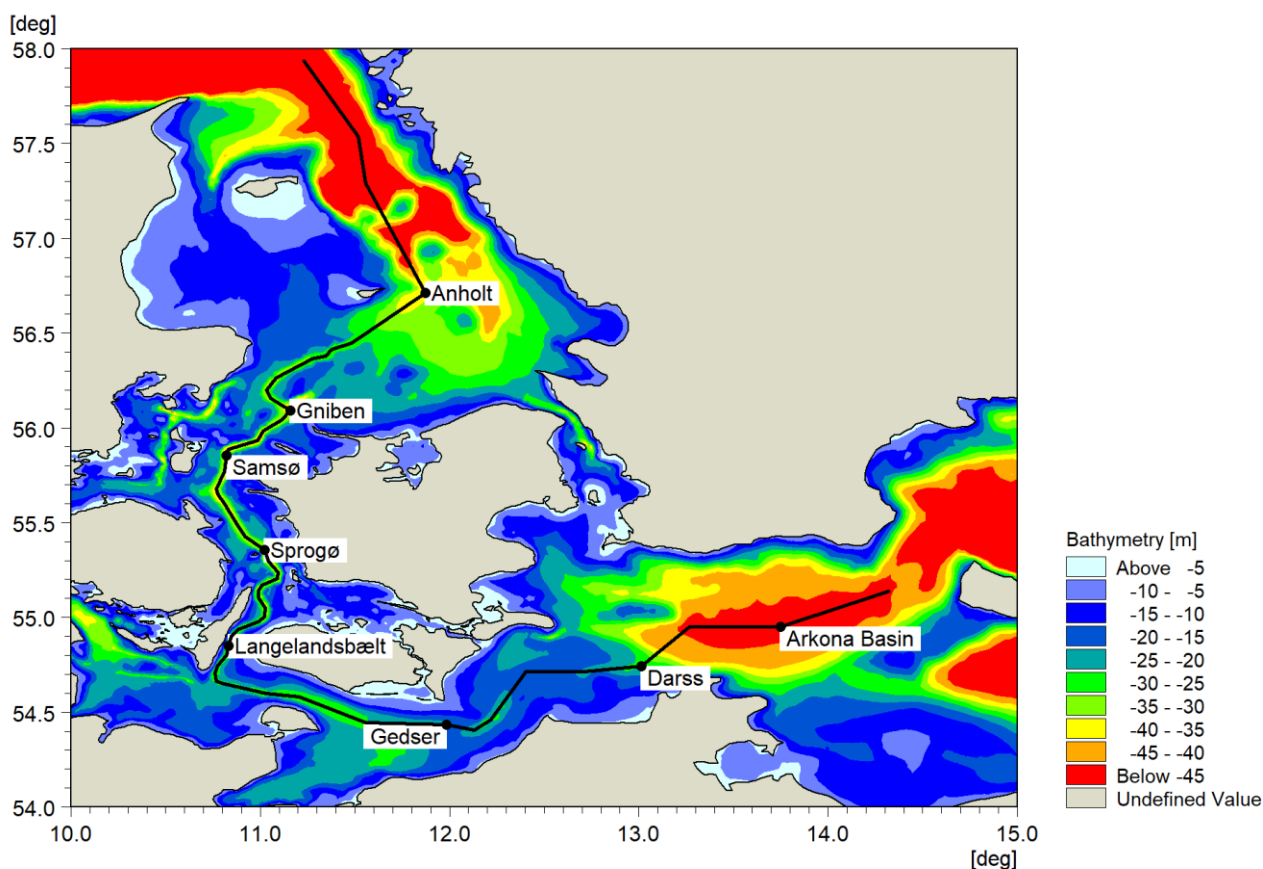
middeltemperaturen for de enkelte år; th: sæsonvariation i vandtemperaturen - de vandrette blå linjer repræsenterer månedsmidler for perioden 2000-2016, de svagt optrukne lodrette linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse, de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse, og de orange fyldte cirkler repræsenterer månedsmidler i 2016.

Den modellerede saltholdighed i de indre farvande 2016 var den højeste beregnede for perioden 2000-2016 (Figur 3-15 tv.), hvilket tyder på en usædvanlig stor tilførsel af vand fra Nordsøen. Tilførslen er især styret af hændelser i februar, juli, august og december, som giver sig udslag i saltholdigheder i disse måneder som er højere end normale (Figur 3-15 th.).



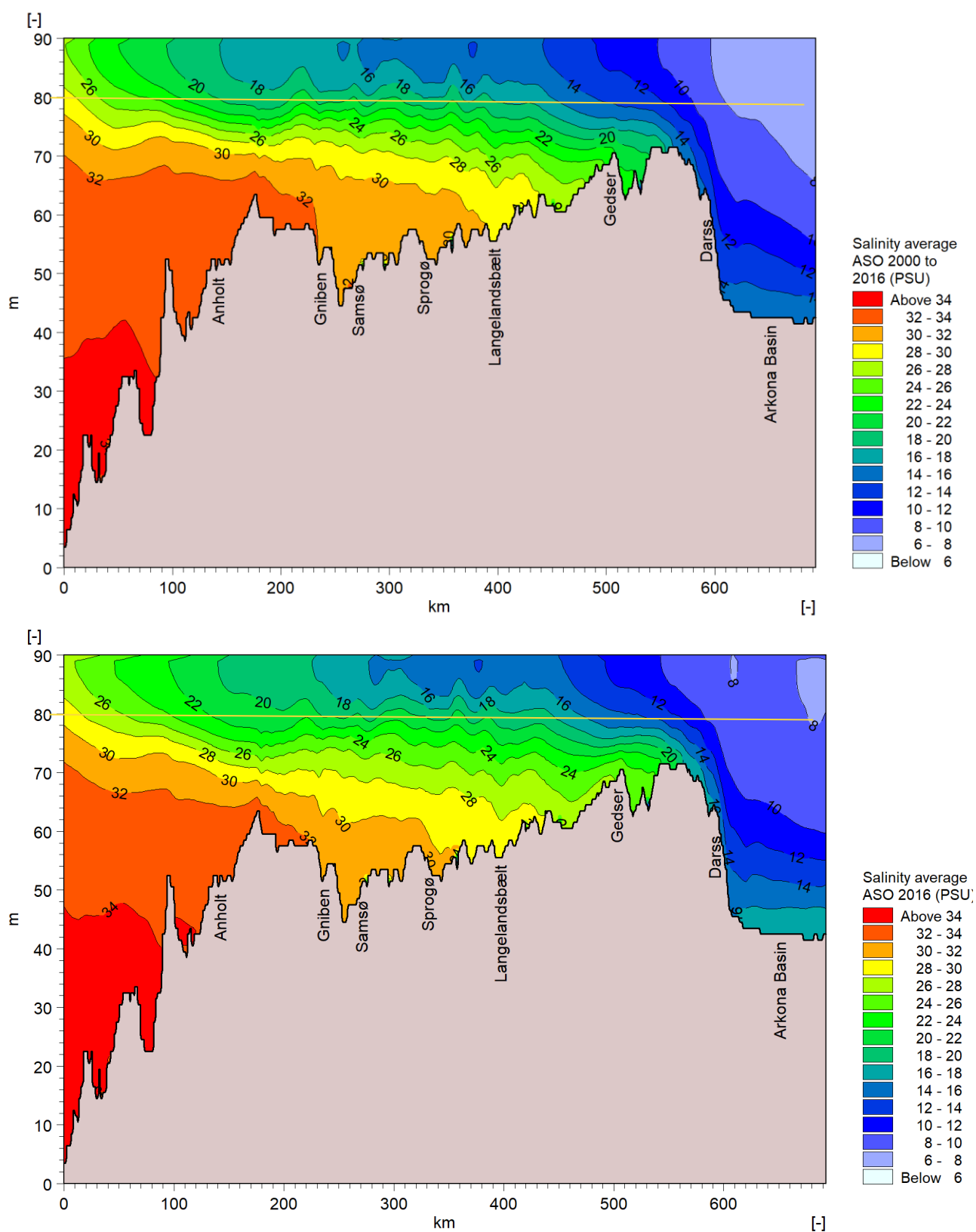
Figur 3-15: Saltbalance i indre farvande; tv: årsmiddel for perioden 2000-2016 angivet ved den kraftigt optrukne blå linje, de svagt optrukne linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse og de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og orange fyldte kvadrater angiver middelsaliniteten for de enkelte år; th: sæsonvariation i saliniteten - de vandrette blå linjer repræsenterer årsmidler for perioden 2000-2016, de svagt optrukne lodrette linjer repræsenterer ± 1 x standardafvigelse, de stiplede linjer ± 2 x standardafvigelse og de orange fyldte cirkler repræsenterer månedsmidler i 2016.

Figur 3-16 viser et længdesnit fra Skagerrak i nord, gennem Kattegat, Storebælt og Femern Bælt. I Figur 3-17 er præsenteret et vertikalt snit af saltholdighedens variation langs længdesnittet.



Figur 3-16: Placering og navngivning af "fixpositioner" langs et hydrodynamisk længdesnit fra Skagerrak til Arkonabassinet. Den vertikale fordeling langs længdesnittet af den gennemsnitlige salinitet for 2000-2016 og for 2016 er vist i Figur 3-17.

Den vertikale fordeling af saliniteten gennem de indre farvande i 2016 (Figur 3-17, nederst) afveg kun begrænset fra de gennemsnitlige salinitetsforhold beregnet for perioden 2000-2016 (Figur 3-17, øverst); saltholdigheden i Kattegats overfladevand var lidt højere i 2016 end gennemsnittet og volumen af bundlag med salinitet over 30 psu i nordlige Storebælt var lidt mindre end gennemsnittet. Den mest åbenbare forskel var en højere salinitet i bundvandet i Arkonabassinet i 2016, som kan tilskrives et stort saltindbrud i november og december 2016.



Figur 3-17: Tværsnit af salinitet ned gennem Storebælt (placering er vist på Figur 3-17) – øverst gennemsnitlig årsmiddel for 2000-2016 og nederst årsmiddel for 2016.

