

STORMFLODSSIKRING AF ISEFJORD & ROSKILDE FJORD

Projektgruppe FRB7H - 2.404

Vand & Miljø, Kandidat - 2. semester
2016

Gruppemedlemmer:
Niels Fræhr
Claus Liltorp
Victor G. Ludvigsen
Emil Nielsen

Vejledere:
Thomas Ruby Bentzen
Torben Larsen



Titel:

Stormflodssikring af Isefjord og Roskilde Fjord

Title in English:

Floodprotection of Isefjord and Roskilde Fjord

Projekt:

8. semester

Projektperiode:

Februar 2016 - Maj 2016

Projektgruppe:

FRB7H - 2.404

Deltagere:

Niels Fræhr
Claus Liltorp
Victor G. Ludvigsen
Emil Nielsen

Vejledere:

Thomas Ruby Bentzen
Torben Larsen

Synopsis:

Dette projekt omhandler reduktion af stormfloder i Isefjord og Roskilde Fjord. Der er konstrueret en hydrodynamisk model over fjordsystemet. Denne benyttes til en oversvømmelsesanalyse af de mest udsatte byer nær fjordsystemet. Forskelige løsningsmuligheder til afværgelse af stormflodsproblemerne er implementeret og undersøgt. Det konkluderes, at den bedste løsning er en højvandsbarriere med en gennemløbssluse på 1000 m^2 mellem Rørvig og Hundested, som styres ift. vandstanden i Hundested Havn.

For at vurdere den fundne løsnings effekt på vandmiljøet, analyseres dette gennem modellering både med og uden den valgte løsning. Vandmiljøets påvirkning vurderes på baggrund af koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor, samt klorofyl-a. Vandmiljøet modelleres med en basal model for eutrofiering, men effekten af højvandsbarriren kan ikke vurderes tilstrækkeligt, grundet modellens manglende evne til at beskrive målte forhold korrekt. Dog vurderes det, at højvandsbarriren ikke har have betydelig effekt på vandmiljøet.

Oplagstal: 7

Sidetal: 169

Bilags-CD er vedlagt rapporten.

Afsluttet: 30-05-2016

Forord

Denne rapport er udarbejdet af gruppe FRB7H - 2.404 på 2. semester på kandidatuddannelse i Vand og Miljø på Aalborg Universitet, hvor *Forurening af akvatiske systemer* er det overordnede tema for projektet. Rapporten omhandler analyse af Isefjord og Roskilde Fjord under en stormflod, hvor en løsning til stormflodssikring af de mest utsatte byer nær fjordsystemet bestemmes. Endvidere analyseres løsningens påvirkning af vandmiljøet, for at vurdere løsningens forureningsmæssige betydning.

Alt benyttet til kortmateriale og figurer kommer fra Kortforsyningen [2015] og [Geodatabiblioteket, 2014], desuden er alle koter og vandstande angivet ift. DVR90, medmindre andet er angivet.

Forsidebilledet viser Sjællands Odde Havn under stormen Bodil i december 2013. [Dagens.dk, 2013]

Der rettes stor tak til vejlederne Thomas Ruby Bentzen og Torben Larsen for inspirerende vejledning og konstruktiv kritik.

Bilag findes på en vedlagt CD. Der vil igennem rapporten blive refereret til filer på CD'en med "[Bilags-CD, navn på bilag]". En oversigt og beskrivelse af filerne på bilags-CD'en fremgår af bilag X.

Niels Fræhr

Claus Liltorp

Victor G. Ludvigsen

Emil Nielsen

Indholdsfortegnelse

Kapitel 1 Indledning	1
1.1 Vandmiljø i fjordsystemet	2
Kapitel 2 Problemformulering	4
2.1 Metode	4
 I Oversvømmelsesanalyse	 5
Kapitel 3 Screening af udsatte byer	6
3.1 Historiske stormfloder	6
3.2 Potentielle oversvømmelsesskader	9
Kapitel 4 Løsningsforslag	11
4.1 Diger og højvandsmure	11
4.2 Højvandsbarriere	12
4.3 Valg af løsning	13
Kapitel 5 Vandstand og vind i fjordsystemet	16
5.1 Systemoversigt	16
5.2 Vandstandens historiske og fremtidige udvikling	16
5.3 Vindforholds historiske og fremtidige udvikling	18
5.4 Sammenligning mellem stormen Bodil og øvrige storme	20
Kapitel 6 Fjordsystem	23
6.1 Fjordsystemets opbygning	23
6.2 Ferskvandstilførsel	25
Kapitel 7 Modellering af oversvømmelse	26
7.1 Modelopbygning	26
7.2 Kalibrering	31
Kapitel 8 Analyse af løsninger	38
8.1 Klimafremskrivning	39
8.2 Afhjælpning af stormskader med højvandsbarrierer	41
8.3 Undersøgelse af størrelse af gennemstrømningsareal	43
8.4 Undersøgelse af slusestyring for gennemløb	46
8.5 Effekt af valgt højvandsbarriere for hele fjordsystemet	49
8.6 Opsummering	50
8.7 Diskussion	51
 II Vandmiljøanalyse	 53
Kapitel 9 Vandmiljøanalyse	54

Kapitel 10 Salinitet i fjordsystemet	56
10.1 Salinitetsprofil i fjordsystemet	57
Kapitel 11 Næringsstoffer i fjordsystemet	59
11.1 Fosfor- og kvælstofbegrænsning	59
11.2 Årsvariation af uorganisk kvælstof og fosfor	60
Kapitel 12 Modellering af salinitet	62
12.1 Modelopbygning	62
12.2 Sammenligning med målinger	67
12.3 Sammenligning med og uden højvandsbarriere	69
12.4 Diskussion	71
Kapitel 13 Modellering af vandmiljø	74
13.1 Modelopbygning	74
13.2 Sammenligning med målinger	79
13.3 Sammenligning med og uden højvandsbarriere	81
13.4 Opsummering	82
13.5 Diskussion	83
Kapitel 14 Diskussion af løsning	85
Kapitel 15 Konklusion	87
Litteratur	88
III Bilag	B1
Bilag A Vurdering af vandplanens aktualitet	B2
Bilag B Naturområder	B4
Bilag C Potentielle skadeomkostninger sammenlignet med de reelle omkostninger for stormen Bodil	B6
Bilag D Lavtliggende områder i udsatte byer	B7
Bilag E Vindstuvningsmodel	B14
Bilag F Vind og vandstande for Roskilde under storme	B16
Bilag G Ekstremvandstandsstatistik i Holbæk og Roskilde	B22
Bilag H Vandføring i vandløb	B27
Bilag I Bidrag fra vandløb og nedbør	B28
Bilag J Total ferskvandstilførsel til fjordsystemet	B29
Bilag K Højvandsbarrierer	B31

Bilag L Analyse af beregningsnet	B34
Bilag M Tidslinje for datasæt	B40
Bilag N Tilpasning af Hornbæk målestation	B41
Bilag O Følsomhedsanalyse iht. Holbæk og Frederiksværk	B47
Bilag P Kalibreret vandstand	B48
Bilag Q Vandstand i udsatte byer ved oversvømmelsesanalyse	B50
Bilag R Kalibrering af salinitetsmodel	B53
Bilag S Miljøpåvirkning fra ferskvandstilførsel	B55
Bilag T Målestationer for vandkemi	B58
Bilag U Stofbalancer i modellering af vandmiljø	B60
Bilag V Total næringsstoftilførsel til fjordsystemet	B62
Bilag W Proceskonstanter til modellering af vandmiljø	B65
Bilag X Filer på Bilags-CD	B69
X.1 ModelKalibrering, MIKE 21-fil	B69
X.2 ModelBodil21_noship, MIKE 21-fil	B69
X.3 Salinitet_3.0P, MIKE 3-fil	B69
X.4 Penmann, Matlab-fil	B69
X.5 Vandkvalitet, MIKE 21-fil	B69
X.6 Renseanlaeg, Matlab-fil	B69
X.7 Ferskvandstilfoersel, Excel-fil	B69
X.8 Udlob_kloak, Excel-fil	B69

Indledning 1

I denne rapport undersøges løsningsmuligheder for oversvømmelsesproblemer som følge af stormfloder i byer ved Isefjord og Roskilde Fjord. Løsningsmuligheder skal kunne afhjælpe problemer ved en stigning i vandstand.

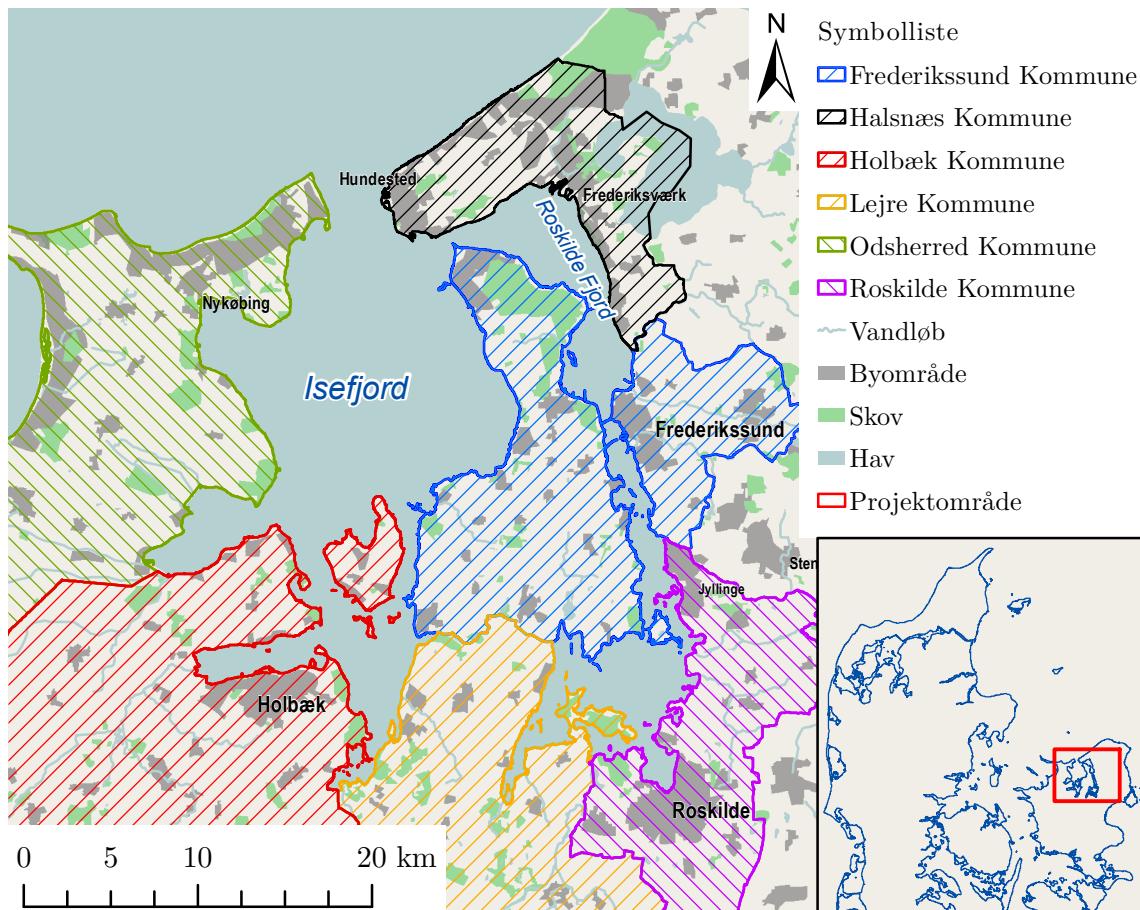
Oversvømmelse er, når vand dækker landområder, der ellers ville have været tørre [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016a]. Dette kan forårsages af stigninger i hav- eller fjordniveau, tilbagestuvning fra afløbssystemer og vandløb eller nedbør, hvor der fokuseres på stigninger i fjordniveau i dette projekt. [NIRAS, 2013]

I fremtiden vil der komme flere kraftige storme, hvorfor det er sandsynligt, at risikoen for problemer med stuvning i fjordsystemet og oversvømmelser af byområder nær kysten stiger i fremtiden. [DMI, 2013a]

I december 2013 hærgede stormen Bodil Danmark. Igennem 36 timer pressede stormen havvand ind i Isefjord og dernæst Roskilde Fjord, jf. figur 1.1 [DMI, 2015]. Dette skabte rekordhøje vandstande i Roskilde og Holbæk, hvor den maksimale vandstand blev målt til hhv. 2,06 m og 1,94 m over normalen [Gregersen, 2014; Marfelt, 2013].

På trods af lav datamængde er det af kystdirektoratet vurderet, at vandstanden i Roskilde under Bodil var en 1000 års- og i Holbæk en 300 års hændelse [Marfelt, 2013]. Dataperioden er kortere end gentagelsesperioderne, hvorfor gentagelsesperioderne er usikre [DMI, 2016b].

Ifølge analysen i bilag G var stormen Bodil en 243 og 72 års hændelse for vandstanden i hhv. Roskilde Havn og Holbæk Havn. Dette betyder, at en storm af denne type forekommer hyppigere end først antaget, hvormed nødvendigheden af en løsning på stormflodsproblemerne bekræftes.



Figur 1.1. Isefjord og Roskilde Fjord, samt kommuner, der grænser op til disse.

Som det ses på figur 1.1, støder flere kommuner op til hhv. Isefjord og Roskilde Fjord. Befolkingstallet i kommunerne nær fjorden er næsten 300 000 mennesker [Danmarks Statistik, 2016]. For den del af befolkningen, som bor nær kysten, kan oversvømmelser forårsage ejendomsskader, og resten af befolkning i kommunerne kan blive påvirket af afdelte effekter. Disse effekter kan være trafikale problemer med veje, der undermineres eller er svært fremkommelige pga. vand, eller der kan forekomme strømsvigt i dele af kommunen, hvis en transformator-station bliver oversvømmet.

Derfor er flere kommuner omkring Isefjord og Roskilde Fjord motiveret til at forhindre, at problemerne gentager sig. For eksempel har Frederikssund Kommune på baggrund af erfaringer fra Bodil revideret deres beredskabsplan, og Roskilde Kommune har nedsat en task force, som skal finde en løsning til oversvømmelsesproblemerne [Roskilde Kommune, 2014; Frederikssund Kommune, 2015].

Alle tiltag, der søges for afhjælpning af oversvømmelsesproblemerne, kan potentielt få negative konsekvenser for vandmiljøet i fjordsystemet.

1.1 Vandmiljø i fjordsystemet

I Danmark skal alle vandområder opnå god økologisk tilstand iht. vandplanerne [DTU Nutech, 2014]. Den økologiske tilstand for kystvande, herunder fjorde, vurderes ift. reference-

tilstanden, som angiver tilstanden, hvor ingen menneskelig aktivitet har haft en indvirkning på vandmiljøet.

Den økologiske tilstand vurderes, jf. vandplanen, hovedsageligt på baggrund af dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs. Kvælstofindhold og kvælstofbelastning indgår som sekundær vurderingsparameter, hvis der ikke er tilstrækkelig data om dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs til rådighed. [Miljøministeriet, 2011]

Miljømålet, god økologisk tilstand, svarer til en såkaldt økologisk kvalitetsratio (EQR-værdi) på minimum 0,74. En EQR-værdi på 1 svarer fuldstændigt til reference-tilstanden, og en EQR-værdi på 0 er den dårligste tilstand. Økologisk tilstand, vurderet på EQR-værdi, fremgår af tabel 1.1. [Miljøministeriet, 2011]

Økologisk tilstand	EQR-værdi
Høj	0,90 – 1,00
God	0,74 – 0,90
Moderat	0,50 – 0,74
Ringe	0,25 – 0,50
Dårlig	0,00 – 0,25

Tabel 1.1. Økologiske tilstade vurderet med opfyldelse relativt ift. reference-tilstanden. [Miljøministeriet, 2011]

Dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs i fjordsystemet ift. miljømålet ses i tabel 1.2 for de fire områder af fjordsystemet, jf. figur 1.1. Det ses, at god økologisk tilstand ikke er opnået.

Økologisk tilstand	Dybdegrænse for ålegræs [m]			EQR
	Nuværende	Miljømål		
Isefjord - Yderbredningen	Moderat	4,4	7,4	0,59
Isefjord - Inderbredningen	Ringe	2,7	6,9	0,39
Roskilde Fjord - Nordlig del	Moderat	2,9	5,6	0,52
Roskilde Fjord - Sydlig del	Ringe	1,9	4,0	0,48

Tabel 1.2. Dybdegrænse for udbredelse af ålegræs i fjordsystemet i forhold til miljømål for god økologisk tilstand [Miljøministeriet, 2011]

De økologiske tilstade i fjordsystemet er moderat eller ringe, jf. tabel 1.2, og målet om god økologisk tilstand i fjordsystemet skal være indfriet inden udgangen af 2015 jf. vandplanen for Isefjord og Roskilde Fjord [Miljøministeriet, 2011].

Vandplanen for Isefjord og Roskilde Fjord, med undersøgelser af den økologiske tilstand, er fra 2011. Derfor er det jf. bilag A er undersøgt, hvorvidt udbredelsen af ålegræs stadig er aktuel. Der ses en forbedring i dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs for det undersøgte område, men det er usikkert, om denne udvikling er gældende for hele fjordsystemet.

Løsningsmulighederne i nærværende rapport, udarbejdet i 2016, bør ikke forhindre opnåelsen af miljømålet.

Problemformulering 2

Byerne langs Isefjord og Roskilde Fjord kan være i risiko for oversvømmelse under kraftige stormhændelser. Dette problem vil formodentligt forstærkes grundet fremtidige klimaforandringer, herunder hyppigere og kraftigere stormhændelser og stigende vandstande.

Målet med denne undersøgelse er dermed at løse følgende overordnede problemformulering:

Hvordan kan oversvømmelse i udvalgte udsatte byer nær Isefjord og Roskilde Fjord undgås, uden vandmiljøet i fjordsystemet forværres?

2.1 Metode

I dette afsnit gennemgås metoden til besvarelse af problemformuleringen.

Oversvømmelsesanalyse:

- På baggrund af skadeomkostningerne ved historiske stormhændelser og værdikort udvælges de mest udsatte byer ved stormflod i Isefjord og Roskilde Fjord.
- Der foreslås løsninger til stormflodssikring af de udsatte byer.
- Der bestemmes indgangsparametre og randbetingelser til modellering af oversvømmelse i fjordsystemet.
 - Vind og vandstand, samt klimafremskrivning af disse.
 - Opbygning af fjordsystemet.
- En oversvømmelsesmodel kalibreres ift. vandstand under historiske stormhændelser.
- Løsningsforslagene analyseres i oversvømmelsesmodellen og den bedste til afhjælpning af oversvømmelsesproblemer udvælges.

Vandmiljøanalyse

- Der udvælges en model til modellering af vandmiljø.
- Der bestemmes indgangsparametre og randbetingelser til modellering af vandmiljø.
 - Salinitet i fjordsystemet.
 - Ferskvandstilførsel.
 - Næringsstofttilførsel.
- Oversvømmelsesmodellen udvides til modellering af vandmiljø.
- Vandmiljøet modelleres både med og uden brug af den valgte løsning fra oversvømmelsesanalysen.
- Det vurderes, hvorvidt vandmiljøet forværres.

Del I

Oversvømmelsesanalyse

I denne del bestemmes de ved stormflod utsatte byer nær fjordsystemet, og der fremlægges løsningsforslag hertil. Der konstrueres en oversvømmelsesmodel. De forskellige løsningsforslag undersøges, hvorved den løsning, der bedst løser stormflodsproblemerne, vælges.

Screening af udsatte byer

3

I dette kapitel lokaliseres de mest udsatte byer mht. oversvømmelse. Oversvømmelsesmodellen skal være i stand til at modellere oversvømmelse for de udsatte byer. Derfor har screeningen betydning for modelafgrænsningen for oversvømmelsesmodellen.

I screeningen analyseres både data fra historiske stormfloder samt potentielle stormflosskader på baggrund af terræn- og værdikort. For de historiske stormfloder anvendes en skadeopgørelse over stormen Bodil og en samlet skadeopgørelse for alle storme i perioden fra år 1991-2008.

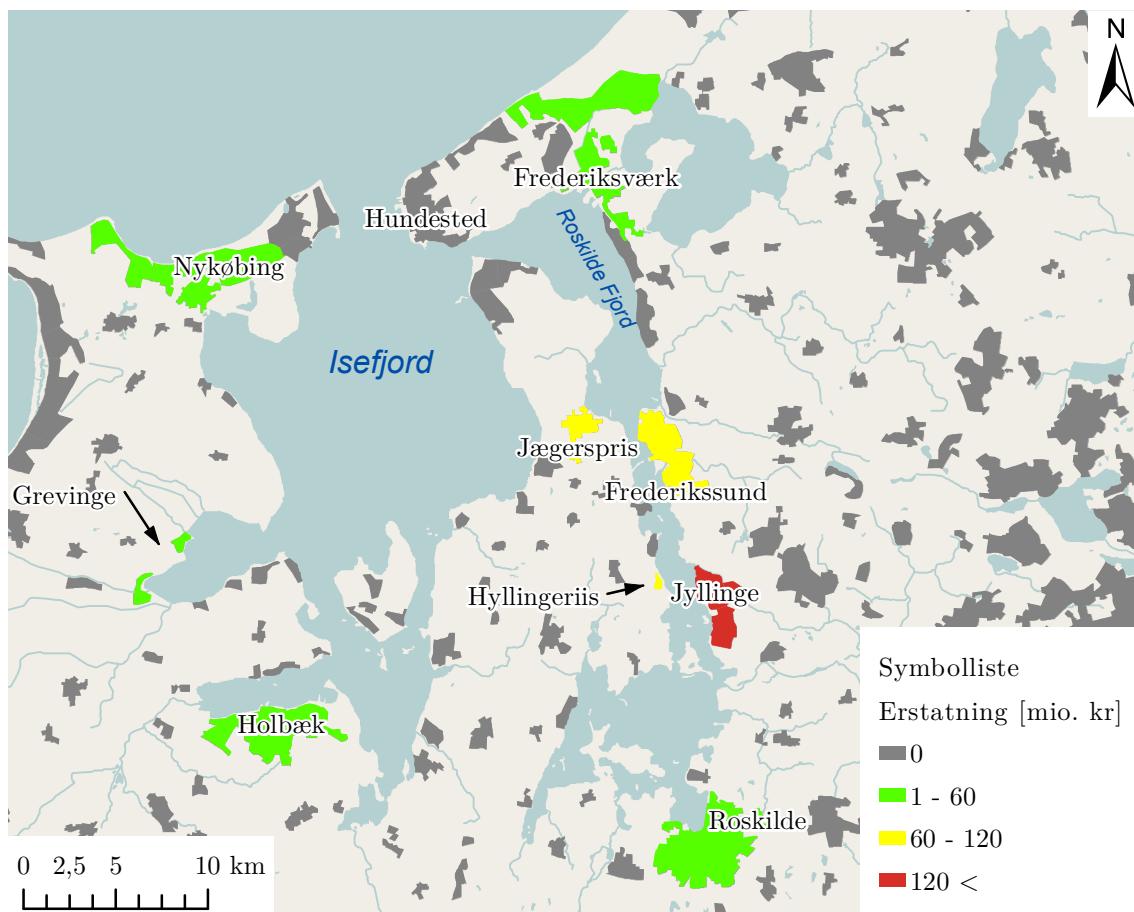
3.1 Historiske stormfloder

Efter stormen Bodil i december 2013 er der udbetalt erstatning for skader sket under stormfloden. Antallet af skader og samlet erstatning ses i tabel 3.1 opgjort i byområder. Byområderne ses på figur 3.1.