3.4 Supplerende modelresultater

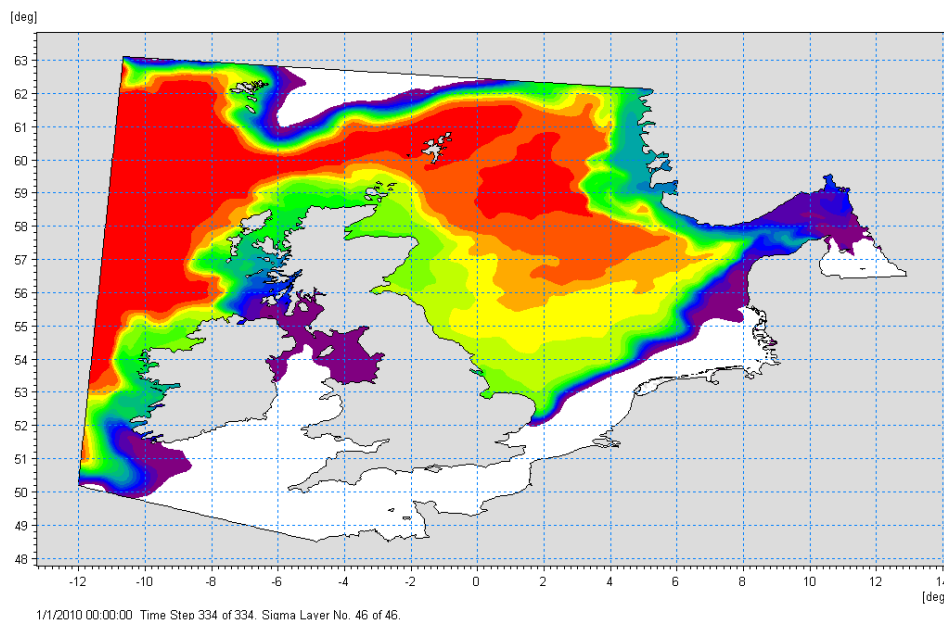
3.4.1 Mærkning af vandmasser

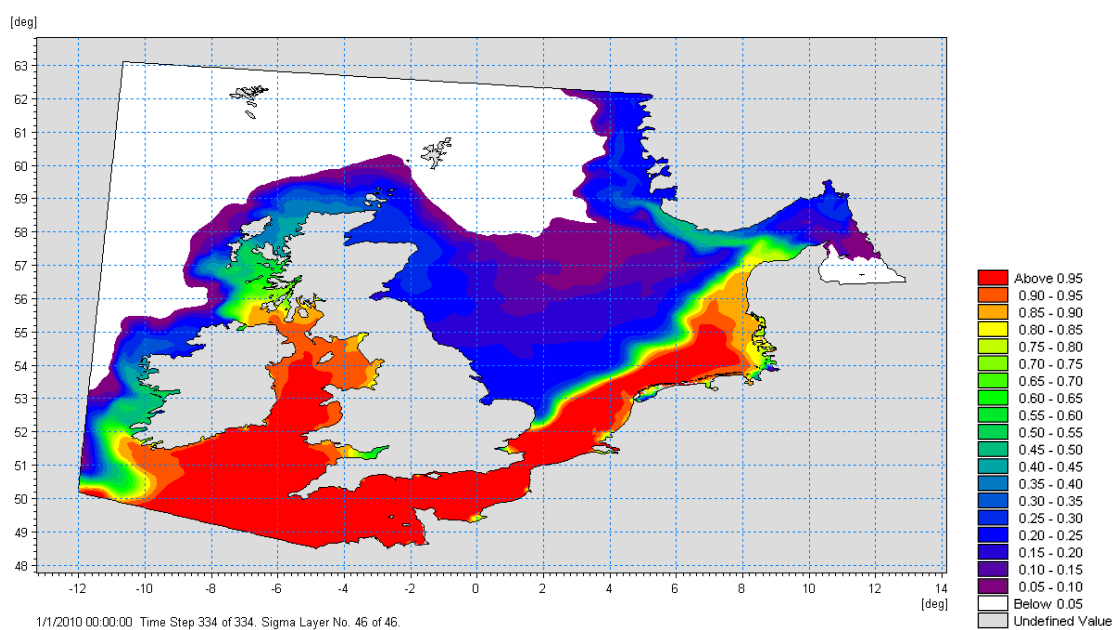
I kapitlet (kapitel 0) om modeludvikling er der nævnt to supplerende sæt af analysedata, som er tænkt som et yderligere bidrag til at beskrive dynamikken i og omkring de danske farvande.

Den ene af de supplerende parametre er modellering af mærkning af vandmasser i Nordsøen, og sidenhen tilsvarende mærkning af vandmasser i Østersøen. Mærkningen af vandmasser i Nordsøen er inkluderet med henblik på at kunne beskrive dynamikken fra Tyske Bugt op mod Skagen (Den Jyske Kyststrøm), men også med henblik på at kunne trække randdata ud af Nordsømodellen i Skagerrak og efterfølgende benytte denne rand til at fortsætte mærkningen ind i de indre farvande og i Østersøen.

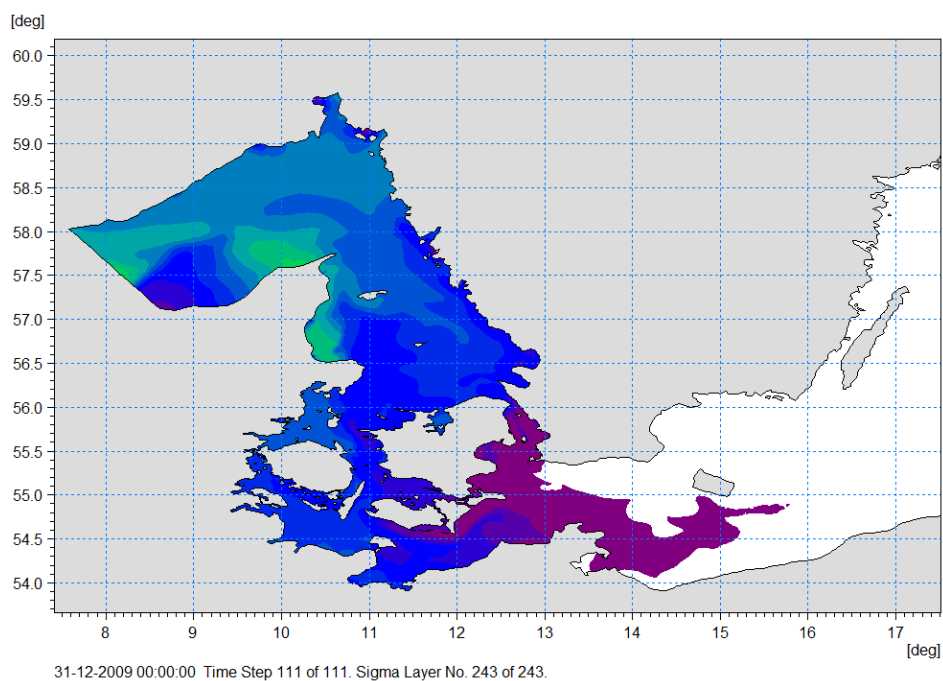
Mærkningen er foretaget ved at tilføre en enhedskoncentration på de tre atlantiske rande i Nordsømodellen (se Figur 2-1) foruden randen i den centrale del af Kattegat og i ferskvandskilderne til Nordsøen fra henholdsvis Danmark og Sverige syd for Skagen. I Figur 3-18 og Figur 3-19 er vist eksempler på modelresultater af de to mest betydende vandmasser i den centrale del af Nordsøen og langs den jyske vestkyst, og hvordan de to vandmasser efterfølgende transporteres og fordeles i de indre danske farvande. Modellerne er afviklet fra 2000 til og med 2009, og på figurene er data vist for datoen 01-01-2010 (dvs. afsluttende tidsskridt)

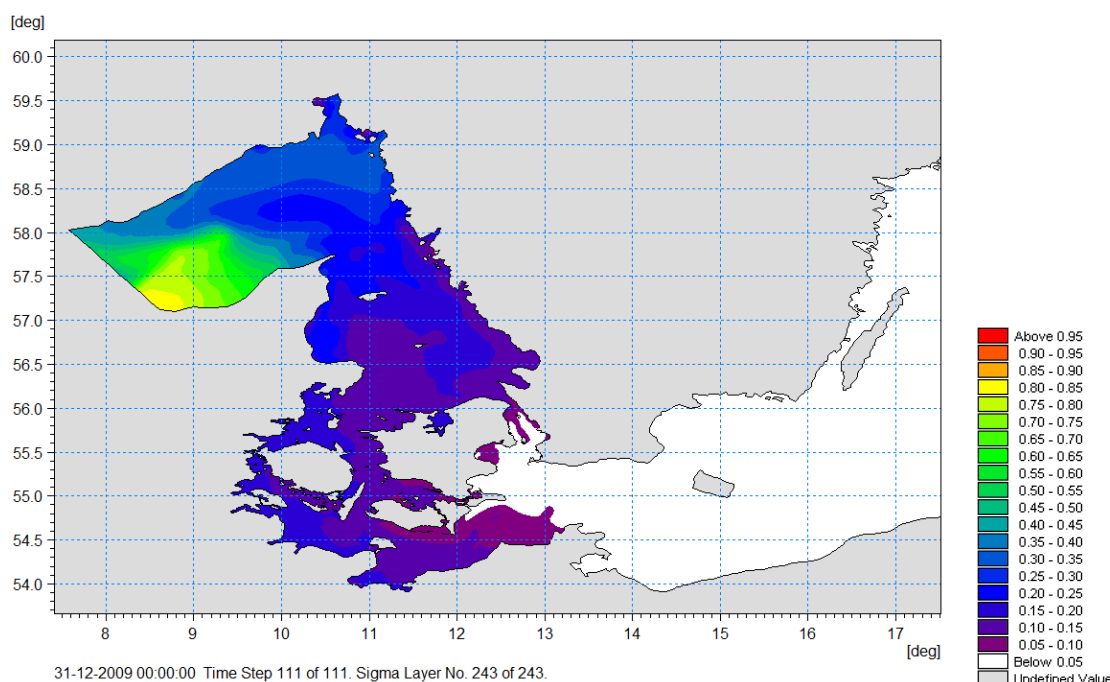
Modelresultaterne viser alene vandmasserne, og der er ikke taget højde for de næringsstofniveauer, der er indeholdt i de enkelte vandmasser. Eksempelvis er mængden af ferskvand fra floder og åer i Nordsøen lille (måske mindre end 10%), men koncentrationerne af næringsstoffer i dette vand er måske 5-10 gange større end det vand, som oprinder fra Atlanterhavet, hvorfor en mindre vandmasse kan være meget betydende for næringsstofbalancen.





Figur 3-18: Vandmasserne i overfladevandet efter at mærkningen af vandmassen siden 2000 ved den vestlige Atlanterhavsrand (øverst) og ved den sydvestlige Atlanterhavsrand/Engelske Kanal (nederst), som fordelingen ser ud den 01-01-2010 baseret på Nordsømodellen.

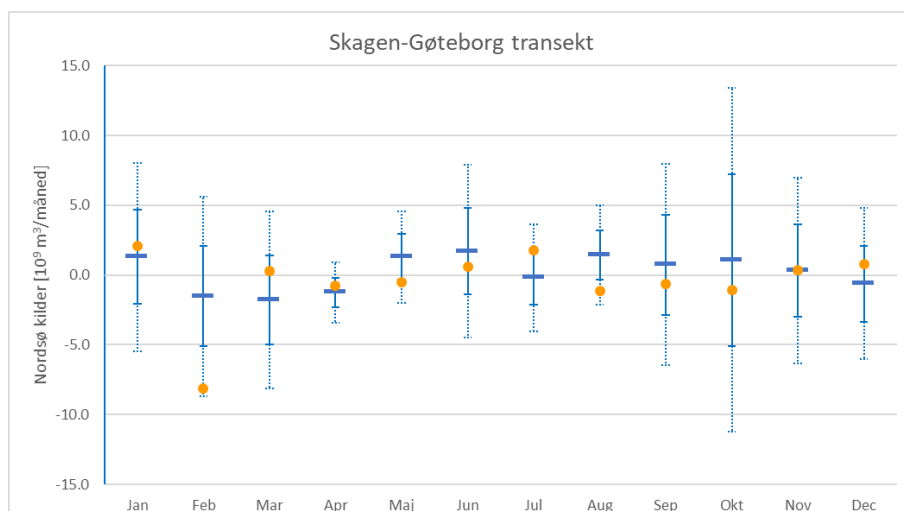


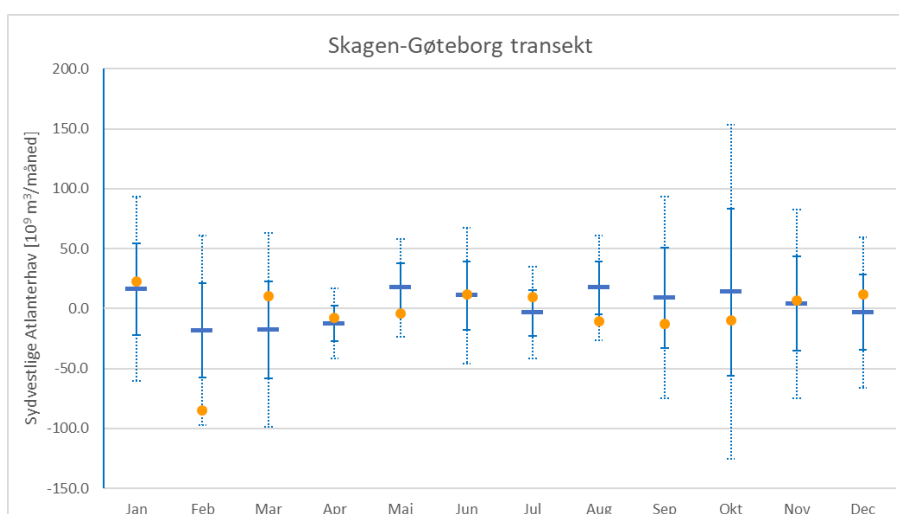


Figur 3-19: Vandmasserne i overfladevandet efter at mærkningen af vandmassen siden 2000 ved den vestlige Atlanterhavsrand (øverst) og ved den sydvestlige Atlanterhavsrand/Engelske Kanal (nederst) som fordelingen ser ud den 01-01-2010 baseret på IDF-modellen.

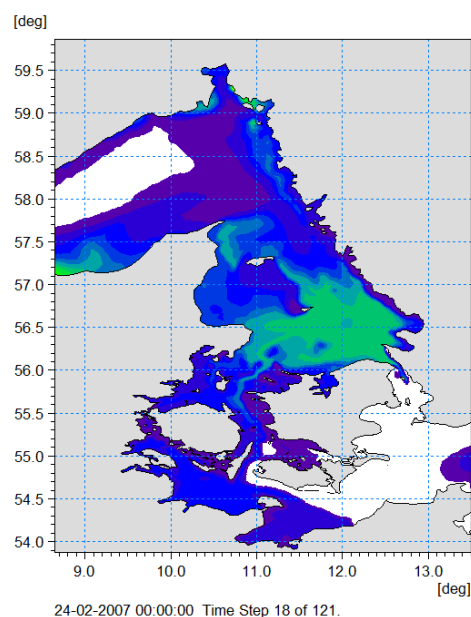
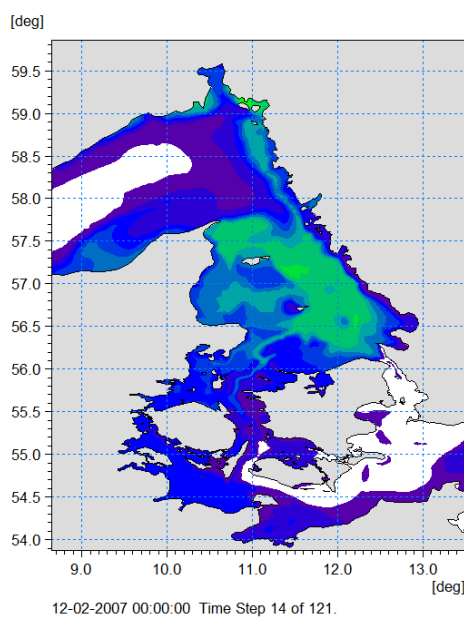
I Figur 3-20 er opgjort de månedlige transporter af vand som oprinder fra floder og åer i Nordsøen, som strømmer med Den Jyske Kyststrøm ind gennem Skagerrak og ind over transektet Skagen-Gøteborg. Når værdierne er negative, er der en nettotransport ind i Kattegat, mens positive værdier viser en nettoudstrømning af vand. Som det fremgår af figuren, er der i februar 2007 en indstrømning til Kattegat, som ligger i intervallet mellem 1 x og 2 x standardafvigelse og derfor kategoriseres som en hændelse uden for 'normal-området'.

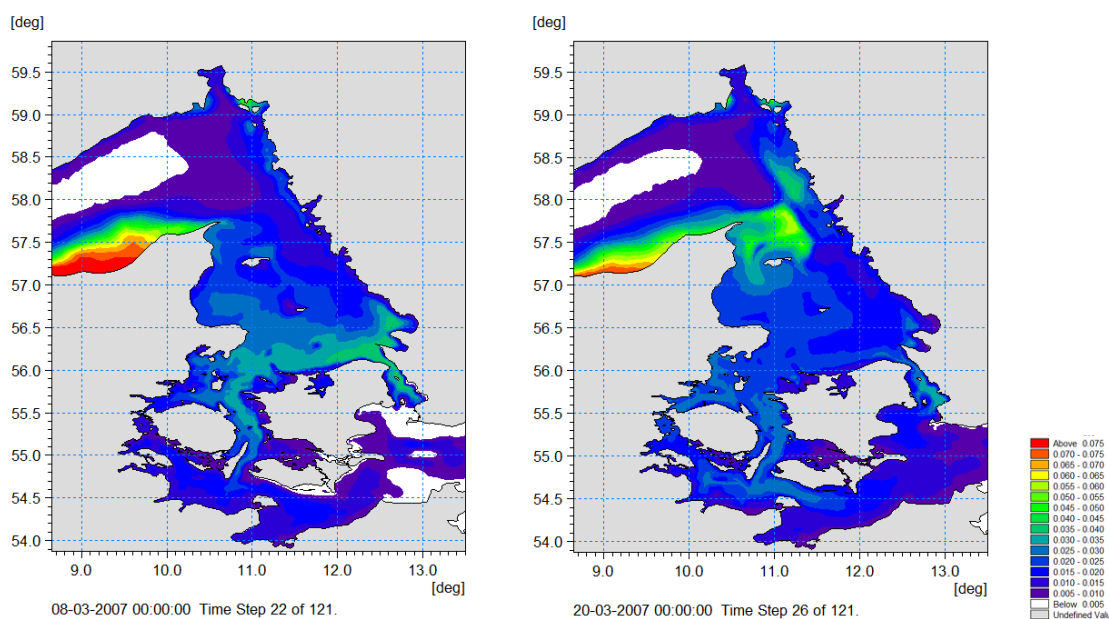
Hvilken betydning denne hændelse kan have haft er forsøgt beskrevet ved en billedserie, se Figur 3-21. På denne figur er vist de vandmasser fra ferskvandstilførslerne, som ender i bundlaget af modellen ved fire specifikke datoer i februar og marts 2007. Her ses det tydeligt, hvordan en større mængde vand har krydset transektet Skagen-Gøteborg og igennem februar og marts presses ned gennem Kattegat og helt ned i Øresund og Storebælt.





Figur 3-20: Gennemsnitlige nettotransport over transektet Skagen-Gøteborg beregnet med IDF-modellen. Øverst er nettotransporten af ferskvand fra floder og åer til Nordsøen vist, mens nettotransporten af vandmasser fra den sydvestlige atlantehavsrand/Engelske Kanal er vist nederst. Blå streg viser månedlige gennemsnit fra perioden 2000-2009, mens error-bars viser 1 hhv 2 x *standardafvigelse*. Orange cirkler viser månedlige gennemsnit for 2007. Negative værdier viser netto-transport ind i Kattegat, mens positive værdier viser nettoudstrømning til Skagerrak.





Figur 3-21: Billedserie af vandmasser med oprindelse i floder og åer i Nordsøen. Vandmasserne er afbildet som % af den samlede vandmasse, og er vist i modellens bundlag.

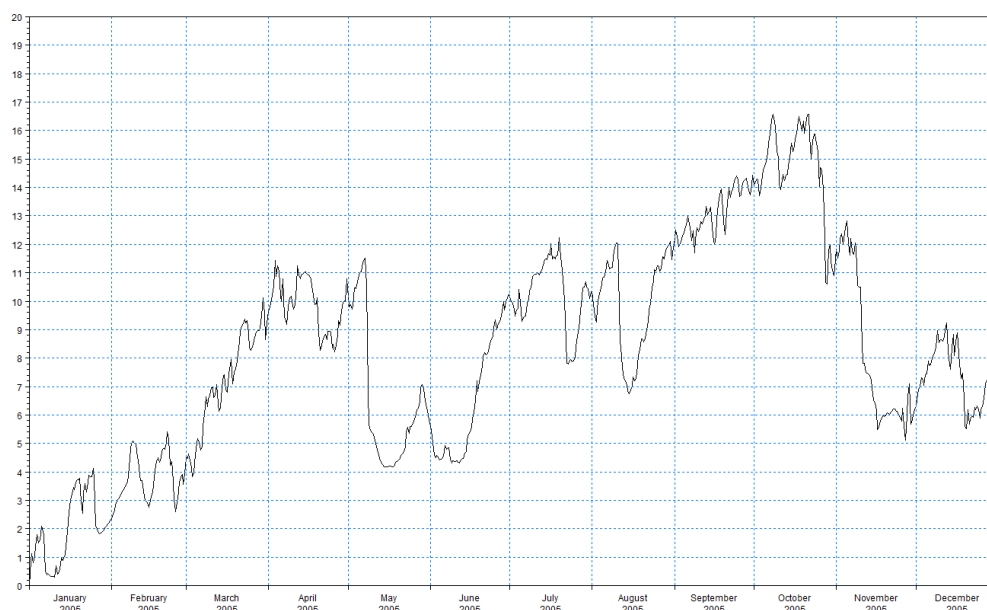
3.4.2 Bundtracer

Parallelt med mærkning af vandmasser har vi i dette projekt påbegyndt en analyse af bundvandets 'alder'. Målet med denne analyse er at undersøge, om vi kan finde et kvantitativt mål for, hvorvidt bundvandet i eksempelvis Lillebælt sommerperioden i nogle år er mere stagnerende end i andre år.