Det ses ud fra figur 3.1, at Jyllinge, Jægerspris, Frederikssund og sommerhusområdet Hyllingeriis var hårdest ramt. De fire byer ligger ved den midterste del af Roskilde Fjord. Udenfor Roskilde Fjord er det primært Holbæk, der blev ramt af stormfloden, som ligger ved Isefjord.

By	Udbetalt erstatning [mio. kr.]	Antal sager
Jyllinge	170	250
Jægerspris	119	310
Frederikssund	98	303
Skibby / Hyllingeriis	75	170
Holbæk	42	178
Sjælland Odde	26	76
Frederiksværk	25	55
Grevinge	24	58
Roskilde	23	56
Nykøbing Sjælland	17	53
Totalt	619	1509

Tabel 3.1. Udbetalt erstatning og antal sager for stormfloden Bodil. [Gregersen, 2014]



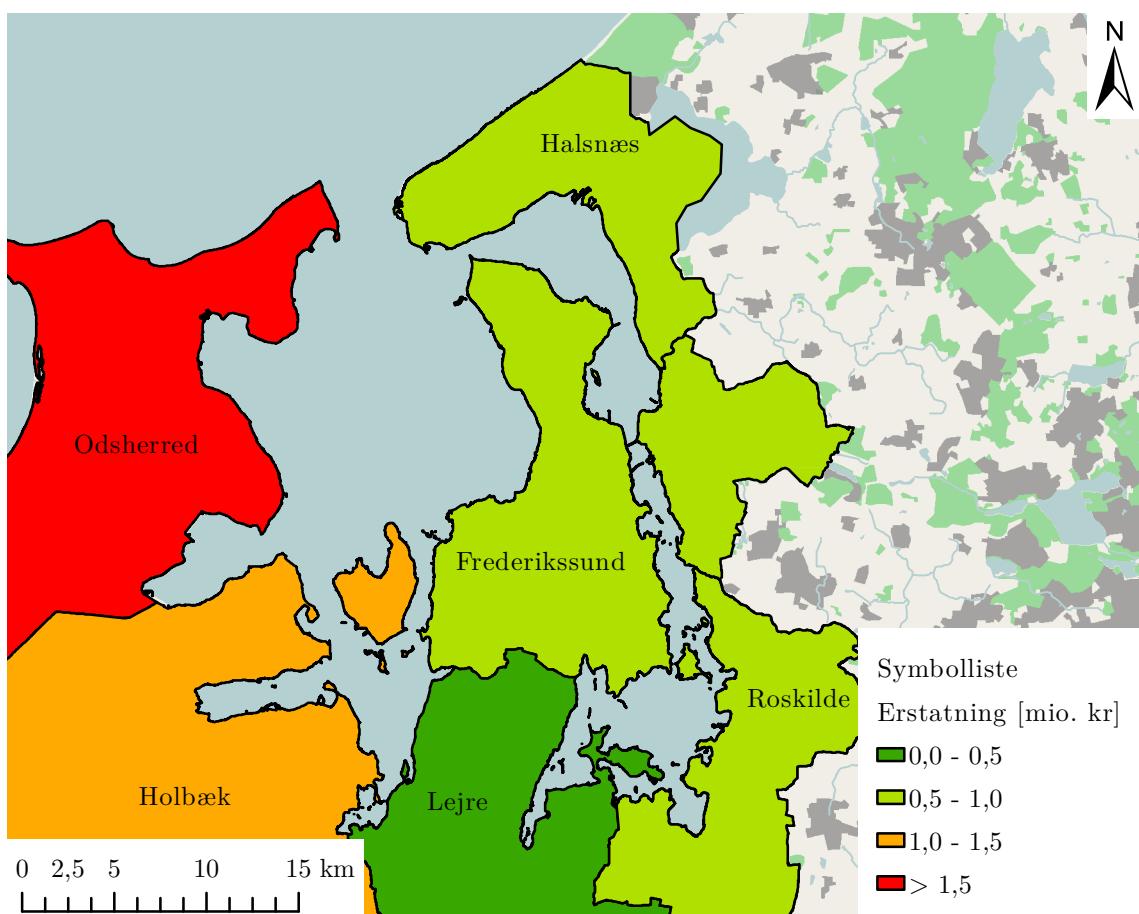
Figur 3.1. Erstatningsudbetalinger efter stormen Bodil. [Gregersen, 2014]

For de syv kommuner med kyst ud til fjordsystemet ses antallet af sager og udbetalt erstatning i tabel 3.2 for perioden 1991 til 2008 sammenlignet med stormen Bodil. Kommunerne fremgår af figur 3.2.

Den samlede skade for alle syv kommuner er 10,4 mio kr i den 17 år lange periode fra 1991-2008. Her udgør Odsherred kommune 6,9 mio kr af de samlede 10,4 mio kr, hvor skaderne i Odsherred formodentligt er sket ved kysten mod Kattegat og ikke kysten mod Isefjord. Skaderne, der skete under Bodil, er betydeligt større end skaderne, som skete i 1991-2008. Samlet set er der registreret 18 stormhændelser fra 1991-2008, hvor to af stormene var kategori 4, hvilket er det samme som Bodil, mht. vindstyrke på landsplan. [DMI, 2014]

Kommune	1991-2008		Under Bodil	
	Udbetalt erstatning [mio. kr]	Antal sager	Udbetalt erstatning [mio. kr]	Antal sager
Odsherred	6,9	99	84,4	257
Holbæk	1,3	26	42,2	138
Frederikssund	0,7	16	286,1	661
Roskilde	0,6	18	186,8	262
Halsnæs	0,6	21	3,9	32
Lejre	0,3	2	5,3	16
Totalt	10,4	182	637,6	1524

Tabel 3.2. Sammenligning af erstatninger og antal skader i perioden 1991-2008 og for stormen Bodil. [Stormrådet, 2009, 2016]



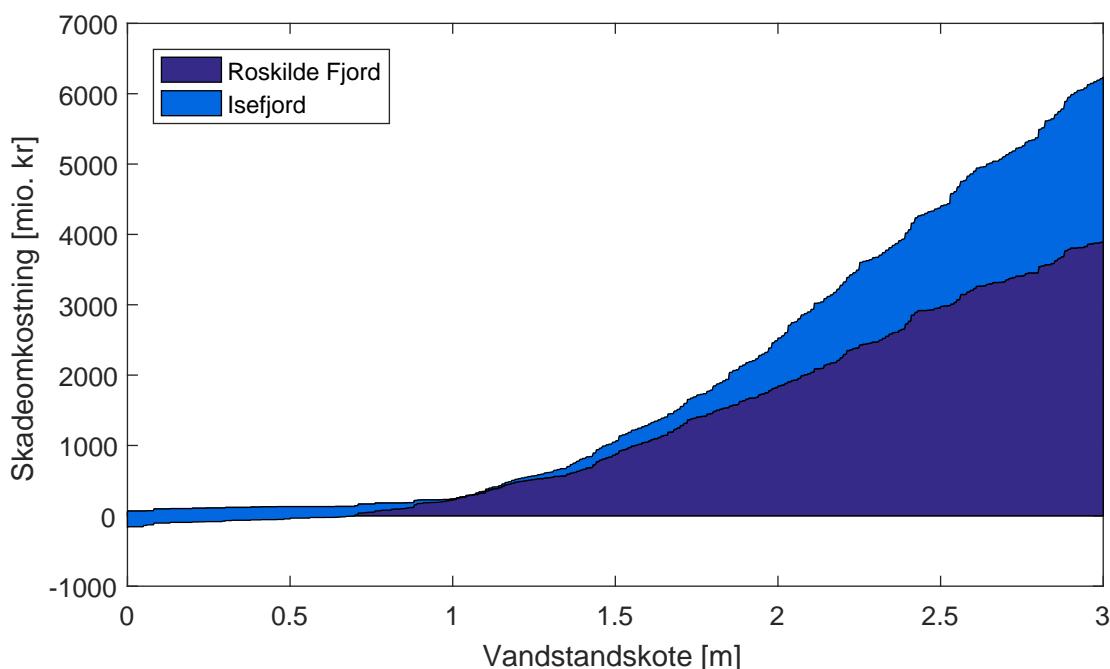
Figur 3.2. Udbetalt skadeerstatning til kommunerne nær fjordsystemet i perioden 1991-2008. [Stormrådet, 2009]

På baggrund af skadestatistikkerne for de historiske stormhændelser vurderes det, at det primært er Jyllinge, Jægerspris, Frederikssund og Hyllingeriis, som er de kritiske områder mht. stormfloder.

3.2 Potentielle oversvømmelsesskader

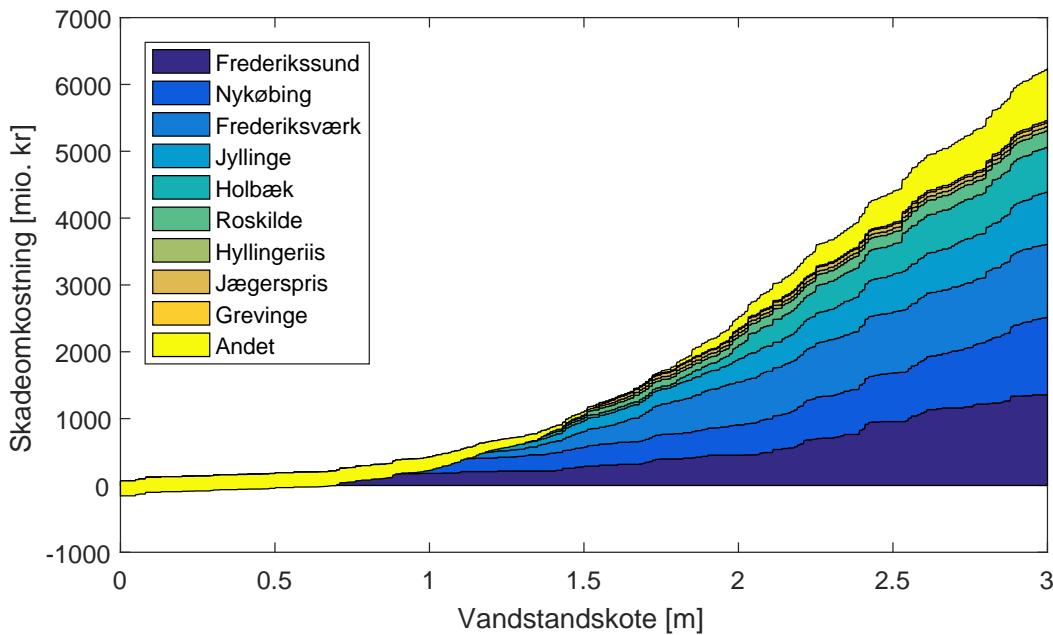
De potentielle oversvømmelsesskader vurderes på baggrund af terræn- og værdikort. På baggrund af dette kan det vurderes, hvor de kritiske områder er rent økonomisk i forhold til kote. Denne analyse kan besvare, hvilke andre områder, der er utsatte, hvis der i fremtiden er stormflod.

Værdikortet angiver summeret grund-, bygnings- og ejendomsværdi pr. hektar. Dette kort sammenlignes med et terrænkort, hvor havniveau hæves, hvorved den samlede bygningsværdi under det hævede havniveau kan udregnes. Dette ses på figur 3.3 opgjort for områder ud til fjordene og figur 3.4 opgjort for byerne. Denne værdi kan betragtes som den potentielle oversvømmelsesskade givet en forøgelse i vandstand. Det fremgår, at der er skadeomkostninger ved en vandstand på 0 m, hvilket vurderes usandsynligt. Derfor vurderes det, at vandstandsændringer ved tidevand ikke vil give anledning til ejendomsskader.



Figur 3.3. Potentielle oversvømmelsesskader opgjort efter Isefjord og Roskilde Fjord.

Det ses, at der er større potentielle for oversvømmelsesskade ved Roskilde Fjord end ved Isefjord, hvilket er i overensstemmelse med det, der er vurderet i afsnit 3.1 ud fra stormen Bodil.



Figur 3.4. Potentielle oversvømmelsesskader opgjort efter by.

Figur 3.4 viser, at potentialet for oversvømmelsesskader for Nykøbing og Frederiksværk er hhv. 2. og 3. størst, og ingen af de to byer var hårdt ramt under Bodil, jf. tabel 3.1. De lave historiske skader ved Nykøbing kan skyldes, at kysten ved fjorden har havet ved sydøst, og idet stormene, inkl. Bodil, typisk kommer fra nordvest jf. afsnit 5.4, vil stuving som følge af storm her være reduceret.

I Frederiksværk er en stærk storm fra vest umiddelbart kritisk, idet kysten er på vestsiden af byen. Det kan være, at byen generelt er godt beskyttet mod oversvømmelsesskader grundet diger, eller bygninger nær kysten ikke ligger helt ned til vandet, hvorved de er mindre følsomme overfor oversvømmelse.

Det vurderes yderligere ud fra analysen, at byen Holbæk kan være et kritisk område mht. stormfloder, idet en nordøst vind kan vise sig at medføre store oversvømmelsesskader her.

Modsat udgør både Jægerspris og Hyllingeris en lille del af de samlede potentielle oversvømmelsesskader, men har medført store udbetalte erstatninger som følge af stormen Bodil. Det vurderes derfor, at faktorer såsom diger, udformning og retning af kysten, fjordens opbygning osv. har udgjort en stor rolle i forhold til oversvømmelsesskader, når de udbetalte erstatninger under historiske stormhændelser sammenlignes med den potentielle erstatning. Bilag C side B6 viser også, at metoden sandsynligvis overestimerer oversvømmelsesskader.

Der er usikkerheder bag denne metode, grundet værdikortets opløsning på én hektar, da en værdi-kvadrat bliver registreret som oversvømmet, såfremt midten af kvadratet ligger under vandkoten, og tager derfor ikke forbehold for forskellige terrænkoter indenfor kvadratet.

Samlet set vurderes de kritiske områder at være Jyllinge, Jægerspris, Frederikssund, Hyllingeris og Holbæk. Kort over de lavliggende områder for de enkelte udsatte byer er vist i bilag D side B7.

Løsningsforslag 4

Dette kapitel omhandler løsningsforslag til oversvømmelsesproblemer i udsatte byer nær Isefjord og Roskilde Fjord. Løsningerne beskrives og vurderes i forhold til fordele og ulemper. De indsættes i oversvømmelsesmodellen, hvorved effekten af løsningerne kan vurderes ift. vandstanden i de udsatte byer og den afledte skadereduktion.

Beskyttelse mod højvande og stormfloder kan være diger, højvandsmure og højvandsbarriere. I det følgende er en beskrivelse af de forskellige beskyttelsesmuligheder.

4.1 Diger og højvandsmure

Diger og højvandsmure forhindrer vand i at strømme ind i bagvedliggende byer og lavtliggende områder nær fjorden, se bilag D.

Diger er normalvis opbygget med en kerne af sand tildækket med ler og begroet med græs. Desuden opføres diger tilbagetrukket fra kysten, hvorved erosion og slid fra bølgeskvulp undgås ved normale vandstande. Generelt for diger er, at de konstrueres med lav hældning på ydersiden, hvorved bølgeenergien spredes ud over en større flade, så diget opnår større modstandsdygtighed. Når diger opføres i kystens nærhed eller i bymæssig bebyggelse med pladsbegrænsning har de større hældning på ydersiden og ligger tættere på vandet, hvorved slidtage fra bølger øges. Derfor opbygges diger med et ekstra lag i form af store sten, hvilket øger omkostninger for opførelse og vedligeholdelse. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015c]

Mobile diger kan sættes op ved varsel om højvande, eller hvis det permanente dige er blevet gennembrudt. Eksempler på mobile diger er sandsække, højvandsvægge og oppustelige diger. Højvandsmure kræver få eller ingen installationer ved opsætning og kan således også nedtages igen efter endt oversvømmelsesrisiko. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015c]

Roskilde Kommune foreslår at opgradere diger på forskellige strækninger ved Roskilde by og Jyllinge, samt bruge mobile diger, der kan opsættes ved varsling om højvande i Roskilde Fjord. [Roskilde Kommune, 2014]

Det samme kan planlægges i andre byer og kommuner, så vandet kan stuve op i en situation med stormflod.

4.1.1 Fordeler ved diger og mobile diger

Diger er forholdsvis hurtige og nemme at etablere. Desuden er diger og mobile diger fleksible, således digehøjden kan forøges i fremtiden, skulle den vise sig at være utilstrækkelig. Det er også usandsynligt, at diger og mobile diger har en effekt på fjordens vandkvalitet.

Mobile diger kan sættes op om nødvendigt, hvorved det ikke er til gene for områdets daglige brug.

Diger og mobile diger er billige i anlægsomkostninger. Derudover er det som udgangspunkt grundejere ved kysten, der er pålagt at betale for højvandsbeskyttelsen [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016b], hvorved anlæggelsen af diger ikke nødvendigvis er omkostningsrigt for kommunerne.

4.1.2 Ulemper ved diger og mobile diger

Diger har den ulempe, at de blokerer for udsynet for bagvedliggende huse, samt at kystnære diger kan give en uæstetisk udformning af kysten.

Som det fremgår af bilag D, er der lavtliggende områder ud til kysterne i de store byer nær fjorden. Dette betyder, at diger skal etableres som mange lokale løsninger med stor hældning på ydersiden, hvorved løsningen kan være omkostningsrig.

Mobile diger kræver vedligeholdelse, idet de skal kunne tages i brug alle årets dage, samt at der skal uddannes specielt beredskab i at bruge disse diger. Dette betyder, at driftsudgifter ved mobile diger er en væsentlig ulempe ved denne løsning. Desuden er der øget risiko for fejfunktion, da det opstilles manuelt og ofte i situationer med ekstreme vejrfordhold. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015c]

4.2 Højvandsbarriere

Stormflodsproblemerne kan også løses med en højvandsbarriere. Højvandsbarrieren kan udføres med en række sluseåbninger eller som en landtange med etableret gennemstrømningssluse, som kan lukkes i forbindelse med en storm, så vandstandsstigningen indenfor barrieren reduceres. I bilag K er forskellige typer af højvandsbarrierer undersøgt. Højvandsbarrierer kan desuden benyttes ved udløbet fra vandløb til at forhindre tilbagestuvning ved stormfloder. Ydermere skal der i forbindelse med højvandsbarriren etableres en skibssluse, så sejlads i farvandet kan foregå uhindret.

Styringen af en gennemstrømningssluse i højvandsbarriere kan være på baggrund af vindforhold, varslede storme og vandstand, så intern vindstuvning i fjordsystemet ikke skaber problemer.

4.2.1 Fordele ved højvandsbarriere

En højvandsbarriere kan løse oversvømmelsesproblemer for større områder i fjordsystemet. Det er også en fremtidssikker løsning, som på sigt kan tilbagebetales.

Højvandsbarriren kan have trafikale fordele, idet den kan skabe forbindelse mellem byer på hver side, hvis der bygges en broforbindelse i sammenhæng med højvandsbarriren. Dette kan give en samfundsøkonomisk gevinst for områderne, højvandsbarriren forbinder.

Når det er sikret, at områder nær fjorden ikke oversvømmes, vil værdien af disse sandsynligvis stige, hvilket kan være af interesse for både kommuner såvel som borgere.

4.2.2 Ulemper ved højvandsbarriere

En højvandsbarriere er en omkostningsrig løsning, hvorved flere kommuner, regionen og staten kan være nødt til at gå sammen om udgifterne.

Hvis gennemstrømningssluse i en højvandsbarrieren er lukket, vil fjordsystemets salinitet falde, da der forsæt vil være ferskvandstilførsel fra vandløb, nedbør og kloakering. Det vil således påvirke omrøringerne og vandmiljøet i fjordsystemet, og derfor skal en gennemstrømningssluse styres således, at den er lukket i kortest muligt tid af gangen.

4.3 Valg af løsning

Der vælges i dette projekt at undersøge forskellige løsninger med højvandsbarrierer, da det vurderes mest hensigtsmæssigt for at løse stormflodsproblemerne for større området i fjordsystemet på én gang.

Der kan placeres højvandsbarrierer flere steder i fjordsystemet for at løse stormflodsproblemerne, jf. figur 4.1. Disse beskrives i det følgende.



Figur 4.1. Mulige placeringer af højvandsbarrierer i fjordsystemet.

Løsningseffektiviteten af de forskellige placeringer af højvandsbarrierer undersøges i oversvømmelsesmodellen. For den løsning, som bedst afhjælper stormflodsproblemerne i de udsatte byer, undersøges forskellige størrelser af gennemstrømningsareal og styring af sluser i disse.

4.3.1 Højvandsbarriere mellem Rørvig og Hundested

Ved at placere en højvandsbarriere mellem Rørvig og Hundested (RH på figur 4.1) kan der lukkes for tilstrømningen af vand til hele fjordsystemet.

Afstanden mellem byerne er ca. 3,5 km. Her imellem skal etableres en højvandsbarriere med en skibssluse i. Til skibsslusen skal der minimum være en åbning på 40 m, svarende til bredden af de største skibe, der sejler igennem farvandet, som benyttes til sejlrute. Prisen på etablering af denne løsning er estimeret til 1,2 mia kr – 1,6 mia kr. [Roskilde Kommune, 2014; Grontmij, 2014]

Hvis tangen og højvandsbarrieren etableres som en konstruktion, hvor der kan køres over i bil, kan dette give en samfundsøkonomisk gevinst, da færgeruten mellem de to byer kan nedlægges, og befolkningen kan køre nord om fjorden for at komme til København og spare tid. Derudover kan der tiltrækkes virksomheder til området [Transportministeriet, 2015].

4.3.2 Højvandsbarriere mellem Sølager og Kulhuse

En højvandsbarriere mellem Sølager og Kulhuse (SK på figur 4.1) kan lukke for tilstrømningen af vand til Roskilde Fjord, hvorved oversvømmelsesproblemer i de udsatte byer ved Roskilde Fjord kan undgås.

En højvandsbarriere skal her være ca. 1 km lang og åbningen ved skibsslusen skal være mindst 25 m ift. største skibsbredde. Dette vil ca. have en pris på 800 mio kr [Roskilde Kommune, 2014; Grontmij, 2014].

4.3.3 Højvandsbarriere ved Frederikssund

Ved Frederikssund ses der to muligheder for etablering af en højvandsbarriere. På nuværende tidspunkt er der en kombination af bro og tange, som skaber forbindelse mellem Frederikssund og Jægerspris (FN på figur 4.1). Broen kunne da ombygges til også at inkludere en højvandsbarriere, hvilket er den nordlige løsning af de to ved Frederikssund. Prisen for denne er omkring 600 mio kr [Roskilde Kommune, 2014].

Tidligere har der også været en jernbanebro syd for broen ved Frederikssund (FS på figur 4.1). Denne er dog fjernet, men tangen er der stadig, hvorved der kan laves en højvandsbarriere i den tilbageværende åbning. [Lange, 2016]

Disse løsninger kan sikre Roskilde og Jyllinge, men kun den sydlige del af Frederikssund, hvorved der stadig kan være problemer i den nordlige del af Frederikssund og nord herfor

i Roskilde Fjord.

4.3.4 Højvandsbarriere ved Holbæk

Holbæk er også vurderet som et udsat område i kapitel 3. Der kan derfor etableres en højvandsbarriere, som lukker for tilstrømningen til Holbæk fjord (H på figur 4.1).

Løsningen skal være ca. 2,5 km lang, hvorved der kan etableres en højvandsbarriere, hvor der med en skibssluse stadig skal være mulighed for sejlads til Holbæk havn. En højvandsbarriere på denne placering vil kun løse stormflodsproblemer ved Holbæk, hvorved denne løsning skal bruges i kombination med en af sluseløsningerne SK, FN og FS, jf. figur 4.1, der afhjælper oversvømmelsesproblemerne i Roskilde Fjord.

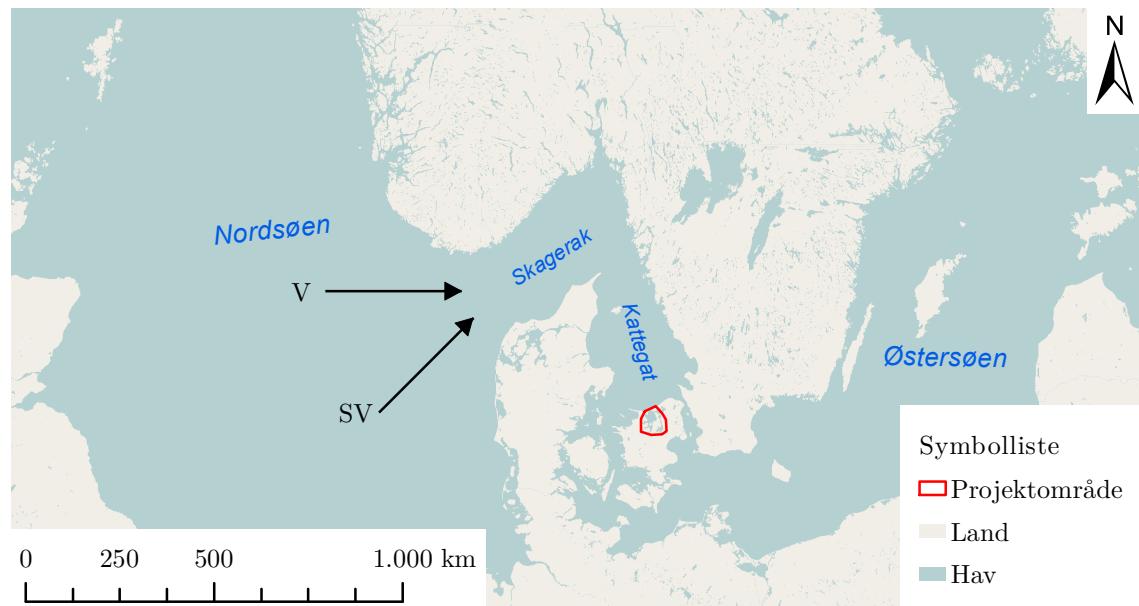
Vandstand og vind i fjordsystemet

5

I dette kapitel undersøges sammenhængen mellem fjordsystemet og Kattegat for at danne grundlag for en analyse af de faktorer, som medfører forhøjede vandstande i fjordsystemet ifm. storm. Ydermere er den historiske og fremtidige udvikling af vandstand og vindforhold, samt hyppighed af storme undersøgt. Dette er udført for at analysere stormfloder med forbehold for klimaforandringer.

5.1 Systemoversigt

Vandstanden i fjordsystemet, defineret som projektområdet på figur 5.1, er afhængig af vindforholdene i Nordsøen. Systemet består i udvekslingen af havvand mellem Østersøen og Nordsøen. Denne udveksling sker udelukkende gennem Skagerak, da Østersøen er lukket inde. Såfremt det blæser vedvarende fra vestlig retning, markeret med pilene på figur 5.1, vil vandstanden ind gennem Kattegat stige grundet vindstuvning.



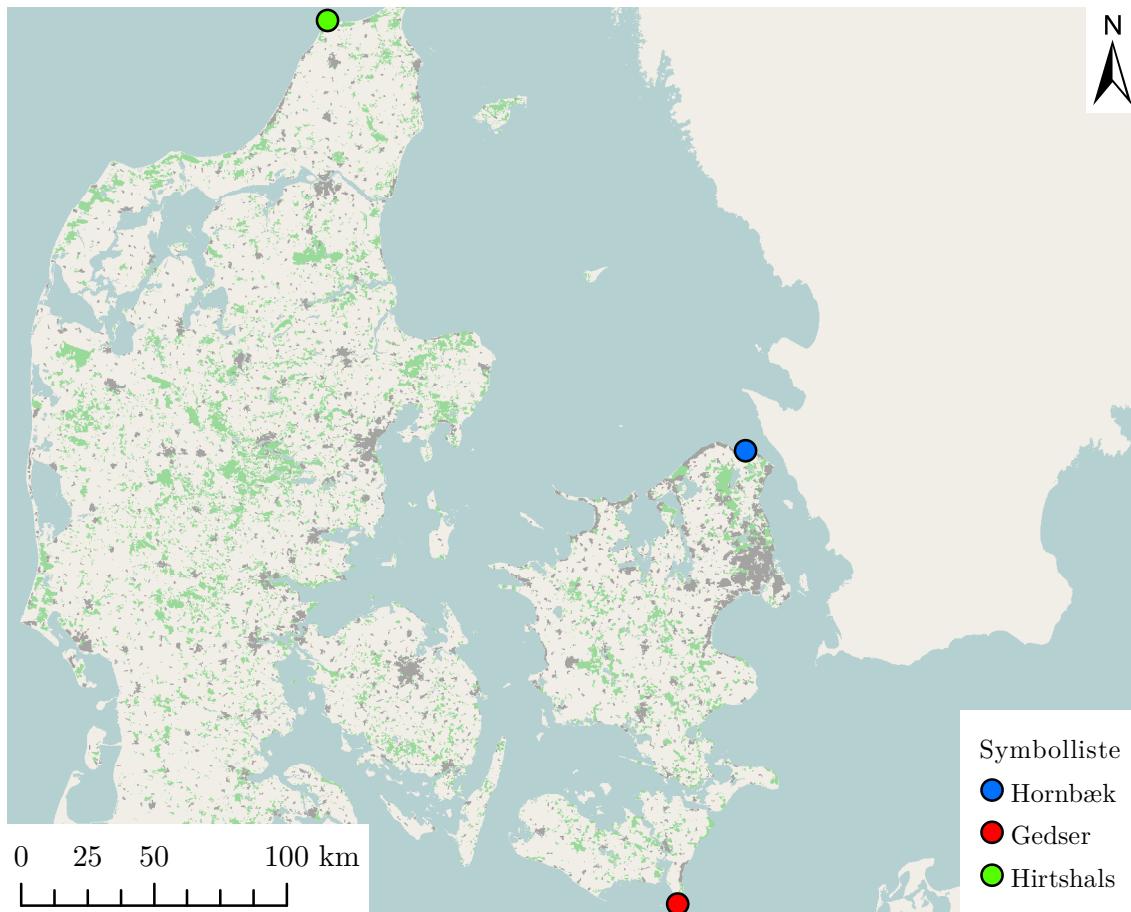
Figur 5.1. Vinde der skaber betingelser for problemer i projektområdet.[EuroGeographics, 2016]

5.2 Vandstandens historiske og fremtidige udvikling

I dette afsnit undersøges historiske stigninger i havniveauet, samt fremtidige stigninger grundet klimaforandringer.

5.2.1 Historiske vandstandstigninger

Undersøgelsen af de historiske vandstandsstigninger er baseret på målinger og beregninger af middelvandstanden udleveret af DMI. Målingerne er udført for perioden 1890 til 2012 for Hornbæk, Hirtshals og Gedser. Placeringen af målerne er vist på figur 5.2.



Figur 5.2. Placering af vandstandsmåler ved Hornbæk, Gedser og Hirtshals.

På baggrund af målingerne har DMI beregnet en årsmiddelvandstand for hvert år. Målingerne er foretaget ift. et punkt på land. Den relative vandstandsstigning er derfor korrigteret ift. landskabsstigninger samt omregning mellem LN (lokal nul) og DVR90 (Dansk Vertical Reference). [DMI, 2013b,c]

Middelvandstanden varierer fra år til år, hvilket betyder, at kortere tidsperioder ikke nødvendigvis afspejler den forventede tendens om vandstandsstigninger. Gennemsnitligt er vandstanden steget i Hornbæk årligt med 0,35 mm/år, i Hirtshals er den faldet med 0,3 mm/år og i Gedser er den steget med 1,09 mm/år, ved tilnærmede lineære regressioner for perioden [DMI, 2013b]. Det kan ikke konkluderes, at vandstanden i Danmark udelukkende er steget, da Hirtshals ikke viser den tendens. Dog er vandstanden i både Hornbæk og Gedser steget, hvilket kan tyde på, at vandstanden ved den østlige del af Danmark er steget. Hvis denne tendens fortsætter vil det påvirke fjordsystemet.

5.2.2 Fremtidige vandstandsstigninger

I fremtiden forventes vandstanden i havene at stige hurtigere grundet klimaforandringer. FN's klimapanel, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), har udført en prognose for stigninger i havniveau for fire forskellige Representative Concentration Pathways-scenarier (RCP-scenarier), der er benævnt RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 og RCP8.5. Tallene i scenarierne angiver strålingspåvirkningen i W/m^2 i år 2100. Værdierne for strålingspåvirkninger er et mål for den forventede CO_2 -äkvivalent koncentration i atmosfæren i år 2100.

De forventede havniveaustigninger ses i tabel 5.1.

Scenarie	2046-2065 [m]		2081-2100 [m]	
	Middel	Sandsynligt interval	Middel	Sandsynligt interval
RCP2.6	i.o.	i.o.	0,3	0,1 – 0,6
RCP4.5	0,3	0,1 – 0,4	0,4	0,2 – 0,7
RCP6.0	i.o.	i.o.	0,4	0,2 – 0,7
RCP8.5	i.o.	i.o.	0,6	0,3 – 0,9

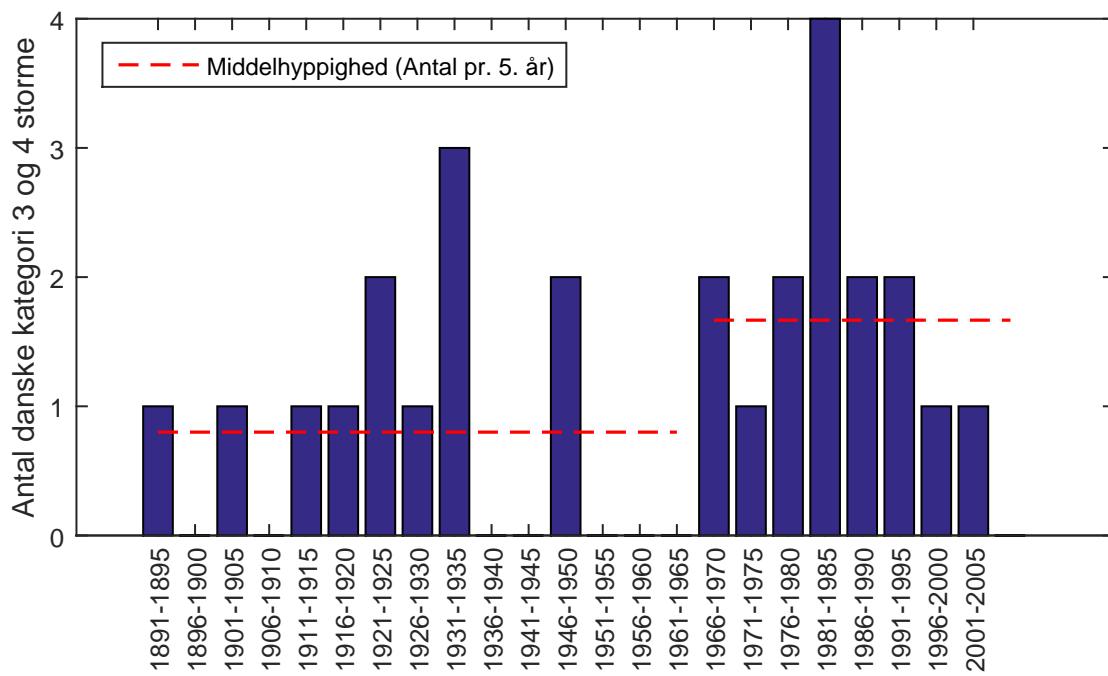
Tabel 5.1. Forventet gennemsnitlig stigning i havniveau omkring Danmark ift. referenceperioden, 1986-2005 [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015a]. i.o.: Ikke oplyst.

5.3 Vindforholds historiske og fremtidige udvikling

I dette afsnit beskrives, hvordan vindforholdene forventes at ændre sig i fremtiden ift. klimaforandringerne.

5.3.1 Historiske vindforhold

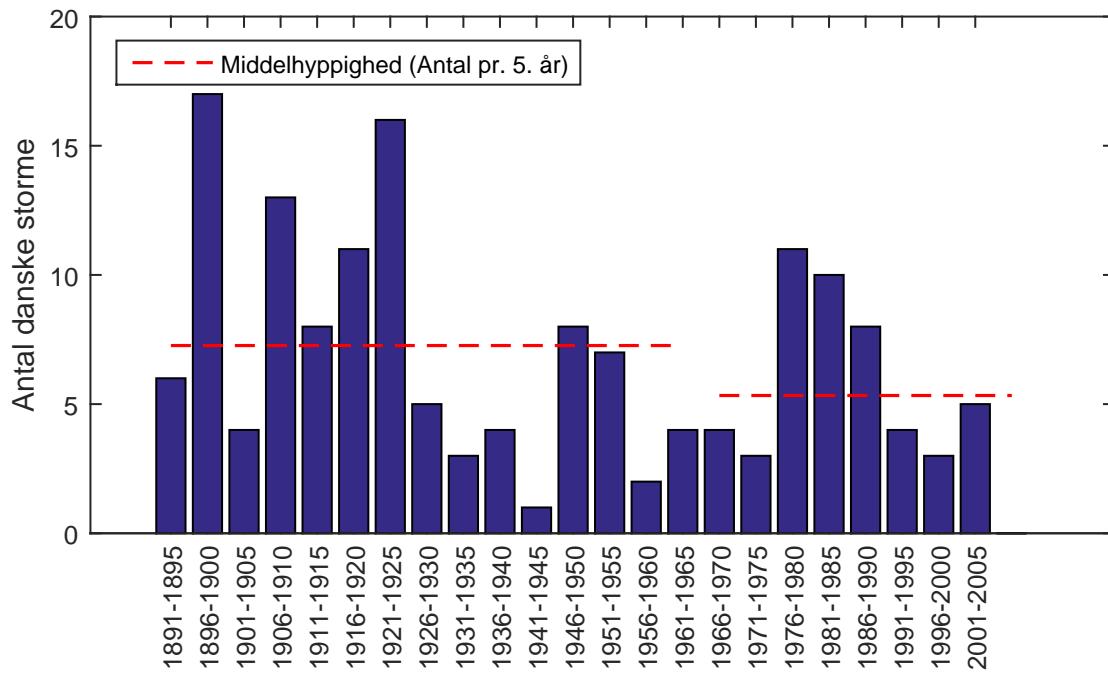
DMI har de seneste årtier registreret, at hyppigheden af orkanagtige storme (Kategori 3) og orkaner (Kategori 4) er væsentligt større efter år 1965, jf. figur 5.3. Disse hyppigheder af fremtidige storme afhænger dog af DMI's opdeling før og efter 1965 og viser derfor ikke en sikker fremtidig tendens for storme i Danmark. [DMI, 2014]



Figur 5.3. Antal danske kategori 3 og 4 storme, også benævnt orkanagtige storme og orkaner. Datasæt fra [DMI, 2014]

Gentagelsesperioden for kategori 3 og 4 storme før år 1965 er ca. 6 år, og efter 1965 er den omkring 3 år.

Hvis hyppigheden af alle storme sammenlignes før og efter år 1965, er tendensen umiddelbart omvendt. Dette ses på figur 5.4, hvor hyppigheden er lavere efter år 1965 end før.



Figur 5.4. Antal danske storme. Datasæt fra [DMI, 2014]

Gentagelsesperioden for storm før år 1965 er ca. 8 måneder, og efter 1965 er den ca. 11 måneder.

Dette kan tyde på, at hyppigheden af de kraftigste storme vil stige, men muligvis ikke storme generelt, hvis den historiske tendens fortsættes. Det er da også de kraftigste storme, som sandsynligvis vil skabe stormfloodshændelser, hvilket bekræfter den fremtidige risiko i de udsatte områder i Roskilde Fjord.

5.3.2 Fremtidige vindforhold

Ifølge DMI [2014] er klimaforandringer påvirkning på vindmønstrene i Danmark svært at kortlægge, og vurderinger af fremtidens vindforhold i Danmark er derfor mindre sikker ift. vurderinger af fremtidig temperatur og nedbør. På baggrund af DMI's regionale klimamodell, HIRHAM5, er det dog vurderet, at middelvindhastigheden over hav og land øges med 3 % frem til år 2050 i forhold til normalperioden, 1961-90 [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015b].

For at undersøge, hvad en forøgelse på 3 % af en storms vindhastighed vil betyde for vindstuvning, er der lavet en simpel vindstuvningsmodel. Windstuvningsmodellen er vist i bilag E. Der vælges at bruge en vindhastighed på 21 m/s [DMI, 2016d], da dette er grænsen for middelvind i storm. Forøgelsen af vindhastigheden resulterer i, at vandstanden bliver 9 cm højere.

Forøgelsen af vandstanden afhænger dog meget af dimensionerne brugt i vindstuvningsmodellen, og det kan derfor kun give et estimat på effekten af vindstuvning. Foruden dette er vandstandsstigninger grundet klimaforandringer ikke inkluderet i vindstuvningsmodellen. Endvidere er de 3 % kun et estimat for forøgelsen af vindhastigheden og ikke vindhastigheden under storm. Det er derfor også usikkert, hvor meget vindhastigheden stiger i fremtiden under storm.

Den dominerende vindretning er i dag vest. Det vurderes, at en endnu større andel af vinden vil komme fra vest, og at styrken af storme og orkaner tiltager i fremtiden [DMI, 2014]. IPCC's klimamodeller forudsiger ekstrem vind i havene omkring Danmark vil stige frem mod år 2100, hvilket kan betyde stærkere storme og orkaner [DMI, 2013a].

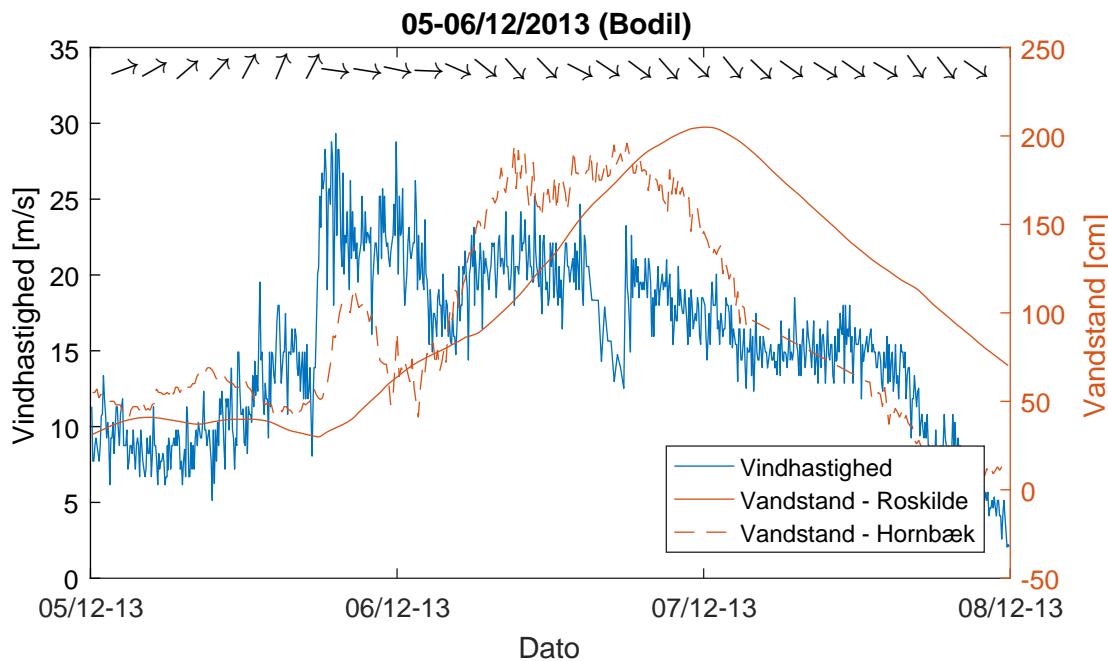
5.4 Sammenligning mellem stormen Bodil og øvrige storme

I dette afsnit sammenlignes Bodil med andre storme, for at undersøge, hvad der kan forårsage høje vandstande i Roskilde Fjord og Isefjord under storme. Til sammenligningen anvendes en vindserie fra Jægerspris, som strækker sig fra 2003-2016, jf. afsnit 7.1.2.

Foruden anvendes vandstandsmålinger fra Roskilde Havn og Hornbæk. Vandstanden i Hornbæk antages at beskrive vandstanden i Kattegat. Dette medtages i sammenligningen, da det forventes, at vandstanden i Kattegat ved begyndelsen af en storm er afgørende for vandstanden i fjordsystemet.

Vandstanden i Roskilde Havn medtages for at vurdere stormenes effekt på fjordsystemet. Der sammenholdes kun med vandstandsmålingerne ved Roskilde Havn, idet Roskilde Fjord var hårdst ramt under Bodil.

Bodil sammenlignes med andre storme i perioden 2012-2015 fra stormlisten. Dette er valgt, da både vinddata og vandstandsdata er tilgængeligt i denne periode, jf. bilag M. Vandstænde, -retning og -hastighed for Bodil er vist på figur 5.5. Figurer for alle storme i perioden er vist i bilag F.



Figur 5.5. Vindhastighed, vindretning og vandstand under Bodil. Pilene angiver vindretningen. [DMI, 2016b; Weather Underground, 2016]

Da Bodil opnåede den største vindhastighed, kom vinden fra vest, hvorefter vindhastigheden langsomt falder, og vindretningen skifter til nordvest. Endvidere forekommer den største vandstand ved Roskilde ca. 30 timer efter den maksimale vindhastighed, hvilket betyder, vandstandsstigningen er forsinket ift. stormen. Endvidere viser figuren, at vandstanden ved Hornbæk stiger før vandstanden ved Roskilde. Dette tyder på, at vandstanden ved Roskilde Havn afhænger af vandstanden i Kattegat.

Tabel 5.2 viser navn, varighed, retning, største middelvindhastighed (U_{10}), den maksimale vandstand i Roskilde og vandstanden i Hornbæk ved begyndelsen af stormene. Varigheden er valgt som perioden, hvor vindhastigheden er over 12 m/s. Det valgte kriterium er afgørende for stormens varighed, og det kan derfor være problematisk at fastsætte en helt specifik varighed for en storm, men det valgte kriterie giver et relativt udtryk stormene imellem. Værdierne i tabellen er baseret på figurerne fra bilag F.

Navn	Varighed [h]	Retning	Største U_{10} [m/s]	Maks. vandstand [cm] (Roskilde)	Vandstand ved start [cm] (Hornbæk)
-	~ 11	SV/V	21,6	71	8
Allan	~ 4	SV	26,2	40	26
Bodil	~ 19	V/NV	29,3	206	52
Carl	~ 12	V/NV	22,1	67	47
-	~ 4	V	23,1	56	33
Dagmar	~ 11	V	21,1	54	40
Egon	~ 26	V	23,6	134	61
Freja	~ 8	N/V	19,7	48	13
Gorm	~ 5	V	31,3	87	31
Helga	~ 3	V	17,0	52	26

Tabel 5.2. Data for storme i Danmark i perioden 2012-2015. [DMI, 2016b,d; Weather Undergrund, 2016]

De to største vandstande observeret i Roskilde Havn forekommer ved storme med en lang varighed, vind fra vest og en høj vandstand i Hornbæk ved begyndelsen af stormen. Disse storme indebærer Bodil og Egon. Stærk vind fra vest i en længere periode vil presse vandet ind i Kattegat, hvilket vil resultere i en forhøjet vandstand i Kattegat og efterfølgende fjordsystemet.