For at analysere dette har vi udviklet en model, der har en konstant tilførsel over hele året af en enhedskoncentration fra sedimentet ($1 \text{ g/m}^2/\text{dag}$). I forår, efterår og vinter betyder de meteorologiske forhold, at der kun opbygges en forholdsvis lav koncentration, mens der over sommeren opbygges en højere koncentration på grund af en ringere udveksling med nabo-vandområderne (horisontal transport eller bundstrøm) og/eller mindre udveksling med overfladevandet (øverste 10-15m).

I denne første udgave af modellen har vi inkluderet bundkilden alene i det vandområde, der svarer til det sydlige Lillebælt, og viser alene resultater for vanddybder større end 15 m. Resultaterne for 2005 er vist i Figur 3-22. Som det fremgår af figuren, indstiller bundvandskoncentrationen sig relativt hurtigt (med udgangen af februar måned) til et niveau, som efterfølgende mere styres af de meteorologiske forhold (herunder blanding og bundtransporter). I maj falder koncentrationen, og herefter opbygges koncentrationen relativt jævnt til den når maksimum i oktober. Undervejs er der perioder med faldende koncentrationer (eksempelvis slutningen af juli og midt i august), men det er kun kortvarige fald. Af Figur 3-22 kan vi ikke se, om disse fald skyldes en transport ud af området, som vender tilbage, eller om det er mindre perioder med øget blanding.

Det vil være muligt med modellen at afvikle flere år og dermed foretage en sammenligning mager til de sammenligninger, der er præsenteret i kapitel 3.2, sæsonvariationen i årets koncentrationer sammenstillet med sæsonvariationen for en langtidsmiddel. I dette projekt har vi ikke gennemført disse ekstra modelafviklinger, men anbefaler at vi fremadrettet fortsætter arbejdet med at finde en proxy for, hvor stagnerende bundvandet er i de enkelte år.



Figur 3-22: Koncentrationen af en passiv tracer i bundvandet i den centrale del af det sydlige Lillebælt.

3.4.3 Biogeokemiske parametre

Udover de hydrografiske parametre, har vi igennem projektet diskuteret forskellige supplerende modelresultater, som vi fremadrettet kunne tænkes os at analysere med henblik på at vurdere, om de også vil kunne bidrage med information til de årlige havrapporter.

Disse parametre relaterer sig især til den biogeokemiske model og vil kunne bidrage med informationer på bassinskala (dvs. Kattegat, Bælthavet m.m.) om en række forskellige procesrater. Tanken er at analysere på de forskellige rater og se på variationen mellem år og afvigelser i forhold til gennemsnit. Problemet med disse rater er dog, at de er umulige eller svære at validere.

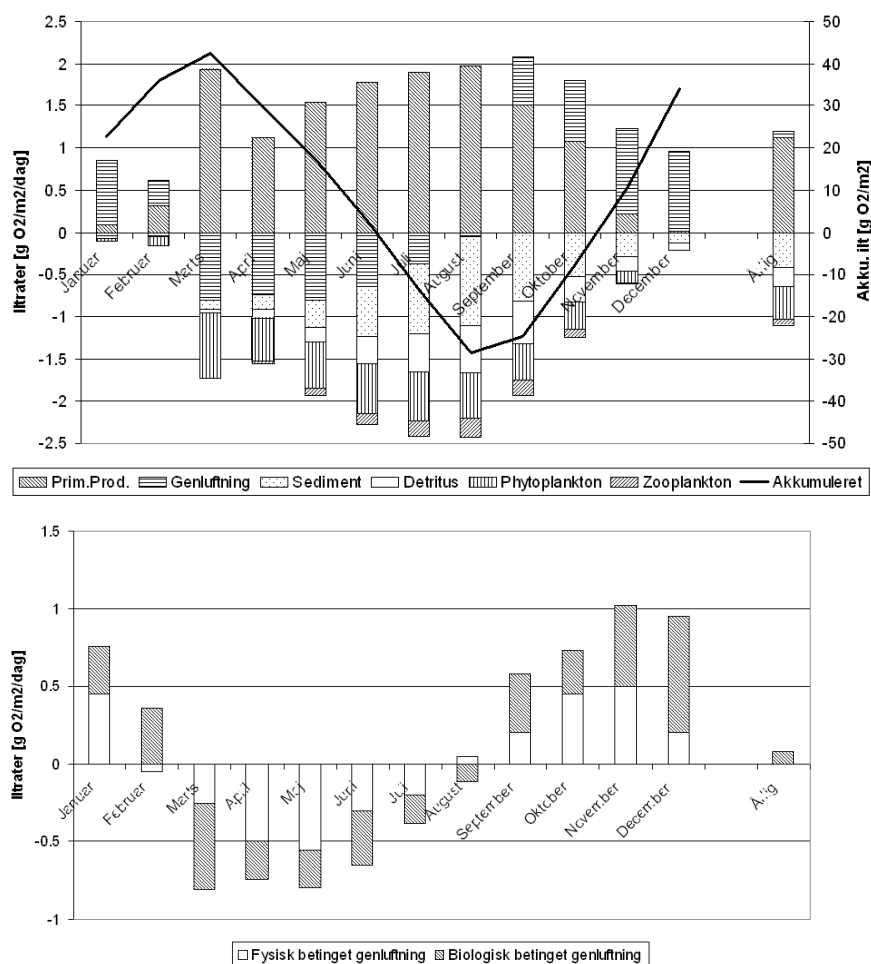
På den måde vil vi få føling med modellens processer og tilhørende rater, og vi vil kunne få vigtig feedback på model-systemet, som vil kunne bidrage til forbedringer af modeludviklingen og kalibrering/validering. Den biogeokemiske model er mere usikker i sin natur sammenlignet med den hydrodynamiske model, og derfor er der behov for flere overvejelser om, hvordan og hvilke processer som præsenteres, før modelresultaterne evt. kan bidrage mere direkte til analyserne i havrapporten.

Af de umiddelbare resultater, som vi vurderer, kan indgå i denne indledende afsøgning af mulige biogeokemiske parametre er (på bassinskala):

- Primærproduktion
- Sedimentation af organisk materiale
- Iltforbrug i sedimentet
- Denitrifikation
- Kvælstoffiksering

Disse parametre anses som værende centrale i forhold til det overordnede økosystem, men udover primærproduktionen (som kun måles på relativt få stationer) er der ingen systematiske målinger af de andre rater.

Derudover er det muligt med modellerne eksempelvis at udarbejde mere detaljerede ilt – eller næringsstofbudgetter. På Figur 3-23 er vist to eksempler på, hvordan det tidligere er blevet gjort (Erichsen et al. 2005). Detaljeringsniveauet i procesopdelingen behøver nok ikke være tilsvarende detaljeret, men overordnede opgørelser per måned for udvalgte parametre sammenholdt med en langtidsmiddel vil formodentlig kunne bidrage til især kapitlet om iltforhold i havrapporten.



Figur 3-23: (Øverst) Gennemsnitlige rater med direkte indflydelse på iltkoncentrationer opgivet pr. måned og for hele året. Positive rater bidrager til en iltning af vandsøjlen, mens negative rater repræsenterer iltforbrugende processer. Den fuldt optrukne linje viser den akkumulerede effekt. (Nederst) Genluftningen opsplittet i et rent fysisk betinget bidrag (ændringer i iltmætning grundet ændringer i især temperatur) samt et biologisk betinget bidrag. Positive værdier angiver en tilførsel af ilt fra atmosfæren, mens negative værdier repræsenterer en afgang over havoverfladen. Begge figurer er kopi fra Erichsen et al. 2005.

4 Estimering af tilstandsvurderinger

Et andet helt centralt formål med dette projekt er at se på interpolering af målinger baseret på modelresultater. I projektet fra 2017 blev en metode afprøvet, hvor modelresultater blev benyttet til at interpolere måleresultater i tid. Dette blev gjort for at undersøge, om en kombination af målinger og modelresultater kan forbedre tilstandsvurderingerne. Den umiddelbare konklusion var, at modelresultaterne med den anvendte metode ikke bidrog til forbedrede tilstandsanalyser.

Der er dog en forventning om, at de udviklede modeller kan benyttes til at ekstrapolere måleresultater i rum fra områder med målestationer til områder uden målinger – dvs. ekstrapolere tilstandsmålingerne på de faste målestationer arealmæssigt. Derfor har der i dette projekt været fokus på at undersøge muligheder for at bruge målinger sammen med gradienter fra modellen til at ekstrapolere arealmæssigt.

I programbeskrivelsen for NOVANA 2017-21 er det netop forudsat, at modellerne skal levere grundlaget for estimering af tilstanden i 18 mere åbne vandområder uden målinger af specifikke parametre (fx klorofyl):

- Nordlige Øresund
- Københavns Havn
- Sejerøbugt
- Langelandsbælt, øst
- Østersøen, Bornholm
- Østersøen, Christiansø
- Als Sund
- Vejle Fjord, ydre
- Hevring Bugt
- Anholt
- Djursland Øst
- Kalø Vig
- Jammerland Bugt
- Kattegat, Nordsjælland >20m
- Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt
- Storebælt, SV
- Grønsund
- Femern Bælt

Dette projekt har derfor haft til formål at bidrage til en udvikling af en metode til forbedrede tilstandsvurderinger frem mod de kommende vandområdeplaner (VP3).

4.1 Metode

Under udviklingen af modeller og metoder frem mod andengenerationsvandplaner (VP2) blev de mekanistiske modeller også benyttet til at ekstrapolere miljøtilstand af eksempelvis klorofyl-a fra eksisterende målestationer i et vandområde til en modelestimeret tilstand i et andet vandområde.

Den mest simple metode til estimering af klorofyl-a koncentrationerne i et givent punkt uden målinger er at benytte modellens gradient i et givent vandområde til at ekstrapolere fra en målestation til et område uden målestation. Denne metode er benyttet her:

1. Først ekstraheres data fra modellen i et punkt svarende til en monitoringsstation med målinger.
2. Herefter analyseres klorofyl-a koncentrationerne i modellen mod de målte værdier og eventuelle 'fejl' bias-korrigeres.
3. Dernæst ekstraheres modelresultater i de punkter, hvor der 'mangler' data, og modeldata bias-korrigeres med samme faktor som på de kendte stationer.
4. Den estimerede klorofyl-a koncentration sammenlignes nu med de målte værdier på valideringsstationerne.

Det var denne metode, som blev benyttet under arbejdet med VP2. Men metoden blev aldrig evalueret, og der er flere forbehold, som det er nødvendigt at være opmærksom på, før denne metode benyttes i alle vandområder:

1. Modellen skal være af en rimelig kvalitet i det enkelte vandområde, før den kan benyttes til ekstrapolation eller som supplement til målingen i et vandområde.
2. Modellen skal kunne honorere den krævede detaljeringsgrad/opløsning af tilstandsvurderingen.

I udgangspunktet benyttede vi IDF-modellen, som den blev udviklet under VP2. I henhold til nærværende projekt, var det oprindeligt planen at benytte en opdateret modelkalibrering for årene 2014 til 2016. Men som det vil fremgå af det følgende, har vi været nødt til at se på tidligere målte tidsserier af klorofyl-a for at kunne finde datasæt, der tillader en mere kvantitativ analyse. For at kunne benytte denne metode er der altså behov for at identificere målestationer udenfor de 18 nævnte vandområder, hvor der findes målinger i dag og i en længere periode bagud i tid, som kan benyttes til at sammenligne de estimerede værdier med den 'sande' situation. Uden en validering har vi ingen viden om metodens præcision, hvorfor denne del er meget vigtig.