Hvis der har været vind fra vest forud for en storm, kan vandstanden i Kattegat ved stormens begyndelse allerede være forhøjet. Dette kan resultere i, at vandstandsstigninger i Roskilde Havn sker hurtigere under storme. Dette skete fx. under stormen Egon, som kom ca. 11 timer efter stormen Dagmar. Dette resulterede i, at vandstanden ved Hornbæk/Kattegat allerede var steget, hvilket resulterede i den anden højeste vandstand i Roskilde Havn i den undersøgte periode.

Den største vindhastighed blev registreret under stormen Gorm. Gorm havde dog en relativ kort varighed og lav vandstand i Hornbæk ved stormens start. På trods af dette forekom den tredje største vandstand i Roskilde Havn under denne storm, hvilket betyder, at vindhastigheden også har en væsentlig betydning for vandstandsstigningerne under stormfloder. Forskellen i vindhastigheden kan forklare, hvorfor vandstanden i Roskilde Havn under Bodil var højere end under Egon, selvom Egon havde både en længere varighed og en højere vandstand i Hornbæk ved starten af stormen.

På baggrund af undersøgelsen vurderes det, at en enkelt faktor ikke kan afgøre omfanget af vandstandsstigningerne i Roskilde Havn under storm, men at det er en kombination af høje vindhastigheder, lang varighed, vestlig vindretning og høj vandstand i Kattegat ved stormens begyndelse.

Fjordsystem 6

I dette kapitel beskrives fjordsystemet. Bathymetriens præsenteres, da det danner grundlag for modelleringen af fjordsystemet. Der redegøres for ferskvandstilførslen til fjordsystemet og dennes betydning for oversvømmelse.

6.1 Fjordsystemets opbygning

Roskilde Fjord udgør den østlige del af fjordsystemet, og Isefjord udgør den vestlige del, hvor der er forbindelsen til Kattegat. Fjordsystemet opdeles i fire dele, for nemmere referencer fremover i dette projekt og sammenligning med vandplanen, jf. figur 6.1.



Figur 6.1. Inddeling af fjordsystemet. ¹ Opdeling svarende til vandplanen. [Miljøministeriet, 2011]

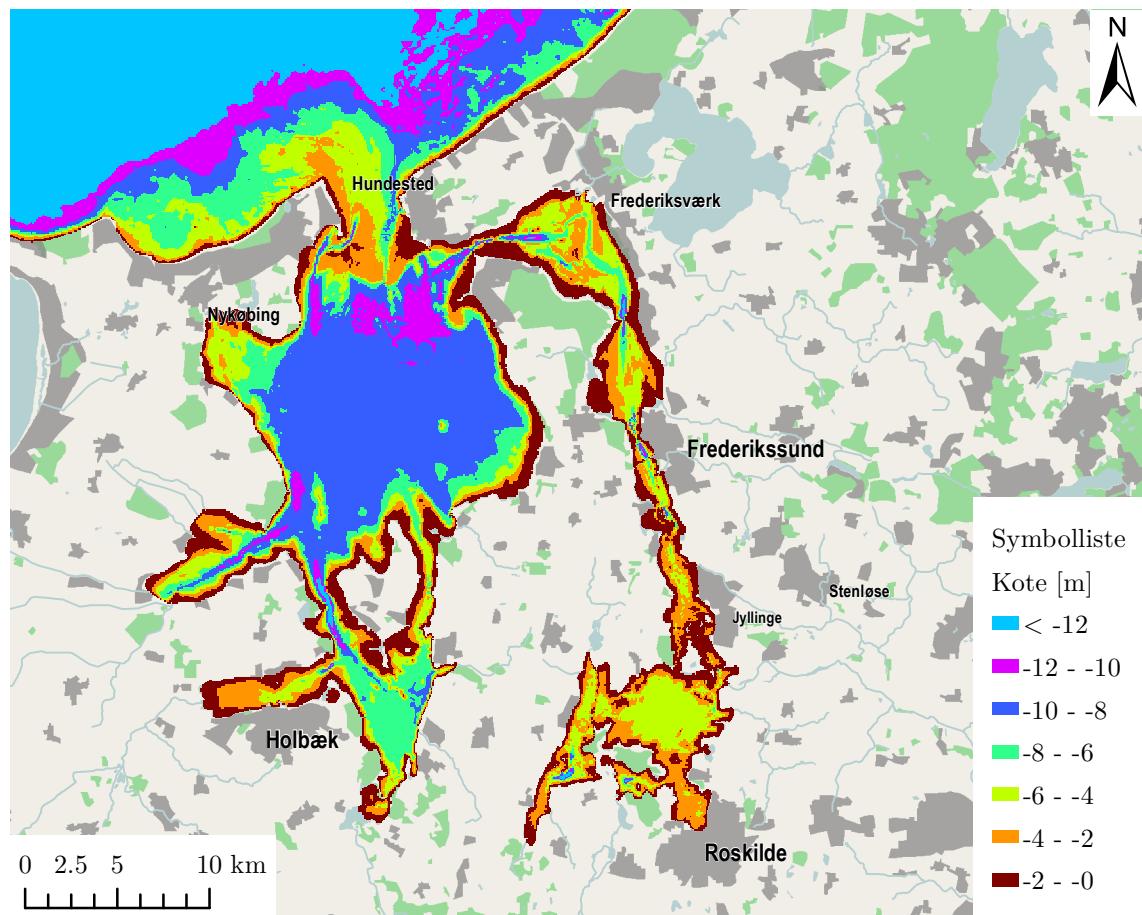
I tabel 6.1 fremgår areal, middeldybde og afstrømningsoplændets areal for de forskellige dele af fjordsystemet.

	Areal [km ²]	Middeldybde [m]	Volume ¹ [km ³]	Afstrømningsoplund [km ²]
Roskilde Fjord - Nordlig del	72	6	0,4	732
Roskilde Fjord - Sydlig del	52	4–5	0,2–0,26	453
Isefjord - Yderbredningen	253	9	2,3	420
Isefjord - Inderbredningen	62	7	0,4	347
Samlet	440	-	3,3	1952

Tabel 6.1. Areal, middeldybde og afstrømningsoplund for Roskilde Fjord og Isefjord. [Miljøministeriet, 2011]. ¹ Areal gange middeldybde.

Middeldybden varierer ikke mere end 4 m–5 m i hele fjordsystemet, hvor der er mest lavvandet i Roskilde Fjord. I en dyb fjord vil vinden give anledning til en mindre stuvning end i en lavvandet fjord [Larsen, 2016]. Det ses da også af kapitel 3, at de byer, som ligger nær Roskilde Fjord, er der, hvor oversvømmelsesproblemerne var størst under stormen Bodil.

På figur 6.2 fremgår bathymetriken for Isefjord og Roskilde Fjord.



Figur 6.2. Bathymetri af fjordsystemet. [Bentzen, 2016]

Det er kun i yderbredningen af Isefjord, hvor vanddybden overstiger 10 m. Endvidere er der i forbindelserne mellem yderbredningen af Isefjord og hhv. Roskilde Fjord og Kattegat dybere liggende områder, hvilket vurderes at være sejlrender. Ved etablering

af en løsning for oversvømmelsesproblemerne skal skibsfarten i området ikke forhindres. Denne bathymetri benyttes til beskrivelse af fjordens opbygning i oversvømmelsesanalsen.

6.2 Ferskvandstilførsel

Omkring 350 mio m³ ferskvand tilføres fra vandløb til fjordsystemet om året, svarende til en nettonedbør på 179 mm/år beregnet på baggrund af oplandsarealet fra tabel 6.1 [Miljøministeriet, 2011]. Bilag J side B29 viser, at der er konflikrende litteratur om ferskvandstilførslen, men at der er bedst grundlag for en samlet ferskvandstilførsel på 350 mio m³/år til hele fjordsystemet. Opholdstiden for fjordsystemet er 9,4 år, beregnet med den samlede ferskvandstilførsel til fjordsystemet og det samlede volumen fra tabel 6.1.

I bilag I side B28 er det vurderet på baggrund af en overslagsberegnning, at bidrag fra vandløb og nedbør har en ikke væsentlig indflydelse på oversvømmelse i fjordsystemet. Da den største ferskvandstilførsel vurderes at komme fra vandløb og nedbør, undersøges bidrag fra vandløb, nedbør, rensningsanlæg og overløb ikke yderligere i forbindelse med oversvømmelsesmodellen.

Modellering af oversvømmelse 7

I dette kapitel beskrives opbygning og indgangsparametre til oversvømmelsesmodellen. Modellen kalibreres og valideres ud fra udvalgte stormhændelser, og løsningens effekt på oversvømmelsesproblemer i fjorden analyseres.

Oversvømmelsesmodellen bør kunne følgende for at analysere oversvømmelser i fjordsystemet:

- Dække hele fjordsystemet.
- Håndtere effekten af vind på strømnings- og stuvningsforhold, herunder stormfloder.
- Håndtere nuværende og fremtidige vindforhold og vandstande grundet klimaforandringer.
- Simulere effekten af højvandsbarrierer.
- Simulere vandstand under stormfloder tilstrækkelig nøjagtigt i utsatte områder, jf. kapitel 3, og samtidig have tilstrækkelig lav beregningstid.

Det vurderes, at en model i to dimensioner er tilstrækkelig til analyse af oversvømmelse i fjordsystemet, da densitetsforskelle vurderes at have lille betydning for oversvømmelse. Oversvømmelsesmodellen udføres derfor i MIKE 21 FM HD, som er en to-dimensionel hydrodynamisk og numerisk model for vand ved kyst og hav med fleksibelt beregningsnet, dvs. at beregningsnettet udgøres af trekanter og firkanter. Det vurderes, at denne model opfylder de ønskede krav. For at sikre modellen kan simulere stormfloder, samt beregne vandstand under disse kalibreres og valideres modellen.

7.1 Modelopbygning

Opbygningen af oversvømmelsesmodellen gennemgås, herunder det anvendte beregningsnet, randbetingelser, indgangsparametre og en følsomhedsanalyse for indgangsparametrene.

7.1.1 Beregningsnet

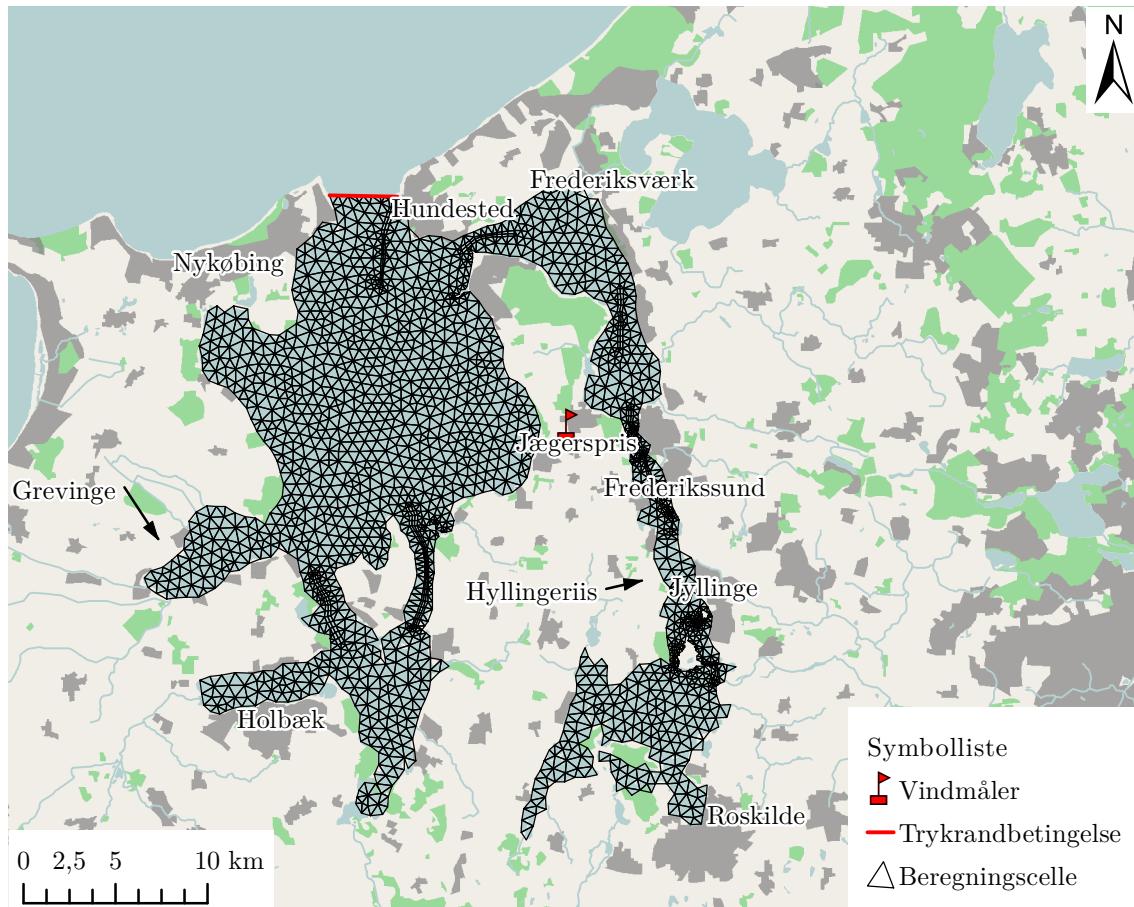
Beregningsnettet er udgjort af trekant- og firkantformede celler. Areal og størrelse af vinkler i cellerne kan varieres afhængig af oplosning og naboliggende celler.

Størrelsen af cellerne påvirker kvaliteten af modelresultaterne. En fin diskretisering medfører, at modellen er bedre egnet til at beskrive fjordens bathymetri samt afspejle strømningsforholdene i fjorden, på bekostning af beregningstiden for modellen. Der er derfor foretaget en analyse af beregningsnettet for at finde den mest optimale modelopløsning,

jf. bilag L. Der benyttes minimum vinkelstørrelse for de trekantede celler på 26° , hvilket er standard i MIKE 21.

På baggrund af analysen er beregningsnettet på figur 7.1 valgt til modellering af oversvømmelse. Det har følgende maksimale dimensioner for cellerne:

- Trekantede celler: 25 ha.
- Firkantede celler (længde \times bredde): 400×200 m = 8 ha.



Figur 7.1. Beregningsnettet for oversvømmelsesmodellen.

7.1.2 Randbetingelser

Som grundlag for randbetingelserne anvendes vand- og vindserier nær og i fjordsystemet. Dataperioden for serierne ses i bilag M side B40.

Randbetingelsen langs kysten i fjordsystemet modelleres som en nul flux rand, hvor vandet kan stuve op af.

Nordlig trykrandbetingelse

En tidsserie for historiske vandstandsmålinger i en station placeret ved Hundested Havn anvendes som nordlig trykrandbetingelse. Randbetingelsen er placeret mellem Hundested

Havn og Rørvig, og ses på figur 7.1.

Randbetingelsen kan alternativt placeres længere mod nord på bekostning af usikkerhed omkring vandstanden, men at modellen er bedre i stand til at modellere strømningsforholdene uden for fjordsystemet. Men da vandstandsmåleren brugt til randbetingelsen er placeret ved Hundested, lige i åbningen af fjordsystemet, undersøges dette ikke nærmere.

Dataperioden for tidsserien er fra år 1989-2007 og 2014-2016 [Orbicon, 2007; DMI, 2016b]. Målestasjonen blev nedlagt i 2012, hvorefter en ny målestation blev oprettet i 2014. Det har ikke været muligt at fremskaffe data i perioden 2007-2014.

Dataperioden for målestasjonen betyder, at der ikke er vandstandsmålinger for bl.a. stormen Bodil. Da oversvømmelsesmodellen skal kunne beskrive oversvømmelse under de mest ekstreme stormhændelser, giver dette et problem. Derfor er der i bilag N lavet en tilpasning af vandstanden i Hornbæk, så den afspejler vandstanden i Hundested under stormen Bodil, hvilket benyttes i oversvømmelsesanalsen i kapitel 8.

Vind

En tidsserie for vind fra en vejrstation i Jægerspris, vist på figur 7.1, anvendes som udtryk for vind i modellen. Dataserien angiver en midling af vindhastighed over 10 minutter hver 5. minut fra år 2003-2016. Målingen af vind er taget 10 m over terræn. [Weather Underground, 2016]

Vejrstationen i Jægerspris ligger mellem Roskilde- og Isefjord. Denne benyttes til at afspejle vejrførholdene for hele fjordsystemet. Det vurderes, at vinden varierer geografisk, hvorved en enkelt vindmåler ikke kan beskrive vindforholdene præcist overalt i fjordsystemet, men dette undersøges ikke nærmere. Dataperioden for vejrstationen medfører, at den inkluderer både stormen Bodil og andre storme, der har medført høje vandstande i fjordsystemet.

Vejrstationen i Jægerspris er en privat vejrstation, hvorfor kvaliteten af datasættet er usikkert. Kvaliteten af vindmåleren undersøges derfor. Den måler i en højde af 10 m og på baggrund af billeder af stationen vurderes den fri for læ fra nærliggende træer o.l. [Halkier, 2016]. Windmåleren har en nøjagtighed på 1 m/s eller 5 % (den største af de to) og kan måle vindhastigheder fra 0,5 m/s til 89 m/s. Samtidig kan den måle vindretning med en nøjagtighed på 3° [Davis Instruments, 2016]. Det vurderes derfor, at vindmåleren er af tilfredsstillende kvalitet.

Alternativt kan anvendes vejrstationen fra Roskilde Lufthavn. Den opnår dog ikke kraftige vinde under bl.a. stormen Bodil, ca. 23,7 m/s, i forhold til vejrstationen i Jægerspris, som opnår vinde af 29,3 m/s. Det vurderes, at vejrstationen i Roskilde Lufthavn ligger så langt væk fra kysten, at denne ikke er repræsentativ for fjordsystemet.

7.1.3 Bidrag fra vandløb og nedbør

I afsnit 6.2 er det vurderet, at ferskvandstilførsler ikke har nogen betydning for oversvømmelsesanalysen, men tilførslen fra vandløb er alligevel medtaget som forberedelse til vandmiljøanalysen.

Der er indsatt hydrauliske kilder for de vandløb, hvor der foreligger data for døgnvandføringen. Her indsættes den gennemsnitlige vandføring over dataperioden. Der foreligger data for vandløb, der dækker ca. 56 % af den totale ferskvandstilførsel fra vandløb, jf. bilag S. Den resterende vandføring tilføres diffust som nedbør.

I virkeligheden vil der kunne komme tilbagestuvningen i vandløbene. Dette vil således gøre volumen, fjordvandet kan fordele sig på, lidt større, end den er i oversvømmelsesmodellen. Oversvømmelsesmodellen vil derfor overestimere vandstanden en smule ift. virkeligheden. Dette vurderes at være ubetydeligt.

7.1.4 Indgangsparametre

Bundruhed

Bundruheden i modellen er et parameter, der påvirker friktionen mellem vandsøjlen og fjordbunden. Bundruheden er påvirket af sedimentet, vegetation, erosion og sedimentdeposition på bunden. Idet der ikke foreligger data for bundruheden for fjordsystemet, anvendes anbefalede værdier. DHI [2016b] anbefaler værdier for Manningtal mellem $20\text{ m}^{1/3}/\text{s}$ – $40\text{ m}^{1/3}/\text{s}$. Der anvendes i oversvømmelsesmodellen som udgangspunkt et Manningtal på $32\text{ m}^{1/3}/\text{s}$, som er standard-værdien i MIKE 21 [DHI, 2016b].

Luft/vand-frikitionskoefficient

Vindens påvirkning på fjordens strømningsforhold er afhængig af luft/vand-frikitionskoefficienten. Koefficienten er afhængig af temperatur og vindhastighed. Temperaturafhængigheden er vigtigst ved lavere vindhastigheder (under 5 m/s). Formel (7.1) angiver en empirisk sammenhæng mellem vindhastighed og koefficienten. [Larsen, 2016]

$$c_D = (0,63 + 0,066 \cdot U_{10}) \cdot 10^{-3} \quad (7.1)$$

hvor

c_D	Luft/vand-frikitionskoefficient [-]
U_{10}	Vindhastighed 10 m over vandoverflade [m/s]

I MIKE 21 er der mulighed for at specificere friktionskoefficienten ved to vindhastigheder, hvorefter modellen interpolerer lineært mellem de to værdier afhængig af vindhastigheden [DHI, 2016a]. Oversvømmelsesmodellen bør primært være i stand til at beskrive strømningsforhold under stormhændelser, dvs. ved høje vindhastigheder, hvor temperaturafhængigheden er af mindre betydning. Derfor vurderes det, at den empiriske sammenhæng

mellem vindhastighed og koefficient i formel (7.1) er tilstrækkelig. Der tages dog ikke højde for forskellen i friktion mellem luft/terræn og luft/vand, selvom vindmålingerne er foretaget på land.

I MIKE 21 interpoleres der lineært for vindhastigheder mellem 10 m/s og 50 m/s. Luft/vand-frikitionskoefficienten ved de to vindhastigheder udregnes med formel (7.1), og værdierne for koefficienten ses i tabel 7.1.

Vindhastighed, U_{10} [m/s]	Luft/vand-frikitionskoefficient [-]
10	$1,29 \cdot 10^{-3}$
50	$3,93 \cdot 10^{-3}$

Tabel 7.1. Luft/vand-frikitionskoefficient for de to vindhastigheder.

For værdier af vindhastighed udenfor intervallet anvender MIKE 21 koefficienterne specifiseret ved intervalgrænsen. Idet formel (7.1) er lineær, er interpolationen mellem intervallerne tilsvarende til at bruge formlen indenfor hele intervallet, og medfører derfor ikke yderligere usikkerheder.

Hvirvel-viskositet

Smagorinskys formulering for horisontal hvirvel-viskositet anvendes til at håndtere hvirvler i skalaer mindre end cellestørrelsen. Smagorinskys formulering er et kompromis mellem en konstant værdi og de mere beregningstunge modeller, såsom k-turbulens- og k- ε -modellen. Smagorinsky-koefficienten vælges til at være standardværdien i MIKE 21, som er 0,28. [DHI, 2016a]

7.1.5 Følsomhedsanalyse

Modellens følsomhed overfor indgangs- og randbetingelserne undersøges, for at undersøge, hvilke parametre, der har størst indflydelse på modelresultaterne, samt afgøre, hvilke parametre der skal kalibreres. Parametervariationen sættes i henhold til den maksimale modellerede vandstand under Bodil ved Holbæk, Roskilde og Frederiksværk Havn. Følsomhedsanalysen tager udgangspunkt i standardværdier for de forskellige parametre.

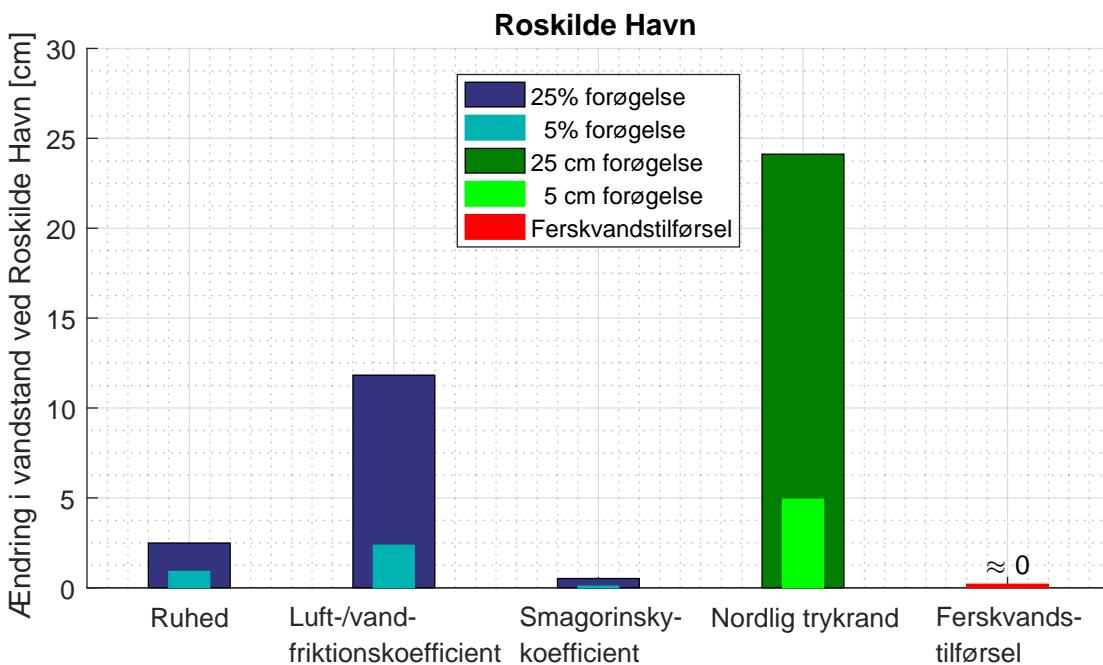
De fem parametre, der forøges, er bundruheden, luft-/vandfrikitionskoefficienten, Smagorinsky-koefficienten, vandkoten ved den nordlige trykrand samt tilførsel af ferskvand, som ellers er undladt for modellen. Bundruheden, luft-/vindfrikitionskoefficienten og Smagorinsky-koefficienten forøges med 5 og 25%. Vandkoten ved den nordlige rand ændres med hhv. 5 cm og 25 cm i stedet for %. Ferskvandstilførlens betydning undersøges ved at modellere uden denne.

I modellen for følsomhedsanalysen anvendes der følgende randbetingelser:

- For trykrandbetingelsen anvendes vandstandsdata for Hornbæk under Bodil.
- Vinddata fra Jægerspris, jf. afsnit 7.1.2.

Resultater

Resultatet af følsomhedsanalysen ses på figur 7.2. Her ses det, at den nordlige trykrand og luft-/vandfrikitionskoefficienten har stor betydning for modelresultaterne. Bundruheden har væsentlig mindre betydning, og smagorinsky-koefficienten og ferskvandstilførsel har tilnærmelsesvis ingen betydning. Følsomhedsanalyse for vandstanden ved Holbæk og Frederiksværk ses i bilag O side B47. Det ses, at friktionskoefficienten har størst betydning i Roskilde. Ferskvandstilførsel har lille betydning, som bekræfter overslagsberegningen i afsnit 6.2.



Figur 7.2. Absolut vandstandsændring i Roskilde Havn ved følsomhedsanalyse.

Den nordlige trykrandbetingelse har størst betydning for vandstanden i oversvømmelsesmodellen, hvilket er forventet, da dette er en direkte påvirkning af vandstanden i fjordsystemet. Der kalibreres på bundruheden og friktionskoefficienten, da de har størst betydning for vandstanden efter den nordlige trykrandbetingelse.

7.2 Kalibrering

Modellen kalibreres for at få modelresultaterne til at afspejle virkeligheden. Den kalibreres iht. vandstandsmålinger ved Holbæk, Frederiksværk og Roskilde Havn, dvs. afvigelsen mellem den modellerede vandstand og målte vandstand ved de tre havne ønskes minimeret. Manningtallet kalibreres indenfor intervallet $30 \text{ m}^{1/3}/\text{s} - 50 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ og luft-/vandfrikitionskoefficienten multipliceres med en faktor i intervallet 0,8–1,3, da der er angivet en nedre og øvre grænse for friktionskoefficienten i MIKE 21. Modellen findes på [Bilags-CD, ModelKalibrering].

Modellen kalibreres således, at den modellerede og målte maksimale vandstand under

udvalgte stormhændelser og tidsserien for vandstandene er tilstrækkelig tæt på hinanden.

Der kalibreres efter de storme, der har medført de højeste vandstande i Roskilde Havn. Samtidig kan der kun kalibreres efter storme, hvor der foreligger data for vandstanden ved Hundested Havn, vinden i Jægerspris og vandstande i alle tre målestationer, som modellen kalibreres efter. Grundet Hundested Havn og Frederiksværk Havns korte dataperiode kan der derfor kun kalibreres efter storme i 2015, hvilket ses i bilag M side B40. Her udvælges de tre storme, der ses i tabel 7.2.

Stormen Bodil er ikke indenfor dataperioden, hvorfor der ikke kalibreres efter denne, selvom denne har medført de største stormfloodskader, jf. kapitel 3.

Storm	Roskilde Havn [cm]	Frederiksværk Havn [cm]	Holbæk Havn [cm]
Egon	133	141	125
Gorm	87	114	102
03/01-2015	103	112	112

Tabel 7.2. De højeste vandstande ved de tre storme i Roskilde-, Frederiksværk- og Holbæk Havn. [DMI, 2016b]

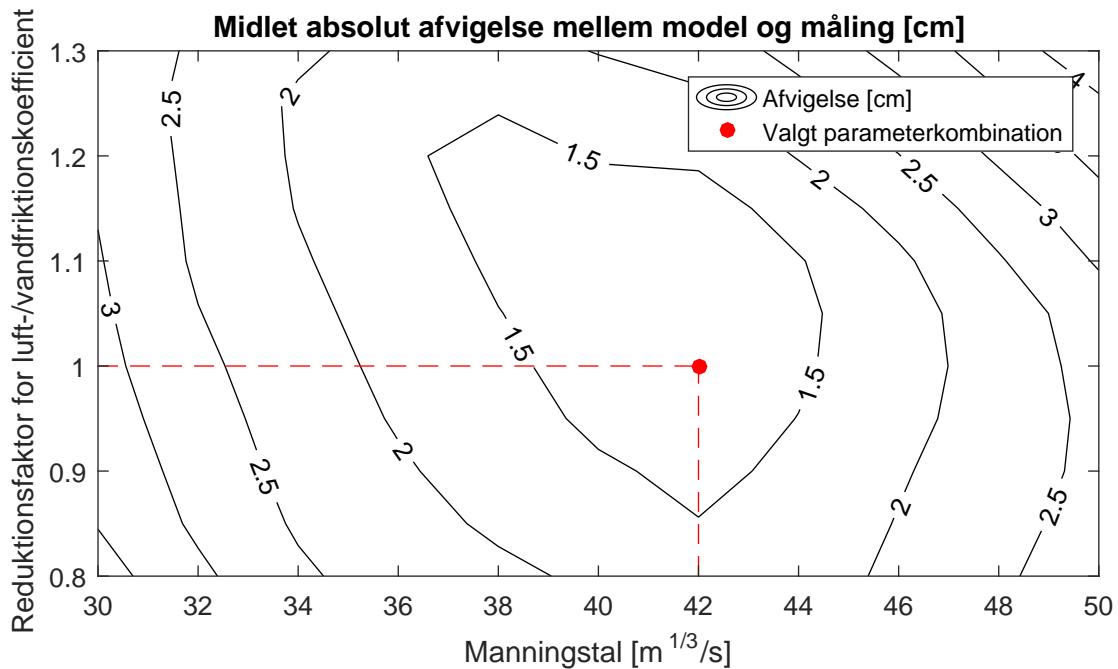
Stormen Egon har en gentagelsesperiode på ca. 5 år for vandstand i Roskilde Havn vurderet på baggrund af analysen af højvande i bilag G side B22. Stormen d. 03/01-2015 og Gorm har begge en gentagelsesperiode mindre end det vurderede gyldighedsområde for højvandsstatistikken. Det vurderes usandsynligt, at nogle af de tre storme har medført en betragtelig stormfloodskade nær fjordsystemet, men benyttes grundet mangel på data.

Der kan alternativt kalibreres på storme i perioden 2003-2008 pga. dataperioden for vindmåleren i Jægerspris og vandstandsmåleren i Hundested, men der foreligger ikke data for vandstanden i Frederiksværk og Holbæk Havn, og kun maksimal vandstand for de værste storme iht. vandstand i Roskilde Havn i perioden 1992-2012.

Storme i denne periode anvendes i stedet til validering, hvorved der kun valideres for Roskilde Havn.

Resultater

Den midlede absolute afvigelse mellem model og målestationer for alle tre stationer over alle tre storme ses på figur 7.3. Her ses det, at den mest optimale parameterkombination er et Manningtal på $42 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ og ingen reduktion for luft-/vandfrikitionskoefficienten. Derfor anvendes denne parameterkombination til oversvømmelsesmodelleringen.



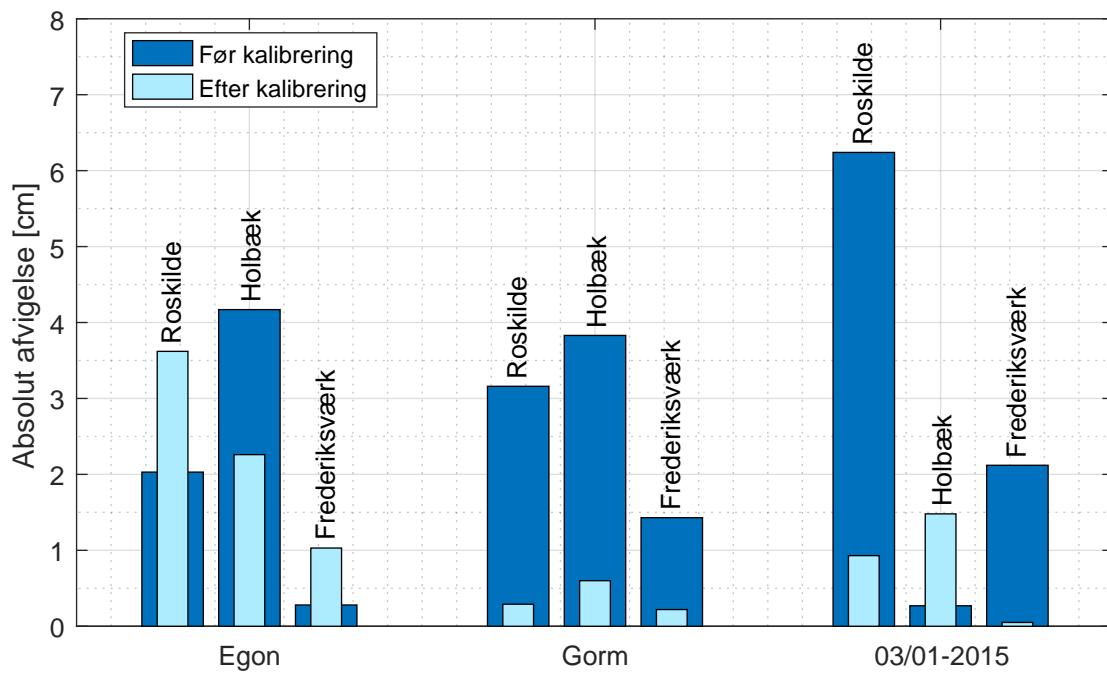
Figur 7.3. Midlet absolutte afvigelse mellem model og målestationer for alle tre stationer over alle tre storme.

Gennemsnitlig absolut afvigelse for de tre stationer før og efter kalibrering ses i tabel 7.3. Her ses en reduktion i afvigelse på ca. 56 %.

	Før kalibrering [cm]	Efter kalibrering [cm]	Reduktion [%]
Roskilde Havn	3,81	1,61	58
Frederiksværk Havn	2,76	1,45	47
Holbæk Havn	1,27	0,43	66
Gennemsnit	2,61	1,16	56

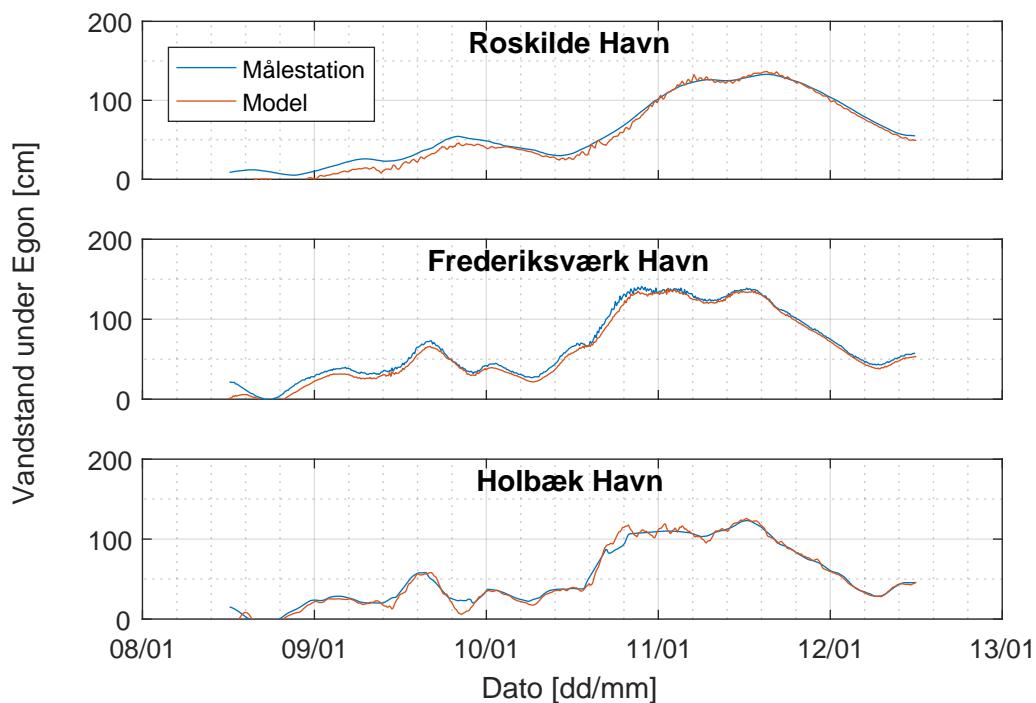
Tabel 7.3. Gennemsnitlig absolut afvigelse for maksimal vandstand over de tre storme ved de tre målestationer.

Den absolute afvigelse for hver station under hver storm ses på figur 7.4. Her ses det, at afvigelsen efter kalibrering er størst for stormen Egon, som også medførte de højeste vandstande. Derfor vurderes det, at modellen er dårligere egnet til at modellere fjorden under storme kraftigere end Gorm. Dette er et problem, idet det ønskes, at modellen kan modellere fjorden under Bodil, som medførte højere vandstande. Det er derfor usikkert, hvorvidt modellen er egnet til at modellere Bodil, men usikkerheden vurderes minimal, da afvigelsen er under 10 cm.



Figur 7.4. Absolutte afvigelse på maksimal vandstand mellem model og målestationer for alle tre stationer over alle tre storme.

Vandstanden i modellen og målestationerne under Egon er vist på figur 7.5 som tidsserie for den valgte parameterkombination. Her ses det, at vandstanden simuleret igennem oversvømmelsesmodellen generelt følger målingerne fra målestationerne. Tidsserierne for vandstanden under de resterende kalibreringsstorme er vist i bilag P. Her følger de modelerede vandstange også de målte vandstange. Kalibreringen vurderes derfor tilstrækkelig, og der kalibreres derfor ikke yderligere.



Figur 7.5. Vandstanden i de tre målestationer under stormen Egon sammenlignet med den kalibrerede model.

7.2.1 Validering

Oversvømmelsesmodellen valideres efter storme, som ikke er inkluderet i kalibreringen. De udvalgte storme, der valideres efter, er stormene, der skete d. 2/11-2006 og d. 10/11-2007. For begge storme foreligger der ikke data for målestationerne i Holbæk Havn og Frederiksværk Havn, hvilket ses i bilag M side B40, og der valideres derfor kun efter målestationen i Roskilde Havn, hvor den maksimale vandstand for de to storme fremgår af tabel 7.4.

Storm	Roskilde Havn [cm]
02/11-2006	134
10/11-2007	135

Tabel 7.4. De højeste vandstande ved de to storme i Roskilde Havn. [Kystdirektoratet, 2013]

Begge storme har en gentagelsesperiode på ca. 6 år for vandstand i Roskilde Havn vurderet på baggrund af analysen af højvande i bilag G side B22. På lige vis som stormene, der anvendes i kalibreringen, vurderes det ikke, at stormen har medført betydelige udgifter for oversvømmelsesskade i fjordsystemet, jf. tabel 3.2.

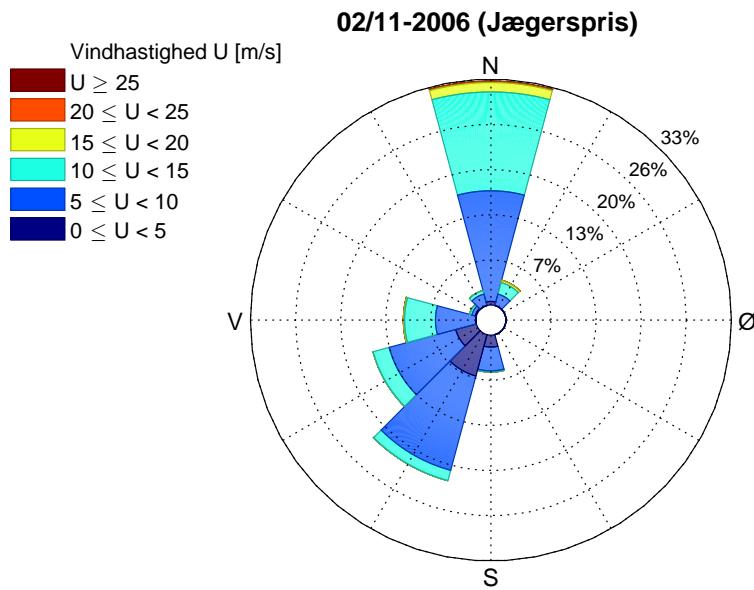
Resultater

Resultaterne af valideringen er vist i tabel 7.5, hvor det ses at stormen d. 10/11-2007 opnår en afvigelse på 18 cm, som er større end kalibreringsresultaterne.

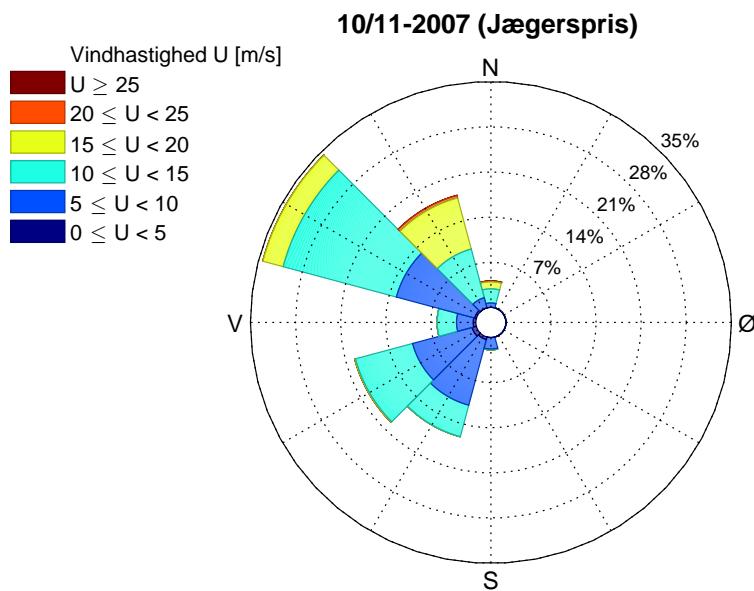
	Vandstand [cm]		
	Målt	Modelleret	Afvigelse
02/11-2006	134	132	-2 (1,5 %)
10/11-2007	135	153	18 (13,3 %)

Tabel 7.5. Forskel mellem målte og modellerede vandstange under de to storme, der valideres efter.

De to storme sammenlignes iht. vindretning og hastighed for at undersøge, hvorfor modellen opnår større afvigelse ved én af stormene. Vindrosen for de to storme ses i figur 7.6 og 7.7.



Figur 7.6. Vindrose for stormen d. 02/11-2006.



Figur 7.7. Vindrose for stormen d. 10/11-2007.

Det ses, at stormen d. 10/11-2007 opnår højere hastigheder end stormen d. 02/11-2006. Den store afvigelse ved stormen i 2007 kan være relateret til den høje vindhastighed. Det vurderes derfor, at oversvømmelsesmodellen er dårligere egnet til at håndtere stuvning ved kraftig vind inde i Roskilde Fjord.

Dette kan være grundet, at kun én vindmålestation anvendes til at beskrive hele fjorden, da vinden og retningen sandsynligvis varierer geografisk over fjordsystemet.

Valideringen bekræfter også vurderingen i afsnit 7.2, at modellen ikke kan beskrive vandstande under kraftige storme nøjagtigt.

Det vurderes, at der ikke er mulighed for yderligere forbedringer af oversvømmelsesmodellen for at reducere afvigelsen, hvorfor denne modelopsætning anvendes til modellering af løsninger af oversvømmelsesproblemet.

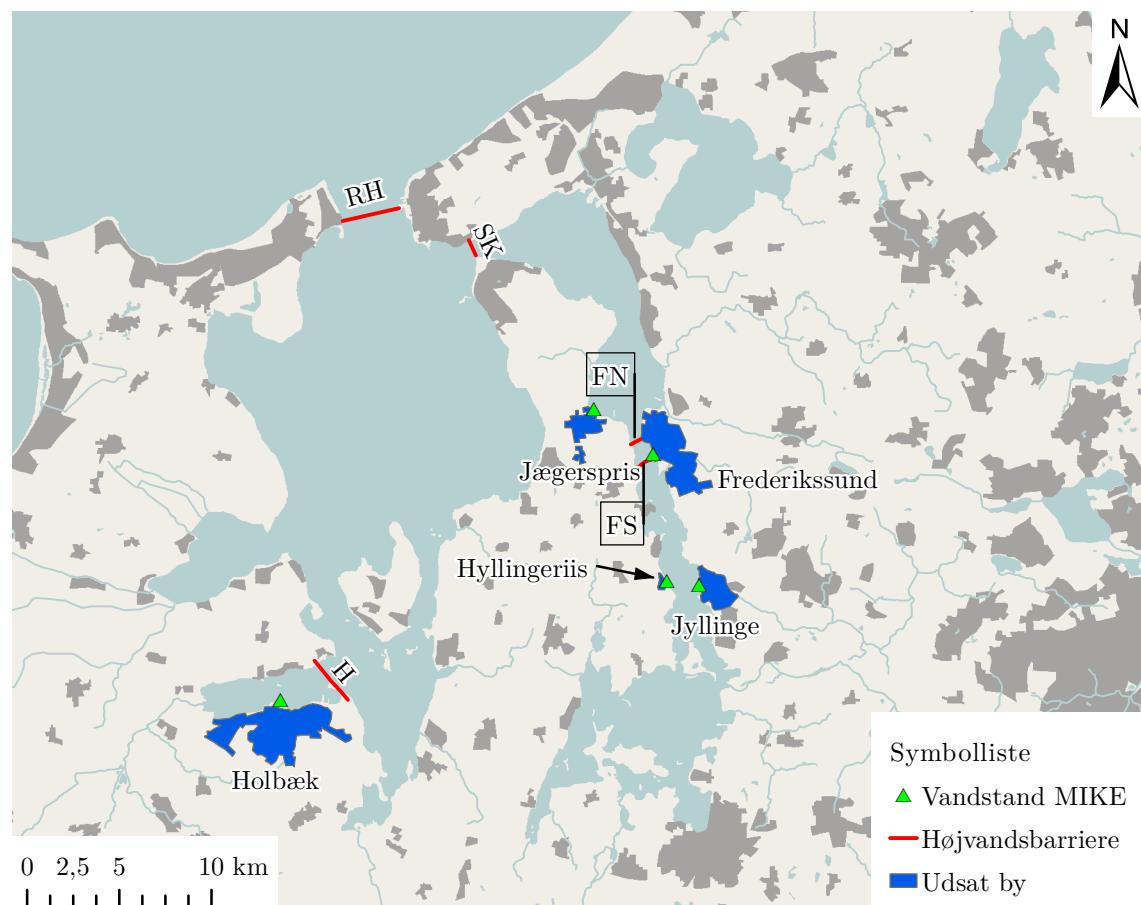
Analyse af løsninger 8

I dette kapitel undersøges løsningsmulighederne med oversvømmelsesmodellen, hvormed det afgøres, hvilken løsning der bedst afhjælper oversvømmelsesproblemerne. Der undersøges forskellige placeringer af højvandsbarrierer. Modellen er vedlagt rapporten på [Bilags-CD, ModelBodil21_noship].