I 2019 vil der blive arbejdet med opdaterede modeller og opdaterede modelkalibreringer m.m., hvorfor vi forventer en bedre sammenhæng mellem modelresultater og tilstandsvurderinger end vist i de følgende afsnit baseret på VP2-modellen.

4.2 Antagelser

Vi har gennemgået de enkelte vandområder med henblik på at finde perioder, hvor der er god datadækning fra 2000 og frem til og med 2016. Data for de enkelte målestationer er gennemgået med henblik på at beskrive koncentrationen af sommer-klorofyl-a (maj-september), og modelleringen af koncentrationen af sommer-klorofyl-a er gjort ved:

- Lineær interpolation mellem målinger, hvor der maksimalt er 45 dage mellem målingerne, og

- hvor de interpolerede data som minimum dækker 130 dage ud af de 153 dage i perioden maj-september.

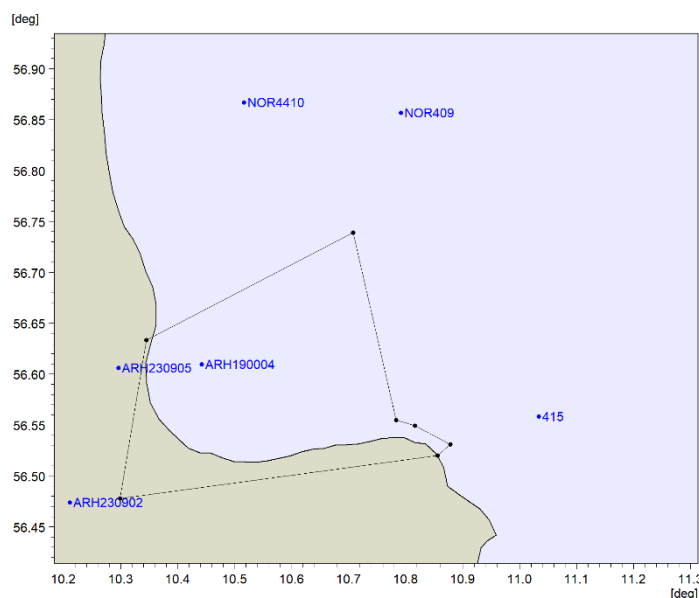
Herefter er målestationerne gennemgået med henblik på at finde stationer, der kan benyttes til validering og stationer, der kan ekstrapoleres fra. Denne analyse har resulteret i tre vandområder, som er anvendt i analysen:

- Hevring Bugt
- Nordlige Øresund
- Sejerø Bugt

4.2.1 Hevring Bugt

I vandområdet Hevring Bugt er der blevet målt relativt intensivt fra 2000 og frem til og med 2009. Siden da har der ikke været udført målinger på ARH190004, se Figur 4-1. Udenfor Hevring Bugt er målingerne efterfølgende fortsat på NOR4410 og NOR409, mens der alene er målinger på NOR409 efter 2016. Der er ikke tilstrækkeligt med målinger på de to stationer i årene 2000-2002 (begge år inklusiv).

Derfor har vi til denne analyse valgt at benytte ARH190004 som repræsentativ for tilstandsvurderingen i henhold til klorofyl-a for Hevring Bugt, og benyttet NOR409 til at ekstrapolere fra.

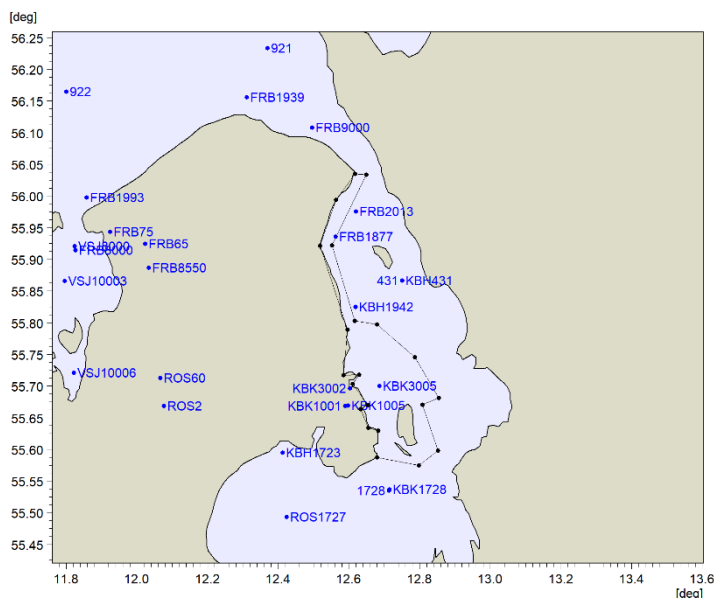


Figur 4-1: Placering af målestationer i vandområdet Hevring Bugt og i vandområdets umiddelbare nærhed. Bemærk at hverken Randers Fjord eller Mariager Fjord er opløst i modellen, hvorfor det tilsyneladende ser ud som om, der er målestationer på land.

4.2.2 Nordlige Øresund

I vandområdet Nordlige Øresund er der blevet målt relativt intensivt på stationen KBH3005 frem til 2003 og yderligere frem til og med 2008 på FRB1877 (der er også målinger i 2010, men ikke tilstrækkeligt til at indgå i denne analyse), se Figur 4-2. Siden da har der ikke været udført målinger på de to stationer. Uden for Nordlige Øresund er der målinger på KBH431 frem til og med 2018.

Derfor har vi til denne analyse valgt at benytte både KBH3005 og FRB1877 som mulige repræsentative stationer for tilstandsvurderingen i henhold til klorofyl-a for Nordlige Øresund, og benyttet KBH431 til at ekstrapolere fra.

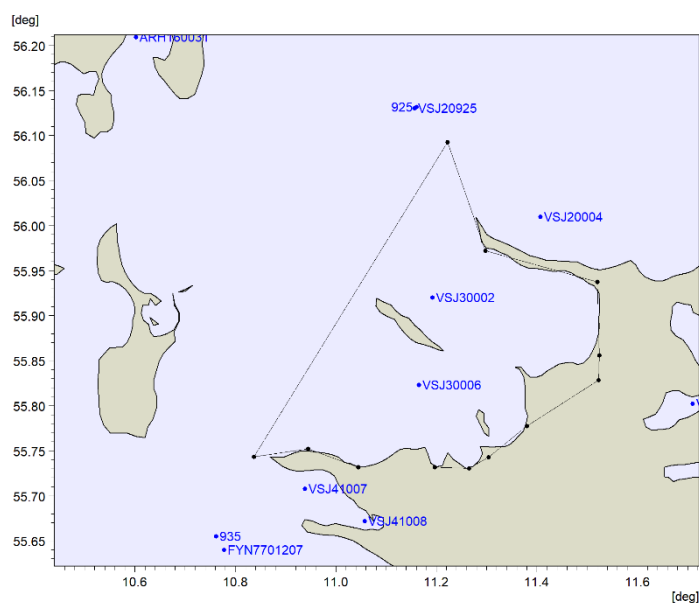


Figur 4-2: Placering af målestationer i vandområdet Nordlige Øresund og i vandområdets umiddelbare nærhed. Bemærk at Roskilde Fjord ikke er opløst i modellen, hvorfor det tilsyneladende ser ud som om, der er målestationer på land.

4.2.2.1 Sejerø Bugt

I vandområdet Sejerø bugt er der blevet målt relativt intensivt på stationen VSJ30002 frem til og med 2003 og yderligere frem til og med 2010 på VSJ30006, se Figur 4-3. Uden for Sejerø bugt er der målinger på VSJ20925 frem til og med 2018.

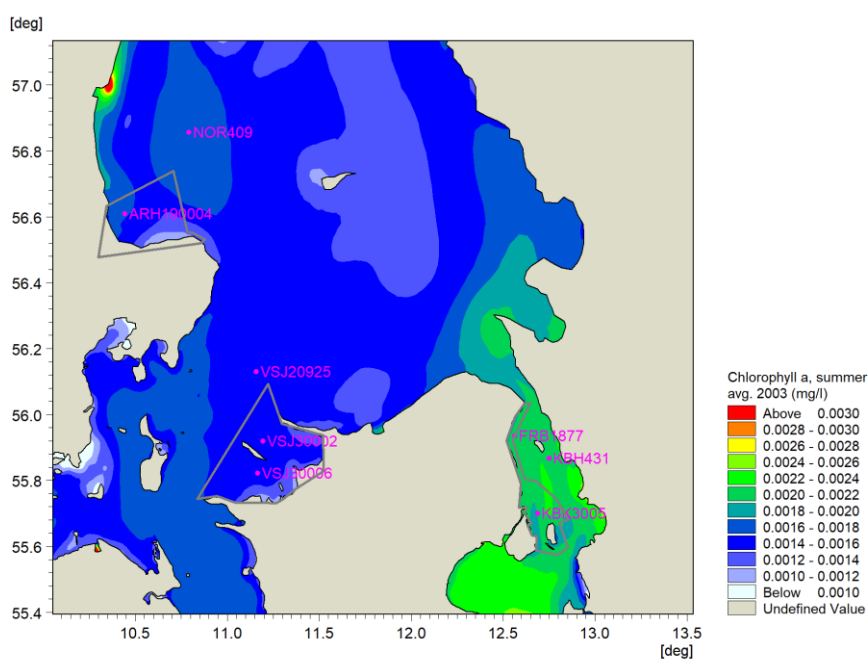
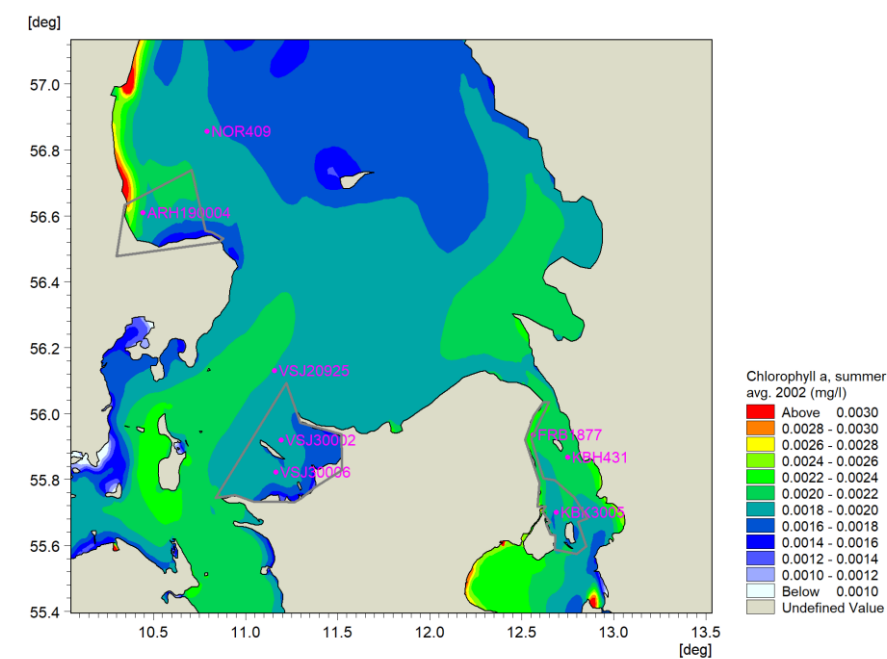
Derfor har vi til denne analyse valgt at benytte både VSJ30002 og VSJ30006 som mulige repræsentative stationer for tilstandsvurderingen i henhold til klorofyl-a for Sejerø bugt, og benyttet VSJ20925 til at ekstrapolere fra.



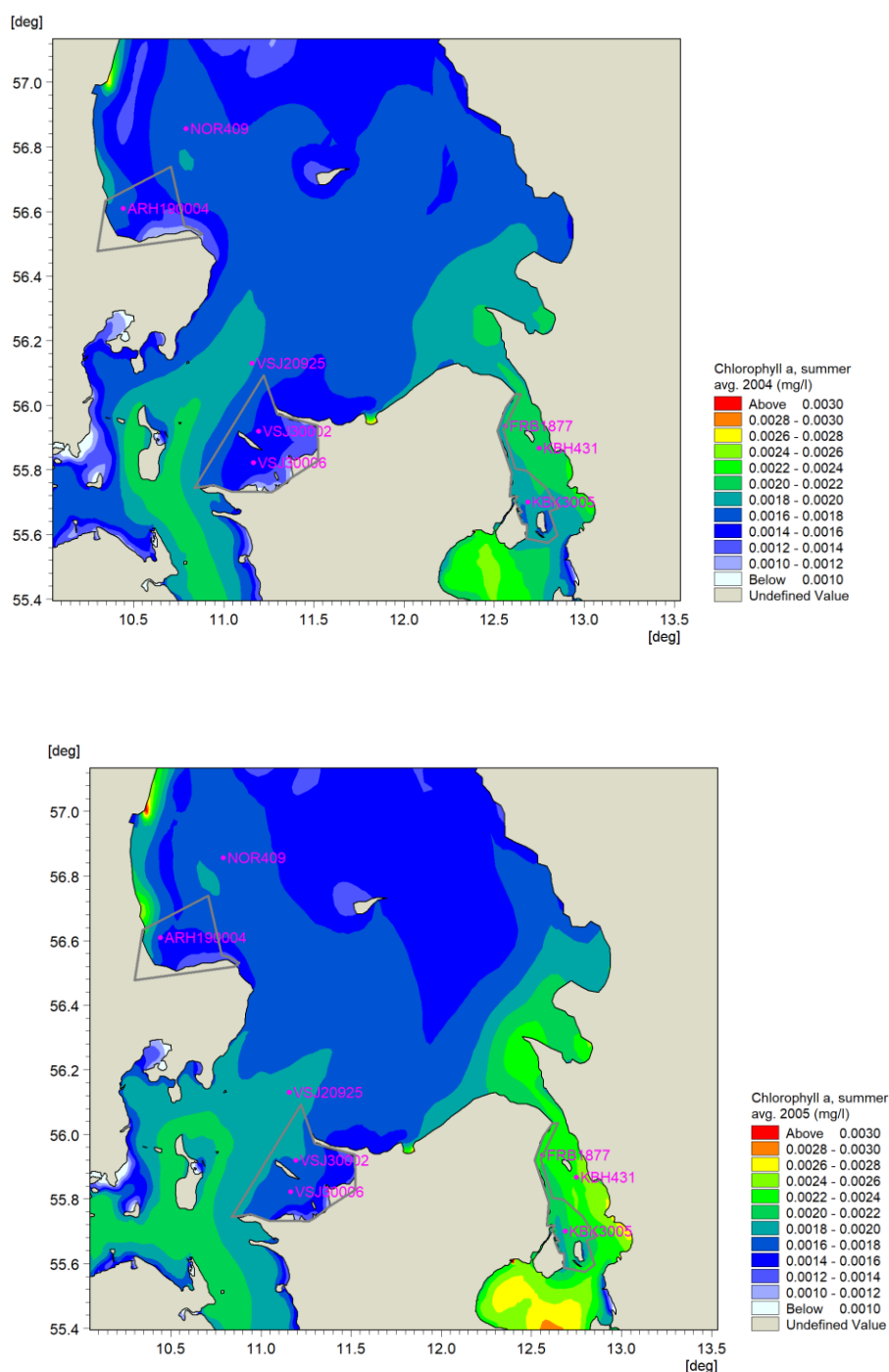
Figur 4-3: Placering af målestationer i vandområdet Sejrø bugt og i vandområdets umiddelbare nærhed.

4.3 Resultater

Resultaterne af analysen er vist i det følgende. I Figur 4-4 og Figur 4-5 er vist eksempler på den modellerede arealmæssige variation i koncentrationen af sommer-klorofyl-a for perioden 2002-2005. Disse år er udvalgt for at illustrere den variation, der er imellem de tre vandområder og imellem de forskellige år. Som det fremgår af de fire figurer, er der ingen forventelig og tydelig sammenhæng mellem de respektive målestationer, som der skal ekstrapoleres fra, og de vandområder, som de skal repræsentere igennem modellens gradienter.



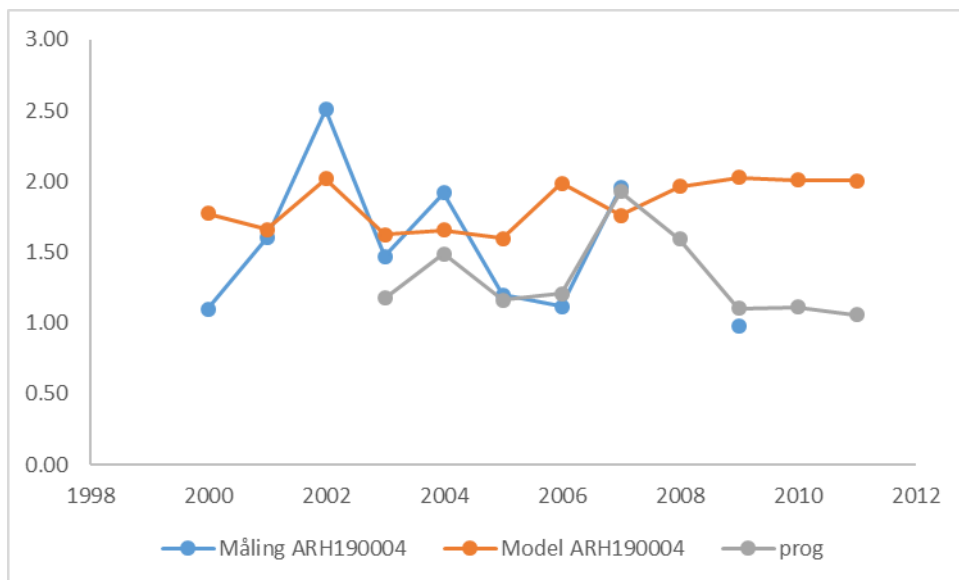
Figur 4-4: Angivelse af de forskellige målestationer og de tre vandområder: Helsingør Bugt, Nordlige Øresund og Sejerøbugt. Farverne angiver modellerede koncentrationer af sommer-klorofyl-a for 2002 (øverst) og 2003 (nederst).



Figur 4-5: Angivelse af de forskellige målestationer og de tre vandområder: Helsing Bugt, Nordlige Øresund og Sejrøbugt. Farverne angiver modellerede koncentrationer af sommer-klorofyl-a for 2004 (øverst) og 2005 (nederst).

Som nævnt under afsnit 4.1 beregner vi først en fejl-faktor på målestationerne uden for de tre vandområder, og denne fejlfaktor benyttes således efterfølgende til at korrigere modellens resultater på valideringsstationerne. På figurerne Figur 4-6, Figur 4-7 og Figur 4-8 er vist koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målinger, modellens resultater i samme punkt og den fejlkorrigerede modelprognose for samme punkt for henholdsvis vandområderne Helsing Bugt, Nordlige Øresund og Sejrøbugt.

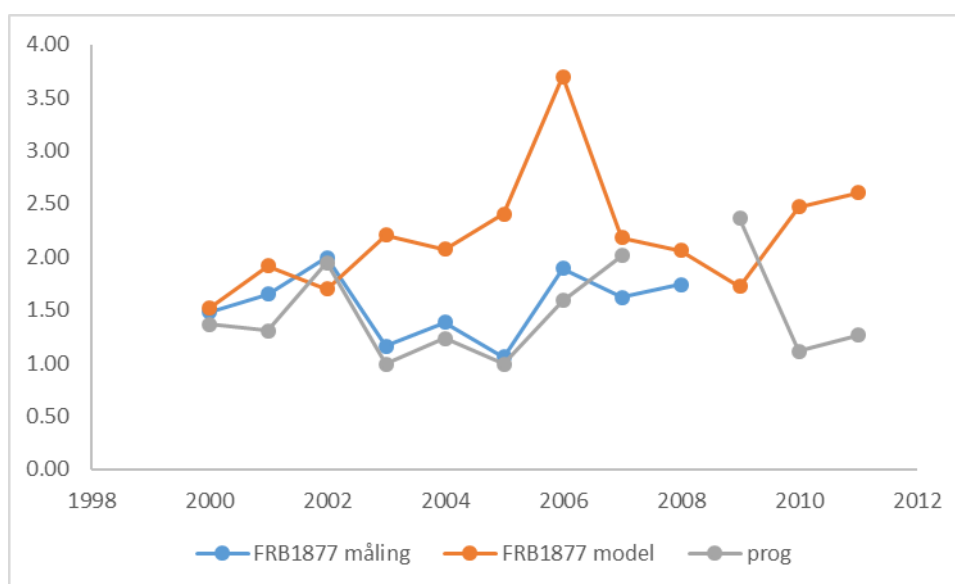
I Hevring Bugt ligger modellens sommerkoncentrationer af klorofyl-a data relativt tæt på de respektive målinger på samme station, og ved at korrigere modellen med fejl-faktoren ved NOR409 tvinges modellen til i højere grad også at repræsentere år-til-år variationerne svarende til, at der er relativ stor ensartethed mellem den blå og den grå kurve (Figur 4-6).



Figur 4-6: Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen ARH190004 (blå), modellens resultater i samme punkt (orange) og feilkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå). Der er ikke tilstrækkeligt med målinger på NOR409 før 2003.

I Nordlige Øresund modelleres generelt højere sommerkoncentrationer af klorofyl-a, end der måles (Figur 4-7). Dette er tilfældet på begge målestationer i årene 2000-2003 for KBK3005 og 2000-2006 for FRB1877, mens der er bedre sammenhæng mellem model og målinger i de resterende år. Ved at benytte den relativt simple fejl-faktor metode beregnet ud fra KBH431 er det dog muligt at bestemme koncentrationerne forholdsvis præcist på FRB1877, mens der er lidt større afvigelse på KBH3005.