Oversvømmelsesproblemerne undersøges ved en klimafremskrivning for at undersøge konsekvenserne af de ændringer, der sker i vandstand og vindhastighed i fremtiden.

Løsningens evne til reducering af skader vurderes på baggrund af den modellerede maksimal vandstand i de udsatte byer Jyllinge, Jægerspris, Frederikssund, Hyllingeriis og Holbæk fundet i kapitel 3, sammenholdt med skadeomkostningerne vurderet på baggrund af værdikort, jf. figur 3.4. Værdikortene overvurderer sandsynligvis de samlede skadesomkostninger, jf. bilag C, men det vurderes, at de kan give en relativ beskrivelse af omkostningerne, da den maksimale tilladte vandstandskote i de forskellige byer er ukendt.

På figur 8.1 ses placeringen af de punkter, hvor den modellerede vandstand aflæses.



Figur 8.1. Placering af udsatte byer omkring fjordsystemet, højvandsbarrierer, og punkter, hvor vandstanden aflæses.

Det er valgt at benytte stormen Bodil til undersøgelse af løsninger, da denne har skabt de værste stormfloodsproblemer i fjordsystemet, og ingen andre storme har medført betydelige stormfloodsproblemer, jf. kapitel 3.

Der foreligger ingen vandstandsmålinger for Hundested Havn under Bodil. Derfor benyttes en korrigert målestation i Hornbæk som randbetingelse, hvilket fremgår i bilag N. Dette gør det muligt at undersøge oversvømmelsesproblemerne med stormen Bodil. Den korrigerede målestation for randbetingelsen medfører afvigelser i vandstand mellem model og målinger. Modellen overestimerer derfor sandsynligvis oversvømmelse i fjordsystemet.

8.1 Klimafremskrivning

Inden de forskellige placeringer analyseres, undersøges en klimafremskrivning på 100 år ift. nutidige forhold. Følgende scenarier med klimaforandringer undersøges:

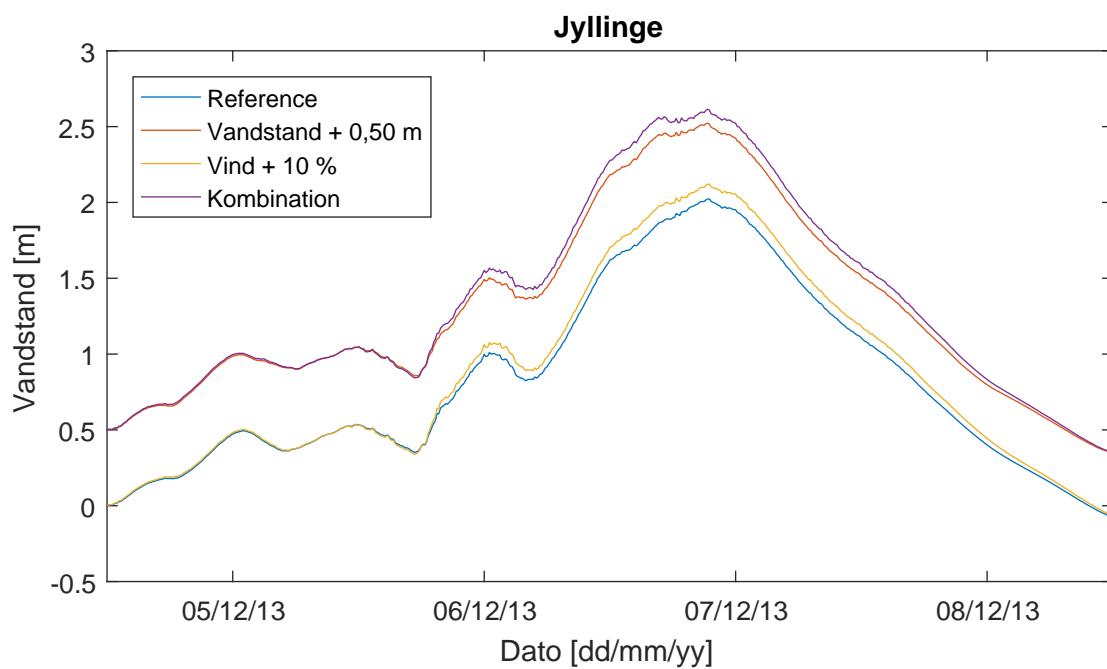
- Forøget generel vandstand med 0,5 m ved den nordlige randbetingelse og som initial vandstand i modellen
- Forøget vindhastighed med 10 %
- En kombination af de to ovenstående

Klimaforandringerne modelleres for en tidsperiode frem til år 2100, hvorved 0,5 m er valgt til forøgelse af den generelle vandstand, som er omrent gennemsnittet af de fire klimascenarier jf. tabel 5.1. I afsnit 5.3 er et estimat for forøgelse i middelvinden om 50 år givet til 3 %. Da der modelleres klimaforandringer for år 2100, og det blot er et estimat, benyttes 10 % forøgelse i vindhastigheden, hvilket vurderes konservativt, da stormene forventes kraftigere i fremtiden jf. afsnit 5.3. Dermed kan det fastlås, hvilken forandring som følge af klimaforandringerne, der i fremtiden giver den største forøgelse på skadeomkostninger.

Kombinationen af de to klimaforandringer, der er valgt, undersøges, da begge forventes i fremtiden og for at vurdere den samlede effekt af klimafremskrivningen, som vurderes at give anledning til de højeste vandstande og dermed de største oversvømmelsesproblemer.

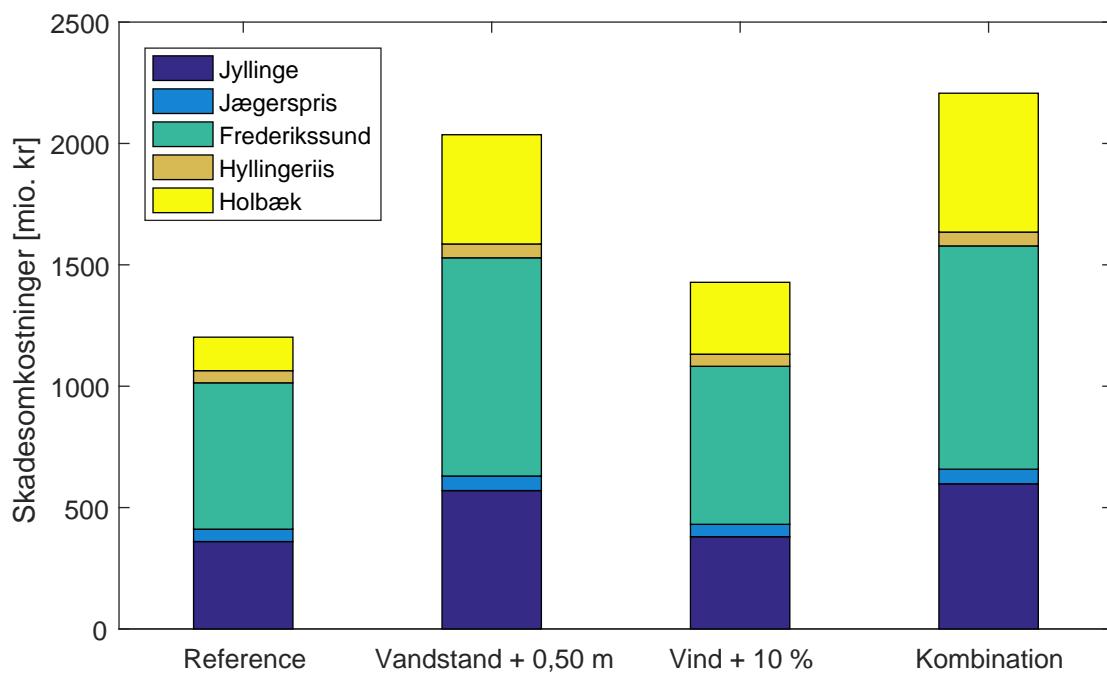
8.1.1 Vandstandsændring ved klimafremskrivning

Resultatet af simuleringerne med klimaforandringer for vandstanden i Jyllinge er vist på figur 8.2. Det ses, at referencetilstanden giver anledning til de laveste vandstande ved simulering med Bodil. For hver klimaændring, der tilføjes, stiger vandstanden. Kombinationen af forøgelse i vandstand og vindhastighed skaber den højeste vandstand, hvormed det vil skabe den største oversvømmelsesrisiko. Resultatet for de fire andre udsatte byer kan ses i bilag Q.



Figur 8.2. Vandstand ved Jyllinge under stormen Bodil med forskellige klimascenarier. Referencetilstanden angiver vandstanden under Bodil uden brug af klimafremskrivninger.

Når de maksimale vandstande sammenholdes med værdikort, jf. figur 3.4, findes skadeomkostningerne ved referencetilstanden og de tre variationer af klimaforandringer, som vist på figur 8.3. Det ses, at kombinationen ligesom på figur 8.2 er det værste scenarie. Ydermere kan det sluttet, at vandstandsstigninger i fremtiden vil have den største indflydelse på skadeomkostningerne ved oversvømmelse.



Figur 8.3. Skadeomkostninger ved forskellige klimascenarier.

8.2 Afhjælpning af stormskader med højvandsbarrierer

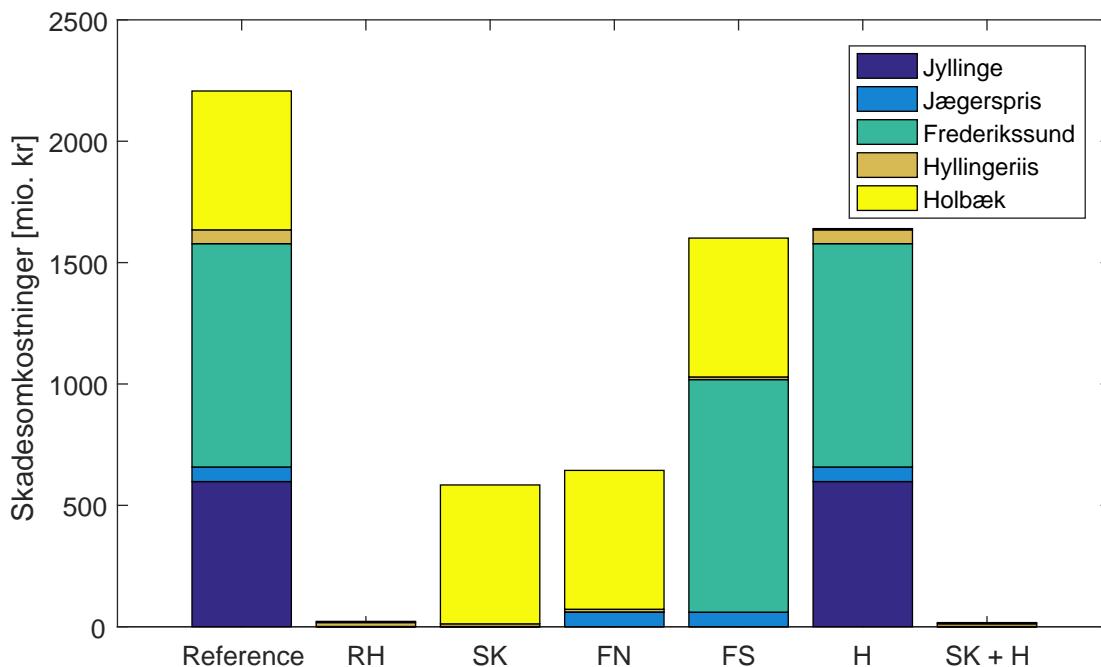
I dette afsnit undersøges implementeringen af de forskellige højvandsbarrierer omtalt i kapitel 4. Disse indsættes i oversvømmelsesmodellen, hvorefter den samlede skade vurderes for de fem udsatte byer.

Der benyttes de kombinerede klimaforandringer af forhøjet vindhastighed på 10 % og forhøjet vandstand på 0,5 m, jf. afsnit 8.1. Dette benyttes, da en løsning, som implementeres, også bør kunne afhjælpe oversvømmelsesproblemer i fremtiden.

Gennemstrømningsarealet i højvandsbarriren lukkes i MIKE 21 vha. funktionen “Gates”. Højvandsbarriren indsættes på placeringerne angivet på figur 4.1. Det vælges at holde gennemstrømningsarealet lukket gennem hele den simulerede periode under stormen Bodil.

8.2.1 Stormskader for udsatte byer

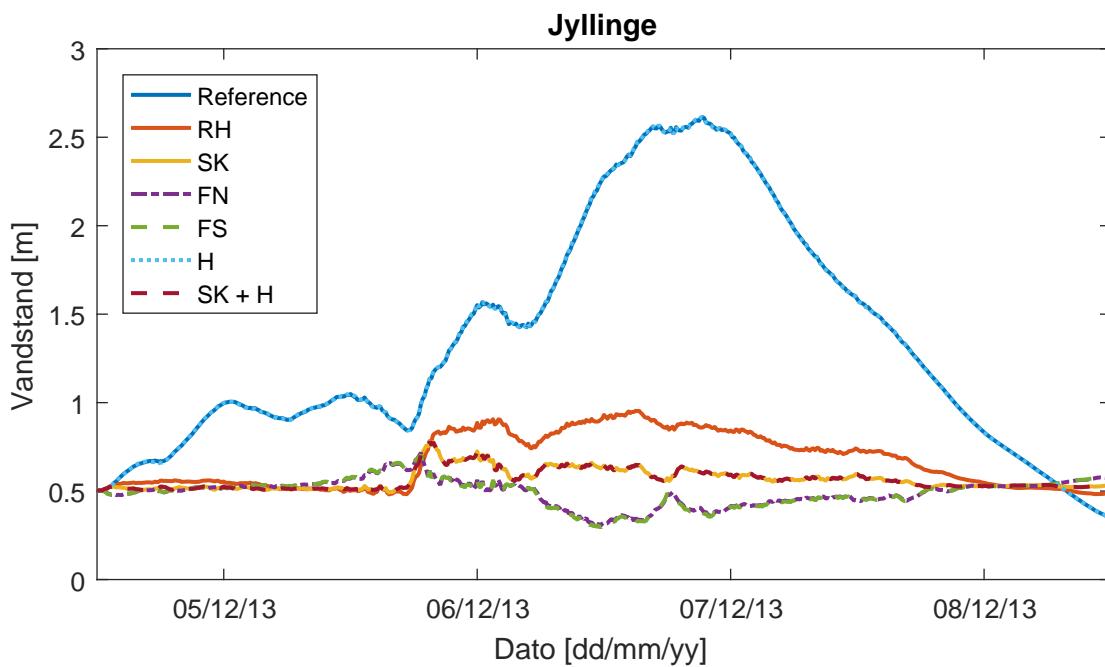
På figur 8.4 er skadesomkostningerne angivet for de forskellige højvandsbarrierer. Udover de fem højvandsbarrierer angivet på figur 4.1 er der også testet en kombination med højvandsbarrierer ved Holbæk (H) og Sølager-Kulhuse (SK), da disse i så fald vil lukke tilstrømningen til både Roskilde Fjord og Holbæk fjord, som de udsatte byer har kyst til.



Figur 8.4. Skadeomkostninger ved forskellige højvandsbarrierer.

Den samlede stormflodserstatning mindskes ifølge værdikortene med minimum 567 mio. kr uanset hvilken højvandsbarriere som implementeres.

Vandstanden i Jyllinge ved implementering af højvandsbarrierer fremgår af figur 8.5. Sammenhængen mellem vandstand og højvandsbarriere for de andre udsatte byer fremgår af bilag Q.



Figur 8.5. Vandstand i Jyllinge ved implementering af de forskellige højvandsbarrierer i oversvømmelsesmodellen. Referencen angiver vandstanden, når ingen højvandsbarriere er indsatt.

Sammenlignes figur 8.4 og 8.5 ses det, at selvom der på baggrund af værdikortene ikke er nogen forskel i skadeomkostningerne for RH, SK, FN, FS og SK+H i Jyllinge, så er der stadig forskel i den opnåede vandstand. Det ses, at desto tættere højvandsbarriren placeres på Jyllinge, desto mindre vandstand opnås, hvilket passer godt med teorien om, at vindstuvningen stiger med afstanden. Denne sammenhæng mellem placering af højvandsbarriere og vandstand er ens for de andre udsatte byer.

Forskellen mellem højvandsbarrirene ved Frederikssund nord (FN) og Frederikssund syd (FS) skyldes sandsynligvis, at punktet, hvor vandstanden aflæses for Frederikssund, er placeret midt imellem de to højvandsbarrierer, jf. figur 8.1, hvorfed der sker opstuvning, når FS benyttes. Det vurderes derfor, at den bedste placering af de to er FN, da en mindre del af Frederikssund herved vil kunne påvirkes, hvilket sandsynligvis kan løses med diger. Men ingen af disse kan løse oversvømmelsesproblemerne i Isefjord og den nordlige del af Roskilde Fjord.

Slusen SK sikrer lave skadeomkostninger for alle byerne i Roskilde Fjord. Ved sammenligning med tabel 3.2 fremgår det, at Holbæk Kommune historisk set har været utsat for en del stormskader. Hvis der kommer en storm fra modsat vindretning, vil SK således ikke kunne afhjælpe problemerne i Holbæk.

Sammenlagt er den største skadereduktion ved implementering af kombinationen af SK- og H-højvandsbarriererne, og den næststørste er ved implementering af højvandsbarriren ved Rørvig-Hundested (RH).

Det er bestemt i bilag C, at brugen af værdikort overestimerer skadeomkostningerne. Det vurderes, således at ingen af løsninger SK+H og RH giver anledning til skadeomkostninger. RH kan afhjælpe problemer i hele fjordsystemet, også i områder som ikke er undersøgt i

denne analyse, da der lukkes af fra Kattegat.

Endeligt vurderes det billigere at etablere ét anlægsprojekt af en højvandsbarriere mellem Hundested og Rørvig for aflukning af hele fjordsystemet, fremfor to anlægsprojekter for aflukning af Holbæk og Roskilde Fjord hver især. Da RH mindsker vandstanden i hele fjorden, vurderes der også større chance for, at alle kommunerne med kyst til fjordsystemet vil gå sammen om betaling af løsningen. Det vælges derfor at arbejde videre med højvandsbarrieren RH mellem Hundested og Rørvig i dette projekt.

8.3 Undersøgelse af størrelse af gennemstrømningsareal

I dette afsnit bestemmes størrelsen af gennemstrømningsarealet mellem Rørvig og Hundested. Højvandsbarrieren skal laves som en kombination mellem en skibssluse og gennemløb i landtanger. Den mindste åbning ift. skibstrafik er 40 m, jf. afsnit 4.3.1. Denne tænkes udført som en kammersluse, hvor der ingen gennemstrømning er igennem, jf. bilag K, og modelleres derfor ikke.

Effekten af forskellige åbningsarealer af gennemløb i landtangerne undersøges, for at se, hvordan vandstanden i fjorden ændres ift. åbningsarealet. Der undersøges med en åben gennemløbssluse under stormen Bodil med klimafremskrivning for at se konsekvenserne, hvis der er en funktionsfejl af gennemløbsslusen, samt for at undersøge nødvendigheden af at lukke gennemløbsslusen ved storm. Der undersøges gennemløbsarealer på 1000, 2000 og 3000 m².

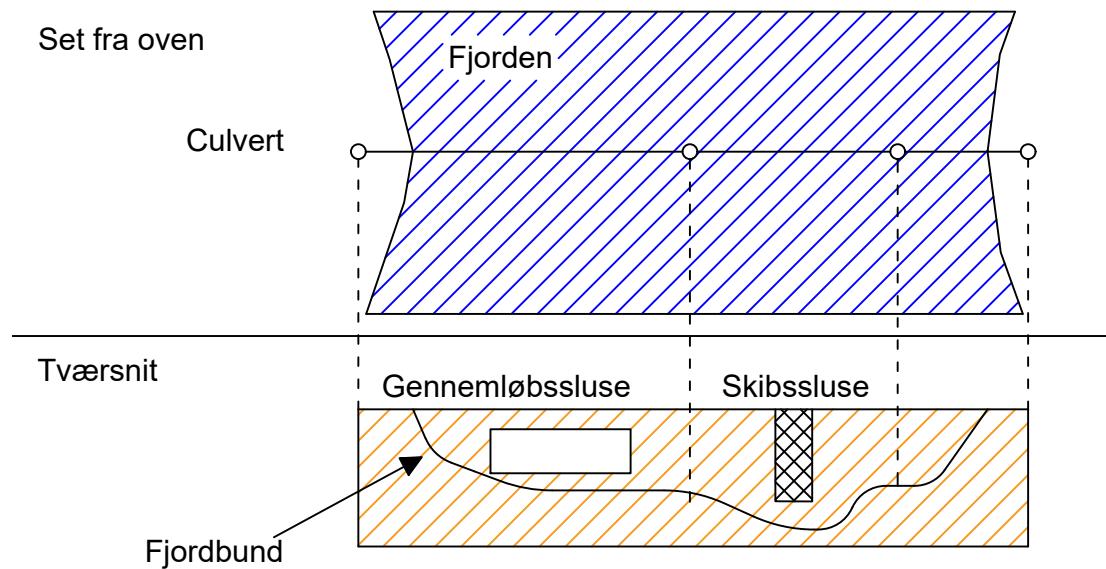
8.3.1 Placing af gennemløbssluse

Gennemløb implementeres i oversvømmelsesmodellen ved at konstruere en landtange fra hver by og ud til sejlrenden. Gennemløbsslusen skal lukke ved risiko for stormflod, men være åben ved normale vandstande og derved sikre, at strømningshastigheden holdes lav, så det ikke påvirker skibe og kysten.