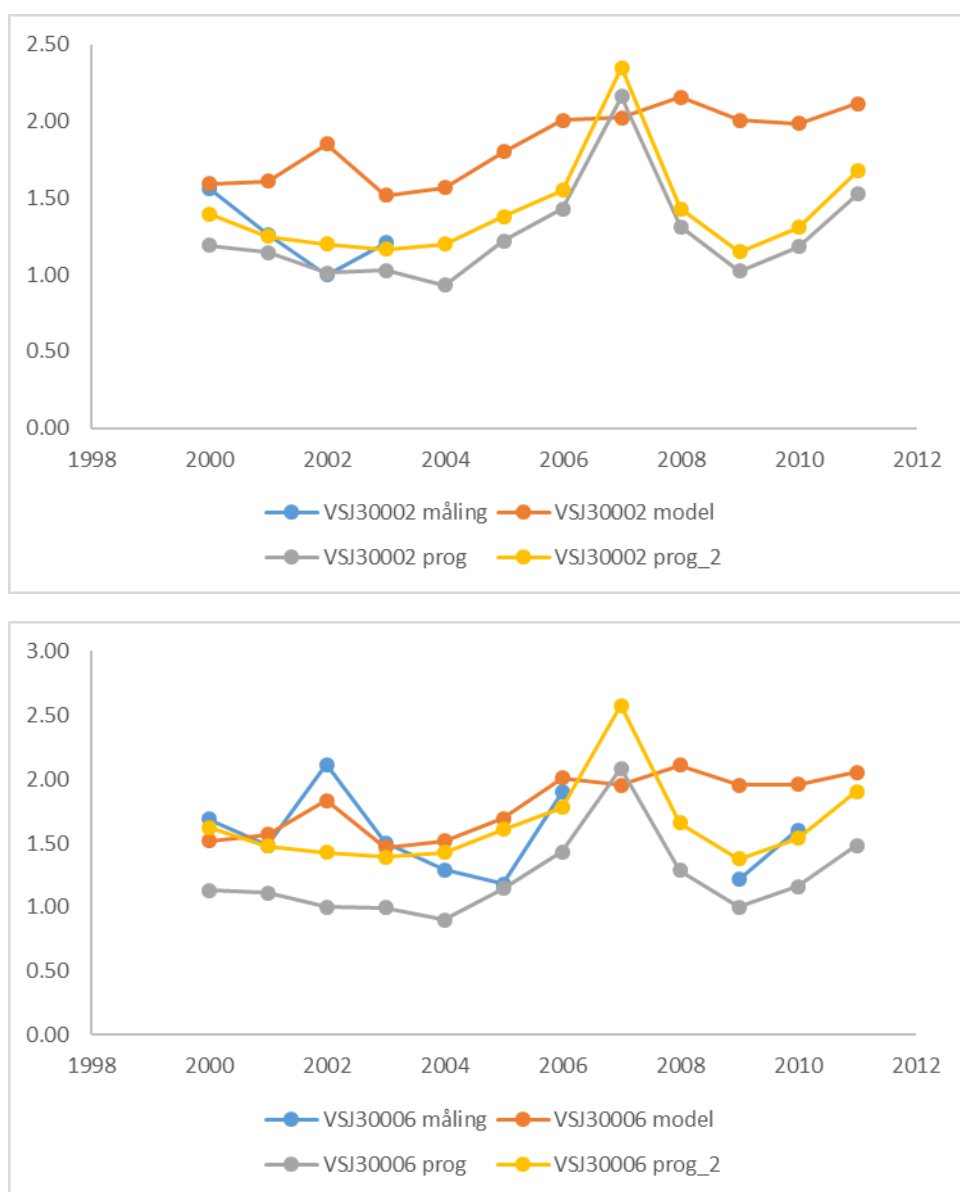




Figur 4-7: Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen KBH3005 (blå-øverst) og FRB1877 (blå-nederst), modellens resultater i samme punkt (orange) og fejlkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå).

I Sejerøbugt er situationen lidt anderledes (Figur 4-8). Som det blandt andet fremgår af Figur 4-4 og Figur 4-5, er der næsten ingen forskelle mellem de modellerede koncentrationer af sommer-klorofyl-a på stationerne VSJ30002 og VSJ30006. Derimod er der nogen forskel i de målte værdier, hvor målingerne på VSJ30006 generelt er noget højere end på VSJ30002. Dette afspejles, når vi korrigerer modelresultaterne i de enkelte målepunkter. På VSJ30002 er der en relativ fin sammenhæng mellem de målte værdier og den fejlkorrigerede modelprognose, mens den fejlkorrigerede modelprognose underestimerer de målte data på VSJ30006. Som det fremgår af Figur 4-8, er der en relativ fin middel-sammenhæng mellem model og måling på VSJ30006, og fejlkorrektionen virker derfor i dette tilfælde ikke hensigtsmæssigt.

For at adressere denne underestimering har vi her indført en justering af bias-korrektion, hvor modelresultater først bias-korrigeres for dernæst at benytte fejlfaktor-metoden (gule-kurver på Figur 4-8). Denne metode kunne også benyttes på de to andre stationer, uden at det dog vil ændre resultaterne væsentligt. Men for at kunne benytte bias-korrektionen kræves det, at der er en del år med overlap mellem modelresultater og målinger. Dette er dog langt fra altid tilfældet, og til denne analyse har vi kun identificeret tre vandområder med et tilstrækkeligt antal år med overlap mellem modelresultater og målinger.



Figur 4-8: Koncentrationer af sommer-klorofyl-a baseret på målestationen VSJ30002 (blå-øverst) og VSJ30006 (blå-nederst), modellens resultater i samme punkt (orange) og fejlkorrigerede modelprognose i samme punkt (grå). Gul viser en bias-korrigeret udgave af prognosen (se tekst for forklaring).

4.4 Konklusion

Vi har vist, at det er muligt ved kobling af modeller og målinger at komme med et estimat på en tilstand i et vandområde, hvor der i dag ikke måles længere. I to vandområder viste valideringen, at der kunne skabes relativ fin sammenhæng mellem prædikterede værdier og målte værdier, mens der for det tredje vandområde var problemer ved tilgangen på mindst en af de to målestationer i vandområdet, og der her var behov for introduktion af en bias-korrektion.

Fremadrettet giver metoden altså mening i forhold til at prædiktere en tilstandsvurdering i visse vandområder, mens det vil være forbundet med en større usikkerhed i andre vandområder. For at komme nærmere en fremgangsmåde for alle de 18 mere åbne vandområder uden målestation, kræver det en sammenligning mellem målte værdier på alle stationer i og omkring de respektive vandområder for at bestemme forskelle mellem målingerne på tidligere og

nuværende stationer. Baseret på disse forskelle og en analyse af variationerne i de enkelte vandområder vil det være muligt at komme med et fornuftigt bud på, hvilke vandområder metoden forventes at kunne benyttes for.

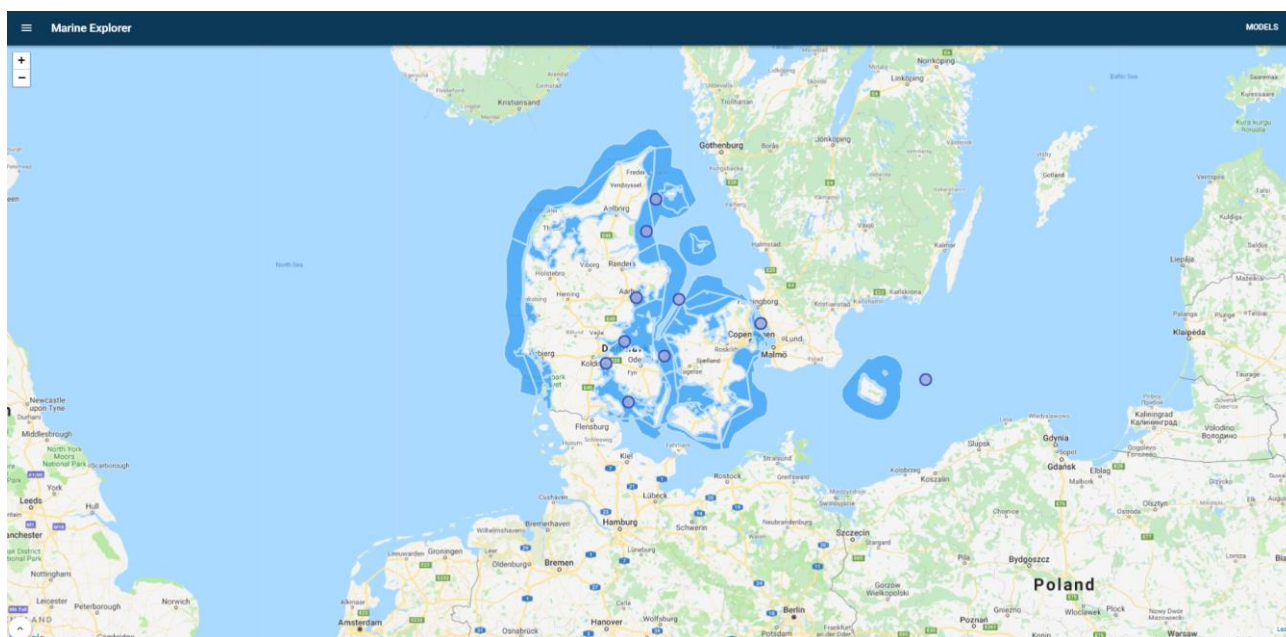
5 WEB-værktøj

For at sikre Miljøstyrelsen nem adgang til modelresultater og mulighed for løbende at kunne vurdere kvaliteten af modellerne (uden at have en dybere modelviden eller viden om værktøjer m.m.), er der i det forberedende projekt i 2017 påbegyndt et arbejde på at udvikle et WEB-værktøj til håndtering af modelresultater (såvel inputdata som resultater af afviklede modeller). I dag eksisterer der således en foreløbig platform til lagring, analyse og præsentation af udvalgte modelparametre for IDF-modellen (såsom arealudbredelse og tidsserier), foruden muligheden for at sammenligne modelresultater med målinger.