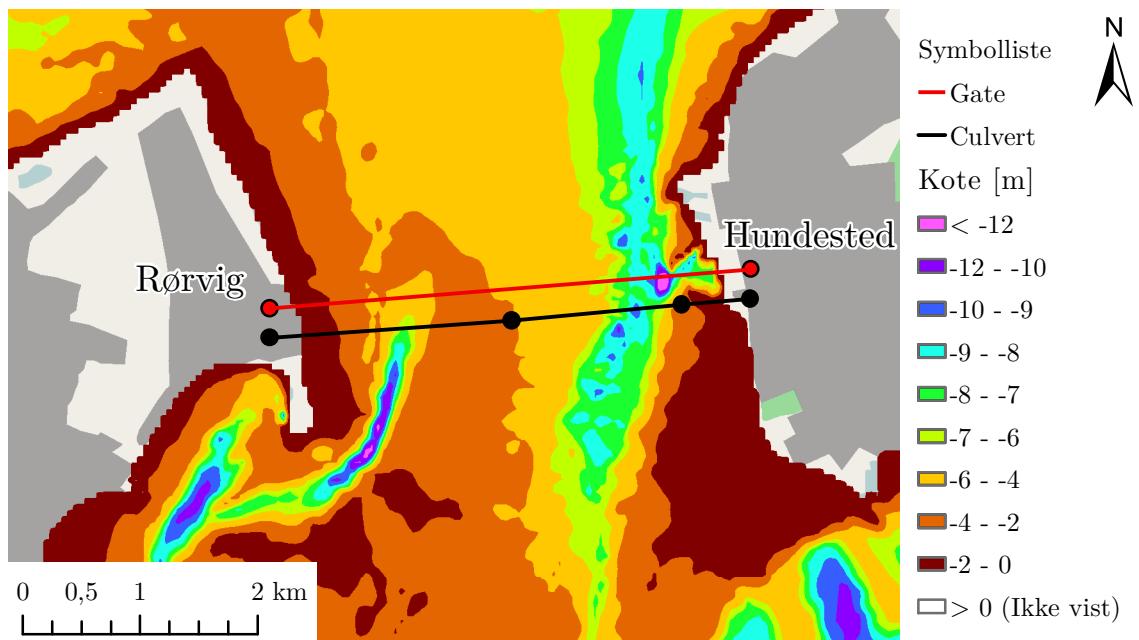
I MIKE 21 konstrueres landtangerne vha. "culvert"-funktionen. En culvert er en mur, hvori der kan indsættes gennemløb med placering og dimensioner jf. figur 8.6. Da det ønskes at undgå kraftig strøm nær skibsslusen og kysten placeres gennemløbene i landtangen fra Rørvig til sejlrenden.

Gennemløbet vælges som lukket i toppen og rektangulære. Bunden af gennemløbene placeres i kote -3 m, og med en længde på 6 m svarende til landtangens bredde. Højden vælges til 2,5 m. Herved dækker gennemløbene næsten hele dybden og er dykkede, jf. figur 8.7. Det vurderes derved, at udvekslingen af vand mellem fjordsystemet og Kattegat kan foregå i gennemløbene. Bredden af gennemløbene for hvert gennemstrømningsareal er 400, 800 og 1200 m gennemløb indsat i culverten, for hhv. 1000, 2000 og 3000 m².

Derudover benyttes der standardværdier fra MIKE 21 for enkelttab og friktion. Landtangerne og gennemløbet er placeret lidt syd for gaten indsat i afsnit 8.2, jf. figur 8.7. DHI [2016a]



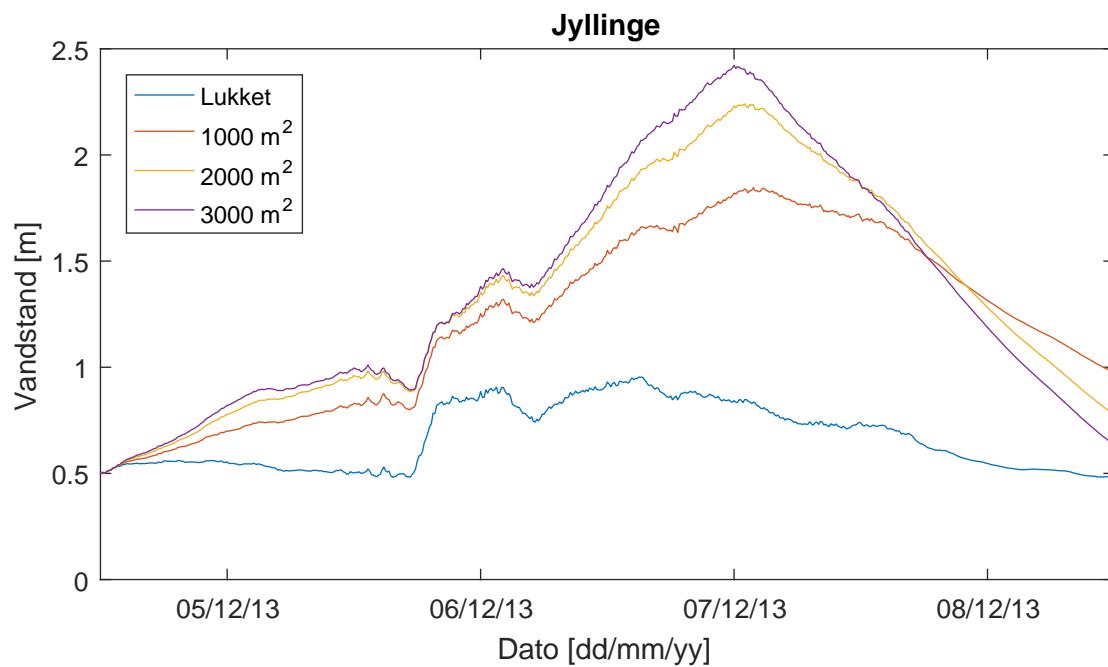
Figur 8.6. Genneløbssluse og skibssluse mellem Rørvig og Hundested.



Figur 8.7. Placering af landtangen culvert og gate mellem Rørvig og Hundested.

8.3.2 Forskel mellem gennemstrømningsarealer

Resultaterne for vandstanden i Jyllinge fremgår af figur 8.8. Tendensen er ens for de andre byer, som vist i bilag Q.

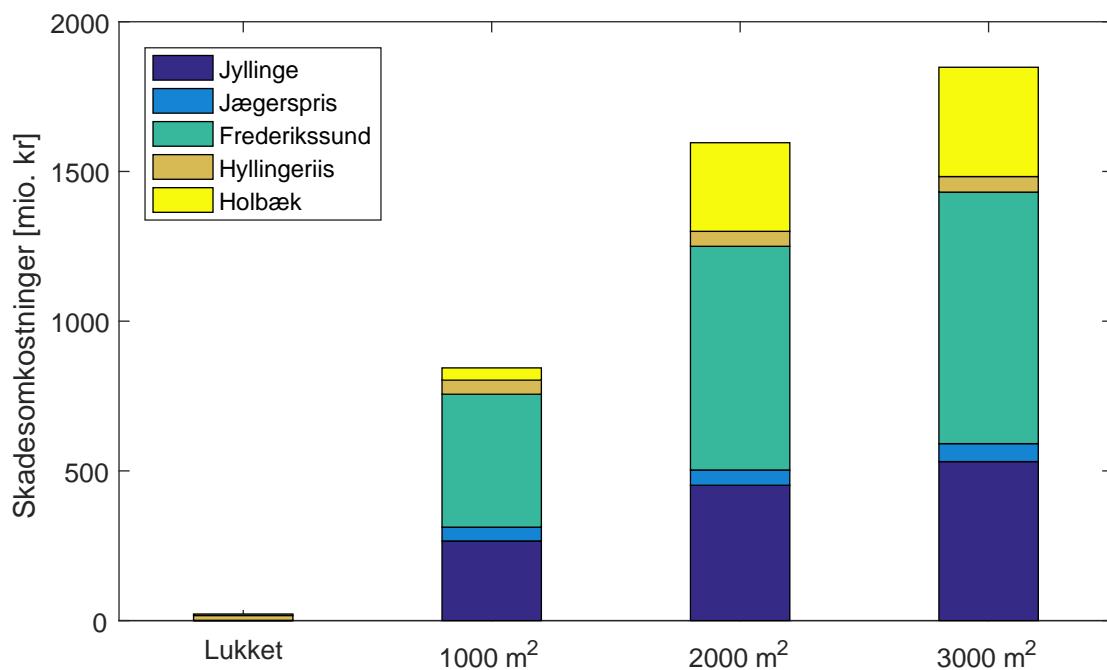


Figur 8.8. Vandstand i Jyllinge ved forskellige gennemløbsarealer.

Det fremgår tydeligt, at desto mindre gennemstrømningsareal, desto mindre stiger vandstanden inde i fjordsystemet. Den mindre åbning forhindrer altså vand i at strømme ind i fjordsystemet fra Kattegat, også selvom den står åbent.

Den største forskel i funktionen af åbningerne er i slutningen af simuleringsperioden, og den øgede vandstand som følge af stormen varer i længere tid desto mindre åbningsareal, der er benyttet.

Skadeomkostningerne på baggrund af maksimal vandstand og værdikort i de udsatte byer fremgår af figur 8.9.



Figur 8.9. Skadeomkostninger ved forskellige gennemløbsarealer.

Det vurderes, at det er nødvendigt at lukke for gennemstrømningen gennem højvandsbarrieren under storm, da omkostninger ved alle åbningsbredder vurderes at være for høje ift. hvis gennemløbsslusen er lukket.

Åbningen på 1000 m² vælges som den mest optimale, da det vurderes, at prisen for gennemløbsslusen falder med gennemstrømningsarealet, og denne reducerer skaderne mest, hvis der er en funktionsfejl i gennemløbsslusen.

8.4 Undersøgelse af slusestyring for gennemløb

I dette afsnit undersøges forskellige muligheder for slusestyringer. Det vurderes under hvilke forhold og i hvor god tid det er nødvendigt at lukke gennemløbsslusen for at reducere vandstandsstigninger i fjordsystemet.

Der undersøges følgende styringer af gennemløbsslusen:

- Styring 1:
 - Slusen lukkes ved vandstande over 1 m.
 - Slusen åbner ved vandstand under 0,75 m.
 - Øjeblikkelig åbning og lukning.
- Styring 2:
 - Slusen lukkes ved vandstande over 1 m i mere end 30 minutter.
 - Slusen åbnes ved vandstande under 0,75 m i mere end 6 timer.
 - Øjeblikkelig åbning og lukning.
- Styring 3:
 - Slusen lukkes to dage en prognosticeret forhøjet vandstand ift. vejrudsigt.
 - Slusen åbnes to dage efter stormen.

- Øjeblikkelig åbning og lukning.

Det vælges at styre gennemløbsslusen ift. vandstanden af randbetingelsen for Hundested Havn, da det vurderes, at hvis der er høj vandstand der, vil det kunne give anledning til oversvømmelsesproblemer i fjordsystemet.

Lukningskriteriet på 1 m er valgt større end den normale tidevandsvandstand på omkring 20 cm – 30 cm[DMI, 2016b], som ikke skal være skyld i lukning af gennemløbsslusen. Grundet normalvandstanden i fremtiden forventes at være 0,5 m højere end nu, er åbningskriteriet valgt til 0,75 m, så det er sikret, at vandstanden falder under dette.

Gennemløbslusen lukker ved alle vandstande over 1 m ved brug af styring 1. Dette kan give uhensigtsmæssigt mange lukninger grundet mindre vandstandsstigninger, som ikke har betydning for oversvømmelsesproblemer i fjordsystemet. Denne styring testes, da dette betragtes som den mest sensitive slusestyring.

Ved styring 2 er uhensigtsmæssige lukninger og åbninger elimineret, da der er indlagt et tidskriterie, idet lukning- og åbningskriteriet skal være opfyldt i en bestemt periode, før der hhv. lukkes og åbnes. Tidsintervallerne er valgt, så der ikke lukkes for mindre vandstandsstigninger, og så det er sikret, at vandstanden er faldet permanent udenfor fjordsystemet, inden der åbnes igen.

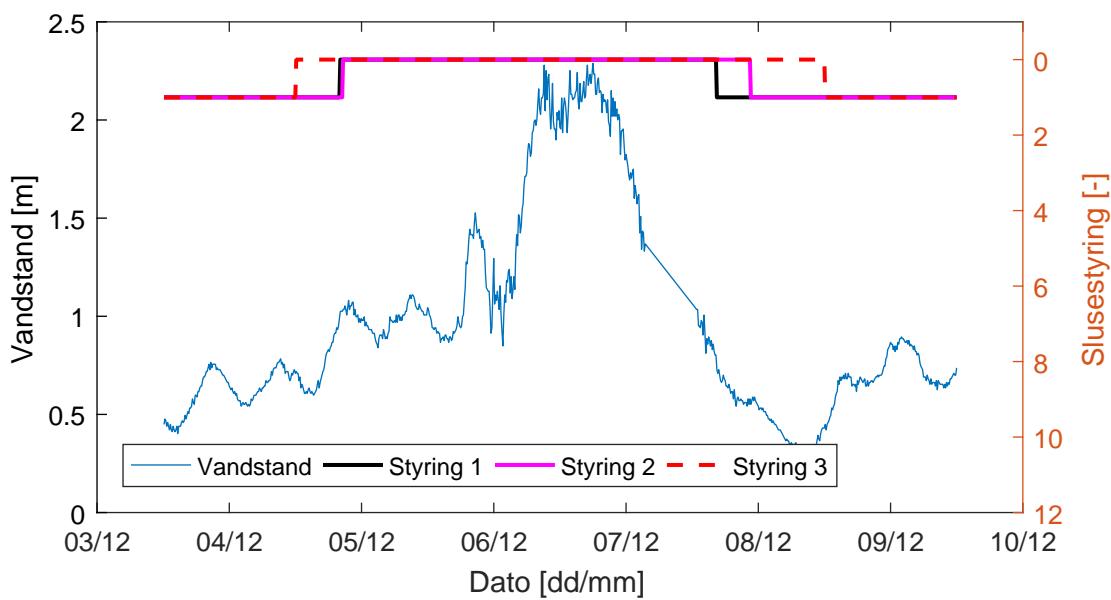
Hensigten med styring 3 er at sikre lav vandstand i fjordsystemet allerede nogle dage inden en stormhændelse, hvorved risikoen for oversvømmelse sænkes på trods af vindstuvning i fjordsystemet.

Der tages ikke højde for, hvor længe det tager at lukke og åbne gennemløbsslusen, da det ikke vurderes at have betydning for oversvømmelserne.

8.4.1 Slusestyringernes funktion

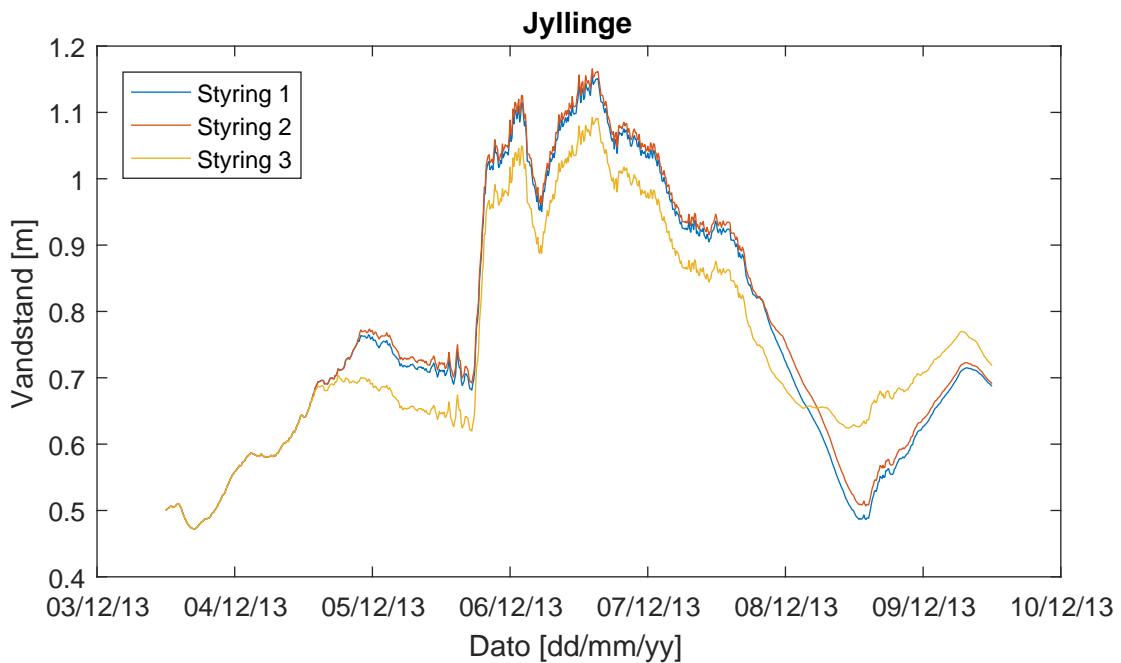
Der simuleres under stormen Bodil med klimaforandringer med hver af de forskellige slusestyringer i perioden 03-12-13 12:00 til 09-12-13 12:00.

Slusestyringernes virkemåder ift. vandstanden før og efter stormen Bodil i Hundested Havn er vist på figur 8.10. En værdi for slusestyringen på 1 angiver, at gennemløbsslusen er åben, mens 0 angiver, den er lukket. Styring 3 lukker og åbner ift. 06-12-13 12:00. Ved indsættelse i oversvømmelsesmodellen undersøges forskellen mellem de forskellige styringsmetoder.



Figur 8.10. Slusestyringerne virkemåde ift. en vandstandsmåler i Hundested Havn.

Forskellen i vandstanden ved brug af slusestyringerne fremgår af figur 8.11. Tendensen for Jyllinge er ens i de andre udsatte byer, som er vist i bilag Q.



Figur 8.11. Slusestyringerne funktion i Jyllinge.

Styring 1 og 2 sænker næsten vandstanden ens. Styring 1 sænker vandstanden mest og styring 2 mindst. Tidskriterierne ift. lukning ved bølger vurderes derfor ikke at have betydelig effekt ift. højvandsbarrierens evne til at sænke vandstanden. Styring 2 vurderes dog mest realistisk til brug i en virkelig slusestyring, da der herved undgås unødvendige åbninger og lukninger af gennemløbsslusen.

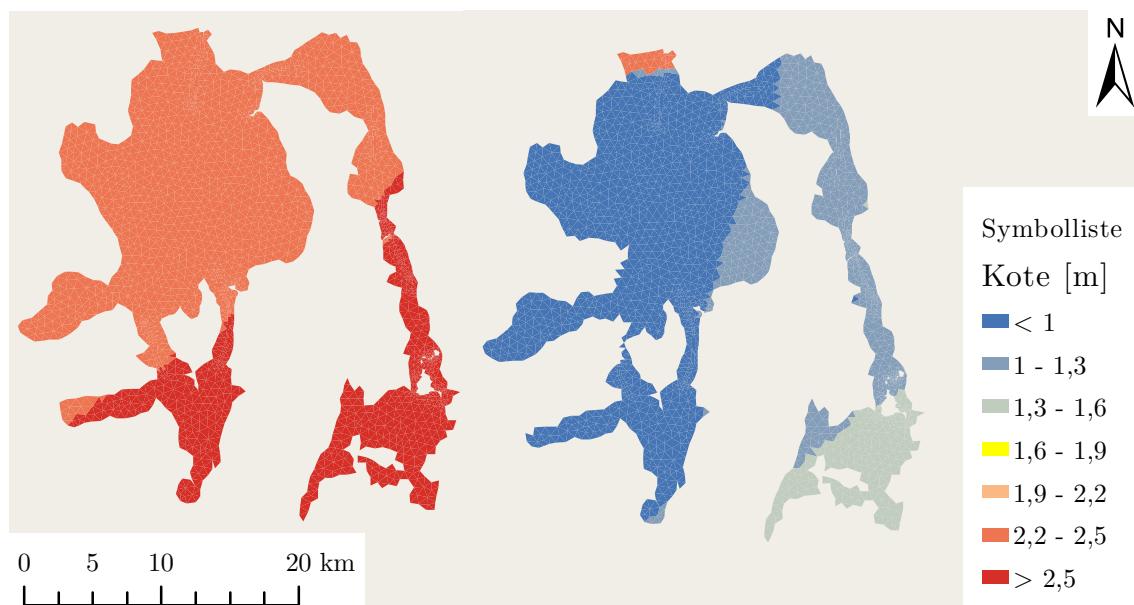
Styring 3 viser sig at være den mest effektive styring til sænkning af vandstanden inde i fjordsystemet, og sænker den maksimale vandstand mere end styring 1 og 2. Ved styring 3 er det kun vindstuvning inde i fjordsystemet, som påvirker vandstanden i de forskellige byer, men denne styringsmulighed vurderes også mere usikker end styring 1 og 2. Dette skyldes, at styring 3 er ift. vejrudsigter, som kan være usikre, når der skal lukkes flere dage frem i tiden.

Det vælges at benytte styring 2 ift. vandstanden i Hundested Havn, da denne anses mest simpel, løser oversvømmesproblemerne og gennemløbsslusen er lukket i kortere tid end ved styring 3, hvilket vurderes at være mest gavnligt for vandmiljøet.

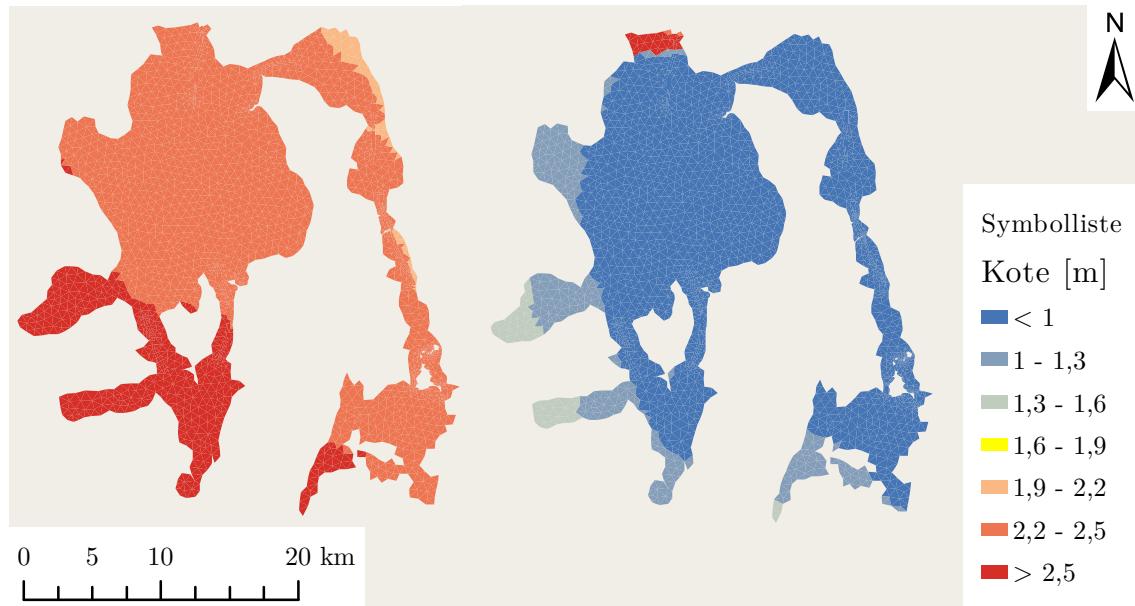
8.5 Effekt af valgt højvandsbarriere for hele fjordsystemet

I dette afsnit vurderes effekten af højvandsbarriieren for hele fjordsystemet med forskellige vindretninger. Vindretningen af Bodil ændres til at komme fra øst i stedet for vest, altså med modsat retning ift. hvad der fremgår af figur 5.5. Dette vil sandsynligvis ikke forekomme i praksis, men anses som det bedste vurderingsgrundlag for at afgøre, hvorvidt den fundne placering af højvandsbarriere, udformning og styring af gennemløbssluse kan afhjælpe oversvømmelsesproblemer fra flere vindretninger. Der benyttes samme vindhastigheder og trykrandbetingelse som for den kombinerede klimafremskrivning.

På figur 8.12 og 8.13 fremgår de maksimale vandstande i fjordsystemet både med og uden brug af højvandsbarrieren for de to forskellige vindretninger.