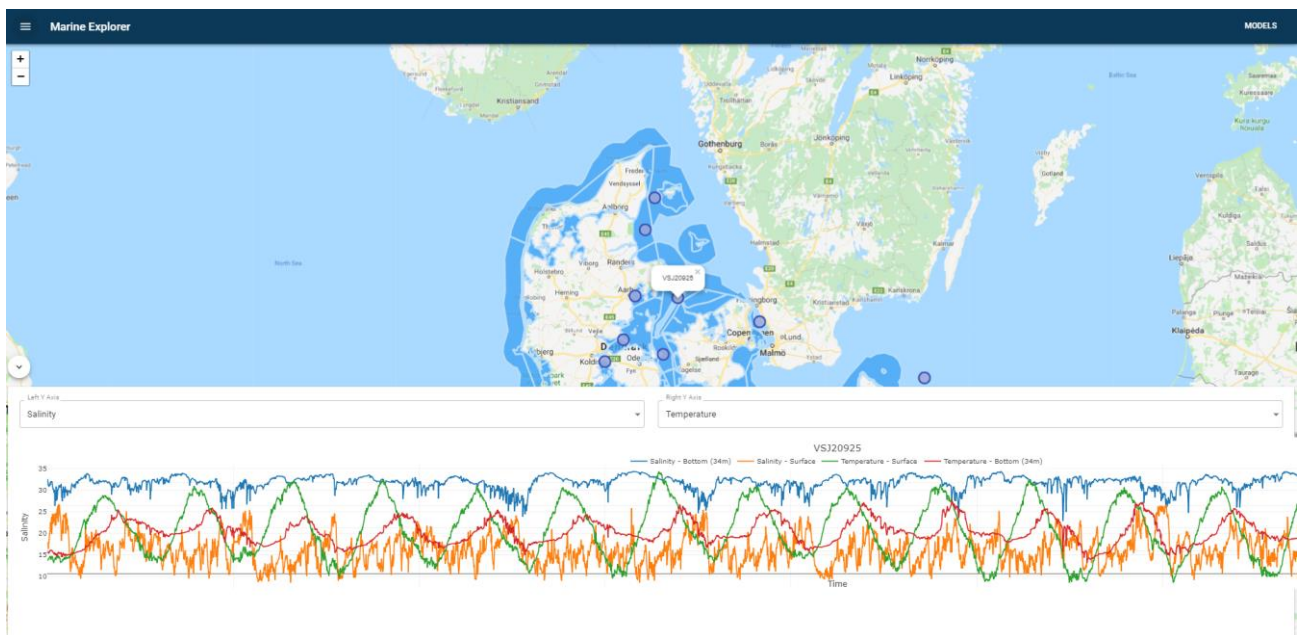
Som en del af dette projekt blev det besluttet at fortsætte denne udvikling med henblik på præsentation og analyse af modelresultater og af målinger (fra ODA) sammen med modelresultater. Arbejdet med dette WEB-værktøj er en løbende proces. Udviklingen af værktøjet var fra start tiltænkt de modelresultater, som er et direkte resultat af dette projekt (dvs. IDF-modelresultater for 2016). Men under udviklingsarbejdet er det blevet klart, at der også er behov for at kunne vise modelresultater fra de andre modeller, som MST råder over (eller kommer til at råde over i forbindelse med modeludviklingen af mekanistiske modeller frem mod VP3).

På nuværende tidspunkt er WEB-værktøjet udviklet, så det alene indeholder data fra Skagen og sydover og udelukkende modelresultater fra IDF-modellen, men WEB-værktøjet opbygges således, at de andre modeller nemt kan inkluderes efterfølgende.

Værktøjet forberedes derfor til at kunne vise modelresultater fra Nordsøen, Limfjorden, Roskilde Fjord, Odense Fjord, Mariager Fjord, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord. I modeludviklingsprojektet arbejdes også med nogle lokale modeller (nordvestlige Bælthav, sydlige Lillebælt og Smålandsfarvandet), og resultater fra disse modeller inkluderes også, efterhånden som modellerne færdigudvikles. På Figur 5-1 og Figur 5-2 er vist nogle enkelte eksempler på visning af modelresultater i den nye dataviewer.



Figur 5-1: Indgangsside til WEB-værktøj. I udgangspunktet vises dels de danske kystvande og udvalgte monitoringsstationer, men der vil være mulighed for at tilvælge andre GIS-lag som vandområder i henhold til vandrammedirektiv, havstrategi eller EEZ.



Figur 5-2: Eksempel på datavisning. Her vises salinitet og vandtemperaturer i overfladevand og bundvand for målestationen VSJ925. I første omgang er inkluderet modelresultater for alle de 17 modelår (2000-2016), og med værktøjet er det muligt at sammenligne modelresultater med målinger. Dermed bliver WEB-værktøjet både et arbejdsredskab og et valideringsværktøj.

6 Referenceliste

Erichsen, AC, Carstensen, J, Sørensen, JT, Niilonen, T & Storm, L. (2005). Udvikling og integration af iltsvindsm modeller. Vand og Jord, no. 4. <http://www.vand-og-jord.dk/artikler/vj405-iltsvindsm modeller-156.pdf>

Erichsen, AC, Kronborg, M, Hansen, JW, Carstensen, J & Timmermann, K. (2018). Koncept til årlig afvikling af marine modeller til understøttelse af den marine NOVANA-overvågning. DHI Rapport (sagsnr.: 11819538-7)

Hansen, JW (red). 2018. Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253. <http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>.

APPENDIKS

APPENDIKS A – Workshops

Referater fra afholdte workshops

A Referater af workshops

A.1 Referat workshop 19.09.18

Mødedeltagere: Mikael H. Jensen (MST), Anders C. Erichsen (DHI), Karen Timmermann (AU), Henrik Tornbjerg (AU), Jesper H. Christensen (AU), Jens W. Hansen (AU).

WS var bygget op omkring en række indlæg, som affødte kommentarer/diskussioner, der mundede ud i en proces for det videre arbejde i projektet.

MST, Mikael: Redegjorde for rammerne i projektet med baggrund i de vigtigste resultater fra det forudgående projekt og forhåbningerne for dette projekt. Begge projekter har til formål at udvikle og beskrive mulighederne for i udvidet grad at anvende modeller til a) understøtte NOVANA-rapportering og b) kvantificere tilstandsvurderinger. Ambitionen for dette projekt er udvikle modeltilgangen, så modeller kan indgå i NOVANA-rapporteringen og tilstandsvurderingerne fra og med 2019.

DHI, Anders: Supplerede de af Mikael præsenterede rammer og mål for projektet. Konkluderede at et modelbaseret hydrografikapitel vil være mest velegnet som supplement til den nuværende NOVANA-rapportering, havrapporten. Derudover vil der hovedsageligt blive arbejdet med en bedre rumlig interpolation og dataassimilering.

AU, Jesper: Præsenterede DEHM-modellen som bruges til at beregne luftdepositionen af kvælstof, som leverer drivdata for DHI-modellen. Beregningerne er baseret på kemisk transport og vejrprognose. Årshjulet for modelleringen blev skitseret, og usikkerheder tilknyttet modellering blev omtalt.

AU, Henrik: Præsenterede stoftransportmodellen, som leverer drivdata for DHI-modellen. Nævnte de seneste års udvidelse af stationsnettet og den afledte udvidelse af andelen af målt opland. Lige som for luftmodellen blev årshjulet skitseret, og usikkerheder tilknyttet modellering omtalt.

Opsamling:

Det blev aftalt, at næste WS afholdes senest medio november. Til denne WS skal nedenstående elementer være klar, så de kan blive præsenteret og diskuteret.

- Hydrografikapitel: Modelresultater (anvendelige analyser; DHI) og skitse til kapitel (DHI og AU)
- Modeludvikling: Rumlig interpolation (metodikker/eksempler, DHI)
- Årshjul: Drivdata, DHI-modellering og rapportering (syntese af PP-præsentationer med fokus på timing, AU)

Datalagringsmæssige aspekter af at anvende både model- og måledata blev kort diskuteret. Der var enighed om, at model- og måledata i en del tilfælde med fordel kan integreres i output, men at model- og måledata skal lagres, så det tydeligt fremgår, hvilken type data der er tale om.

A.2 Referat 2. workshop, 22.11.18

Mødedeltagere: Mikael H. Jensen (MST), Anders C. Erichsen (DHI), Karen Timmermann (AU), Henrik Tornbjerg (AU), Jesper H. Christensen (AU), Jens W. Hansen (AU), Jacob Carstensen (AU), Stig E. Pedersen (MST), Rikke M. Closter (DHI).

WS var bygget op omkring en række indlæg, som affødte kommentarer/diskussioner, der mundede ud i en proces for det videre arbejde i projektet.

AU, Jens: Redegjorde for indholdet i projektet og gav en status for indsatsen til og med sidste workshop samt listede de vigtigste punkter for det videre arbejde.

DHI, Anders: WEB-værktøj: Beskrev meget overordnet formålet med WEB-værktøjet som værende til datahåndtering og visualisering af modeldata. Inden for dette projekt vil værktøjet primært være baseret på IDF-modellen og omhandle 2016. Der arbejdes på en ny platform for 'dataviews', som bliver færdig først i det nye år.

Model-havrapport: Præsenterede en række modelberegnete resultater relevant for et hydrografisk kapitel. Fokus på en beskrivelse af sæsonvariation og tidlig udvikling via akkumulerede data og anomalier/afvigelser fra middel/normal som transektanalyse og baseret på 17 års modeldata. Nævnte mulighed for massebudgetberegninger. Diskussion af styrker ved modellering fx i forhold til beskrivelse af lagdelingsstyrke, opholdstid, alder af bundlag samt ind- og udstrømning af vand.

Model-resultater: Skitsering af anvendelse af modeller til at understøtte tilstandsvurderinger. Fokus på data i områder, hvor der ikke forefindes data eller områder, hvor eksisterende data ikke er repræsentative for området. Overvejelser om forskellige modeltilgange til at fremskaffe sådanne data til brug for vandplaner.

AU, Jens: Timing: Gennemgik det tidsmæssige forløb arbejdet med havrapporten opdelt på grunddata, drivdata, dataanalyse og –kvalitetssikring, fagrapportering, sammenfattende rapportering, redaktionelt arbejde, faglig kommentering, DCE-kvalitetssikring – i forhold til den normale proces og specifikt i forhold til udmeldte deadline for rapportering i 2019.

Diskussion:

- Det blev aftalt, at DHI og AU mødes i første halvdel af december, hvor havrapporten gennemgås med henblik på at identificere, hvilke modellerede data, som er mest relevante i forhold til at understøtte fortolkningen af udviklingen i miljø-indikatorerne og danne grundlag for et hydrografisk kapitel. Samtidig diskuteres hvordan disse parametre bedst kvantificeres.
- Hvad angår timing blev det konkluderet, at det vil være muligt at modellere data til brug for et input til et hydrografisk kapitel i tide til, at modelresultaterne kan indgå som en forklaringsvariabel i beskrivelsen af udviklingen i miljøindikatorerne – såfremt modelleringen afgrænses til at baseres på meteorologiske data, hvilket vurderes tilstrækkeligt til at kunne give en brugbar beskrivelse af de relevante hydrografiske begivenheder på et overordnet niveau.
- Modeldata og måldata kombineres ikke direkte i beregnede værdier, som fx middelværdier.
- Modellering kan bruges til at extrapolere data i rum (og tid).
- I databaser skal det tydeligt fremgå, hvad der er modellerede, og hvad der er målte data.
- Forskellige tilgange til at inkludere 'eksternt' arbejde i havrapporten blev drøftet.

Projektafslutning:

- På baggrund af mødet i december besluttes det, om der er behov for yderligere en WS.
- Inden jul afleveres en skitse til afsluttende rapport, hydrografisk prøvekapitel og WEB-værktøj.
- I starten af næste år afleveres udkast til afsluttende rapport, hydrografisk prøvekapitel og WEB-værktøj baseret på ny platform.