Figur 8.12. Maksimal vandstand i fjordsystemet både med højvandsbarrieren (Højre) og uden højvandsbarrieren (Venstre) for stormen Bodil med klimafremskrivning og vestlig vindretning.



Figur 8.13. Maksimal vandstand i fjordsystemet både med højvandsbarrieren (Højre) og uden højvandsbarrieren (Venstre) for stormen Bodil med klimafremskrivning og østlig vindretning.

Det ses, at højvandsbarrieren mindsker den maksimale vandstand i hele fjordsystemet uanset vindretningen. Vandstanden i Roskilde Fjord stiger ikke til lige så højt et niveau, når vindretningen af Bodil ændres. Dette giver god mening, da vinden trykker vandet fra øst mod vest.

Ved vestlig vindretning for Bodil reduceres de samlede skader vurderet vha. værdikort for de utsatte byer fra 2211 mio kr til 107 mio kr og ved østlig vindretning fra 1917 mio kr til 42 mio kr. Altså en reduktion på hhv. 95 % og 98 %. Da værdikortene overestimerer skadeomkostningerne, vurderes der ikke at komme nogle stormfloodsskader ved brug af den valgte højvandsbarriere uanset vindretningen.

8.6 Opsummering

Den bedste placering af en højvandsbarriere for at undgå oversvømmelsesproblemer i fjordsystemet vurderes at være mellem Rørvig og Hundested. Dette er vurderet på baggrund af evnen til afhjælpning oversvømmelsesproblemer i hele fjordsystemet og ikke kun for de utsatte byer. Herved er der mulighed for en fælles økonomisk løsning, som alle kommunerne med kyst ud til fjordsystemet kan gå sammen om.

Løsningen skal bestå af landtanger fra hhv. Rørvig og Hundested og ud til sejlruten mellem de to byer. I landtangen fra Rørvig placeres en 1000 m^2 gennemløbssluse, der kan lukkes og dermed stoppe for tilstrømningen af vand til fjordsystemet, når der er risiko for stormfod. Gennemstrømningsareal er valgt ift. reduktion af skadesomkostninger, og at desto større gennemstrømningsareal desto dyre vil prisen på gennemløbsslusen sandsynligvis være.

Gennemløbsslusen skal styres ift. vandstanden i Hundested Havn. Denne lukker, når vandstanden overstiger 1 m i mere end 30 min, og åbner igen, når vandstanden har været

under 0,75 m i mere end 6 timer.

Når der benyttes den valgte højvandsbarriere, vurderes det, at vandstanden ikke stiger tilstrækkelig til, at diger langs kysten er nødvendigt. Disse kan dog indsættes, hvis der forekommer problemer, som ikke er fundet i denne oversvømmelsesanalyse.

8.7 Diskussion

I dette afsnit diskuteres usikkerheder i modellen og yderligere undersøgelser, som kan foretages.

Oversvømmelsesmodellen er opbygget af firkantede og trekantede beregningsceller. Disse beskriver muligvis ikke opbygningen af fjordsystemet helt præcist, hvilket kan give usikkerheder i beregningerne. En analyse af beregningsnettet er dog foretaget i bilag L, og det vurderes, at oversvømmelse modelleres tilstrækkelig præcist med det valgte beregningsnet.

I modellen benyttes endvidere én vindmåler i Jægerspris til at beskrive vindretning og hastigheder i hele modelområdet, hvor der sandsynligvis i virkeligheden er en geografisk variation, som kunne være beskrevet med en vindmodel over hele fjordsystemet. Randbetingelsen for land er konstrueret som en nul flux randbetningelse, som vandet stuver op af. Hvis oversvømmelsesmodellen istedet kobles med en terrænmodel, kan oversvømmelsen ind i landet undersøges og skaderne vurderes på baggrund af dette.

Oversvømmelsesmodellen er kalibreret ift. vandstanden i Holbæk, Roskilde og Frederiks-værk, hvoraf det kun er Holbæk, som vurderes en af de udsatte byer. Modellen benyttes således til at beskrive vandstanden i byer den ikke er kalibreret efter. Derved er det ikke sikkert, at den kan beskrive vandstanden nøjagtigt i de udsatte byer.

I modellen benyttes en trykrandbetningelse, som afhænger af vandstanden ved Hundested. Der har været begrænset data for vandstanden i Hundested under de mest ekstreme stormhændelser, så modellen er ikke kalibreret til at beskrive disse. I oversvømmelsesanalysen er stormen Bodil benyttet. Der er heller ikke målinger for vandstanden i Hundested under Bodil, hvormed denne er korrigeret vha. vandstanden i Hornbæk. Modellen beskriver derfor sandsynligvis ikke forholdene under Bodil præcist, men da denne storm er den, der har forvoldt de mest ekstreme oversvømmelser i fjordsystemet, vurderes brugen af denne nødvendig og dermed acceptabel.

Der er valgt placering af gennemløb i højvandsbarriren fra Rørvig til afhjælpning af oversvømmelsesproblemer i Isefjord og Roskilde Fjord. Der er imidlertid ikke undersøgt andre placeringer af gennemløbsslusen i tværsnittet. Det er endvidere ikke undersøgt, hvilke vandstande og tidsintervaller, der er bedst som hhv. luknings- og åbningskriterier. Højvandsbarriren afhjælper dog oversvømmelsesproblemerne, hvorved der ikke vurderes behov for yderligere undersøgelser af dette.

Det mindste af de undersøgte gennemstrømningsarealer i højvandsbarriren ved Rørvig er valgt. Dette giver de bedste betingelser for forhindring af oversvømmelse i fjordsystemet, men udskiftningen af vand i fjordsystemet mindskes dog, hvilket kan give problemer ift. vandmiljøet, da fjordsystemet sandsynligvis bliver mere fersk. Hvis det i vandmil-

jøanalysen viser sig at være et problem, kan det være nødvendigt at benytte et større gennemstrømningsareal i landtangerne, så vandudskiftningen øges.

Der findes flere forskellige beskyttede naturområder ved den valgte placering af højvandsbarrieren, jf. bilag B. Der skal foretages en analyse af påvirkningen for den enkelte naturtype og søges dispensation for løsningernes påvirkning. Dette vurderes imidlertid udenfor denne rapports fokusområde.

Den maksimale tilladte vandstand i hver by, så der ikke forekommer skader, er ukendt. Derfor er der benyttet en sammenhæng mellem maksimal vandstand og værdikort til vurdering af skadeomkostningerne ved hver placering af højvandsbarrierer. Denne metode er usikker, og giver ikke et reelt bud på skadesomkostningerne, jf. bilag C, men da vurderingerne af foretaget relativt ift. hinanden, vurderes det, at den bedste løsning er fundet.

Del II

Vandmiljøanalyse

I denne del modelleres vandmiljøet med og uden højvandsbarriieren mellem Rørvig og Hundested, for at afgøre hvorvidt vandmiljøet forværres. Modellen, der anvendes til oversvømmelsesmodellering, udvides til beskrivelse af salinitet og vandmiljø i Isefjord og Roskilde Fjord.

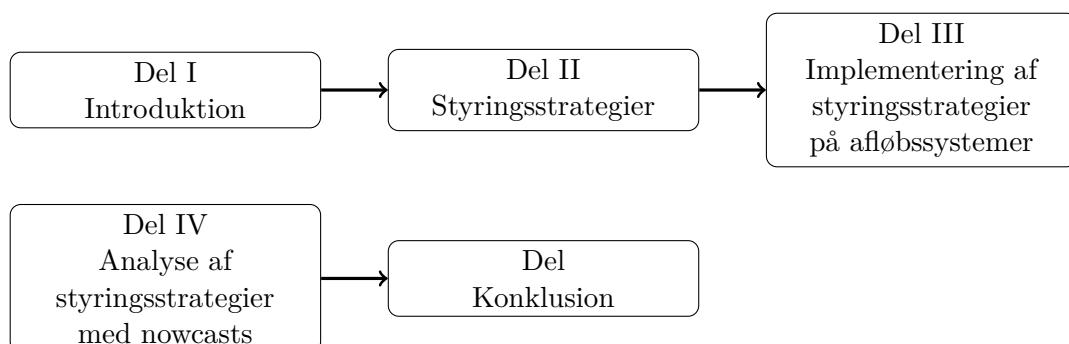
Vandmiljøanalyse 9

I dette kapitel beskrives, hvordan vandmiljøet vurderes, og hvilke parametre, der er centrale for vurderingen. Desuden vælges en model til beskrivelse af de parametre, som vandmiljøet vurderes på baggrund af.

I vandplanerne vurderes vandmiljøet med udgangspunkt i dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs, jf. afsnit 1.1. I denne analyse beskrives vandmiljøet vha. koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor, idet algebiomassen afhænger af disse. Da bentske planter befinder sig på fjordbunden, er livsvilkårene ved bunden afhængig af algebiomassen i vandfasen, som kan skærme for at sollyset når ned til bunden. Klorofyl-a benyttes som støtteparameter ift. beskrivelse af algebiomassen. [R. B. Clark, 2011]

Det vælges at benytte den basale Ecolab model 1 for eutrofiering i MIKE beskrevet i afsnit 13.1. Forholdet mellem bentske planter og algebiomassen i vandfasen afhænger af næringstofbalanceen i hhv. vandfasen og ved bunden. Idet næringstofkoncentrationer forventes at variere i dybden, samt at algebiomasse og bentske planter befinder sig i hhv. den øvre del og nedre del af vandsøjen, benyttes MIKE 3 til modellering i tre dimensioner. Vandmiljøet modelleres både uden og med højvandsbarriere fra oversvømmelsesanalysen, for at afgøre hvilken effekt implementeringen af højvandsbarrieren har på vandmiljøet.

Fjordsystemet belastes både hydraulisk med ferskvand og vandkemisk. På figur 9.1 ses hvilke påvirkninger som medtages i modelleringen af vandmiljøet. De hydrauliske belastninger har betydning for saliniteten i fjordsystemet, hvor de vandkemiske belastninger påvirker stofbalanceen i fjordsystemet.



Figur 9.1. Hydrauliske og vandkemiske belastninger til og fra fjordsystemet.

Målestationer vist på figur 9.2 anvendes i undersøgelsen og vurderingen af vandmiljøet i fjordsystemet, så højvandsbarrierens påvirkning kan analyseres.



Figur 9.2. Vandkemistationer i og udenfor fjordsystemet. [Naturstyrelsen, 2016c]

I de følgende kapitler undersøges saliniteten og næringsstofkoncentrationerne i fjordsystemet, eftersom disse har betydning for modelleringen af vandmiljøet.

Salinitet i fjordsystemet 10

Saliniteten i fjordsystemet undersøges, da det skal medtages i vandmiljømodellen, eftersom det kan påvirke stoftransporten og dermed vandmiljøet i fjordsystemet grundet densitetsforskelle.

Saltholdigheden i Roskilde Fjord og Isefjord ses i tabel 10.1. Roskilde Fjord er kategoriseret som lav saltholdighed, og Isefjord er kategoriseret som middel saltholdighed. Det fremgår af tabel 6.1, at afstrømningsarealet for ferskvandstilførslen ift. volumen er størst for Roskilde Fjord. Den lavere saltholdighed skyldes derfor sandsynligvis en høj ferskvandstilførsel og mindre udveksling med Isefjord og dermed Kattegat. [Miljøministeriet, 2011]

Saltholdighed [%]	
Roskilde Fjord - Nordlig del	16 – 20
Roskilde Fjord - Sydlig del	11 – 17
Isefjord - Yderbredningen	18 – 21
Isefjord - Inderbredningen	17 – 20
Kattegat	21 – 23

Tabel 10.1. Årsmiddelvariation af overfladesaltholdighed i fjordsystemet ved Isefjord og Roskilde Fjord. [Miljøministeriet, 2011; DMI, 2016c]

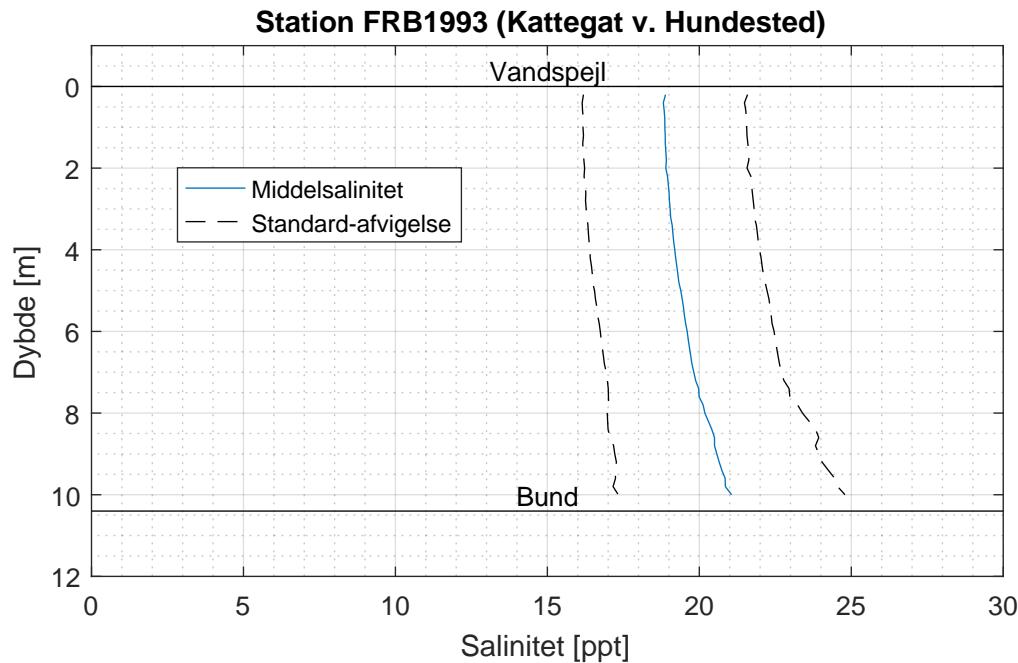
De angivne saltholdigheder er målt i overfladevandet. Såfremt der ikke er fuld opblanding, øges saliniteten med dybden grundet densitetsforskelle. I Isefjord vurderes saliniteten af bundvandet 1‰ højere end overfladevandet, hvor der i Roskilde Fjord er ens saltholdighed i overflade- og bundvandet, hvorved der er fuld opblanding [Miljøministeriet, 2011].

I Isefjord er der normalt intet springlag, men der kan forekomme en midlertidig stratificering, hvis der sker en pludselig tilstrømning fra Kattegat af vand med højt saltindhold. Det samme er gældende i Roskilde Fjord ved tilstrømning af vand med høj salinitet fra Isefjord. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016c]

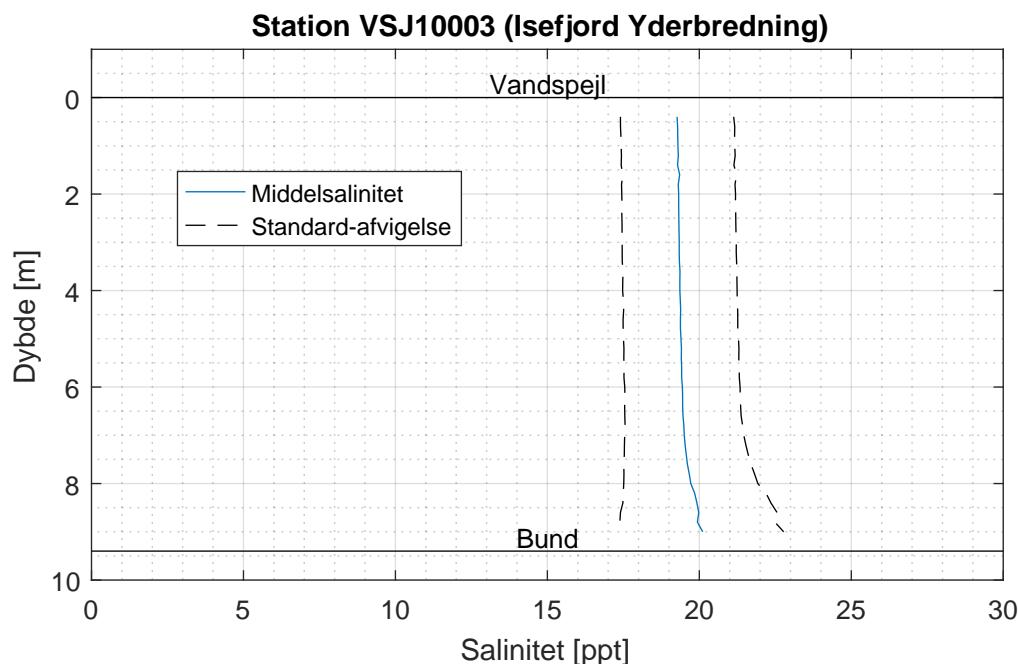
Saltholdigheden varierer hen over året, men er generelt højere i fjordsystemet om vinteren end om sommeren [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016c]. Intervallet for saltholdigheden i tabel 10.1 angiver variationen fra år til år. Det ses, at variationen er størst i Roskilde Fjord. En variation i tilførslen af ferskvand vil påvirke saliniteten i Roskilde Fjord mere end i Isefjord, da volumen af Isefjord er større jf. afsnit 6.1, og der derfor skal større mængder ferskvand til at fortynde saltvandet.

10.1 Salinitetsprofil i fjordsystemet

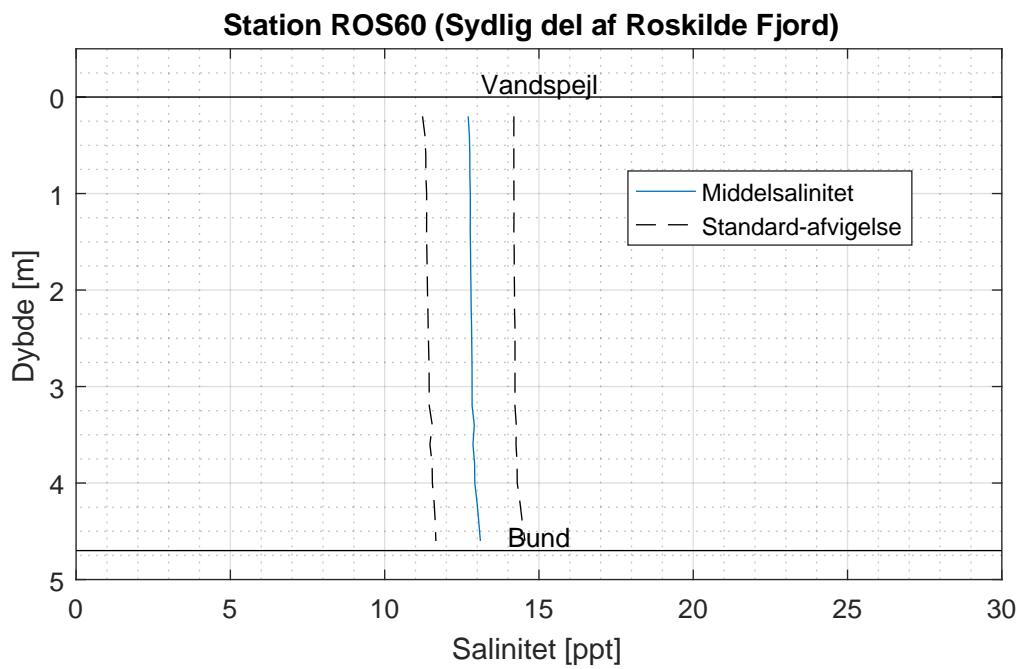
Naturstyrelsen [2016c] har målt vandkemi og saliniteten i tre vandkemistationer, vist på figur 9.2. Middelsaliniteten samt standardafvigelsen for denne er vist ift. dybden på figur 10.1, 10.2 og 10.3.



Figur 10.1. Middelsaliniteten og standardafvigelse for vandkemistation FRB1993 for perioden 2006-2016. [Naturstyrelsen, 2016c]



Figur 10.2. Middelsaliniteten og standardafvigelse for vandkemistation VSJ10003 for perioden 2006-2016. [Naturstyrelsen, 2016c]



Figur 10.3. Middelsaliniteten og standardafvigelse for vandkemistation ROS60 for perioden 2006-2016. [Naturstyrelsen, 2016c]

Figurene viser, at der i den sydlige del af Roskilde Fjord ikke er nogen stratificering forårsaget af forskelle i salinitet. I Isefjord er der en forskel i salinitet på ca. 0,8 % men ingen tydelig stratificering. Disse observationer stemmer overens med resultaterne fra vandplanerne set i tabel 10.1 [Miljøministeriet, 2011].

I Kattegat er der en forskel i saliniteten fra top til bund på ca. 2 %. Det vurderes, at dette ikke skaber nogen stratificering med betydning for salinitetsmodellen.

Næringsstoffer i fjordsystemet

11

Der fokuseres i dette kapitel på koncentrationen af uorganisk kvælstof og fosfor i fjord-systemet, og hvordan koncentrationen af disse varierer henover året. Vandmiljømodellen skal kunne beskrive årsvariationen i næringsstoffer, da de har betydning for vandmiljøet.

Roskilde Fjord og Isefjord bliver næringsbelastet af landbrug, atmosfærisk deposition, spredt bebyggelse, regnbetingede udløb og renseanlæg. Belastningen tilføres via vandløb eller direkte til fjordsystemet.

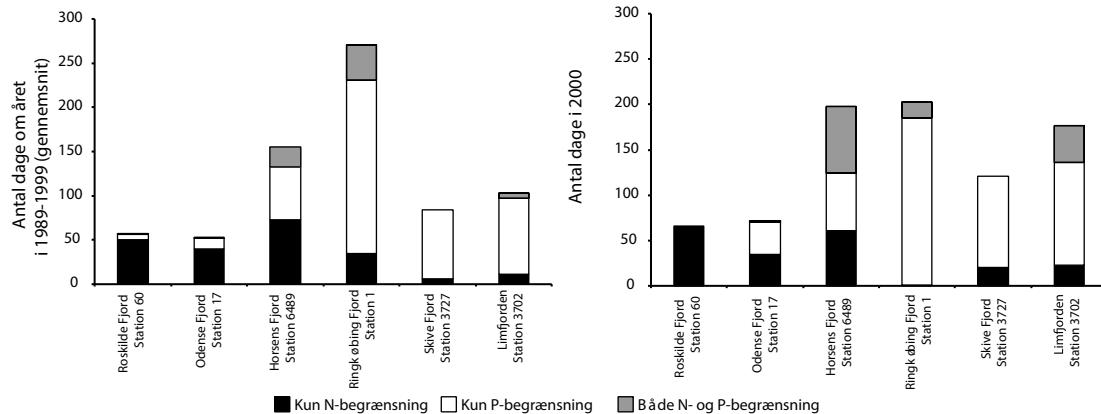
Næringstilførslen til fjordsystemet i perioden 1998-2003 ses i tabel 11.1. Det ses, at kvælstoftilførslen til fjordsystemet er væsentligt større end fosfortilførslen. Fosfor forbliver dog i fjordsystemet i modsætning til kvælstof, som kan frigives som frit kvælstof til atmosfæren.

	Kvælstoftilførsel [t/år]	Fosfortilførsel [t/år]
Roskilde Fjord - Nordlig del	510	10
Roskilde Fjord - Sydlig del	391	2
Isefjord - Yderbredningen	799	7
Isefjord - Inderbredningen	506	5
Samlet	2206	24

Tabel 11.1. Den gennemsnitlige næringstilførsel til fjordsystemet i perioden 1998-2003. [Naturstyrelsen, 2016a]

11.1 Fosfor- og kvælstofbegrænsning

Antallet af dage med potentiel næringsstofbegrænsning for planteplanktonproduktionen for seks fjerde inkl. Roskilde Fjord ses på figur 11.1 opdelt ift. kvælstof og fosfor.

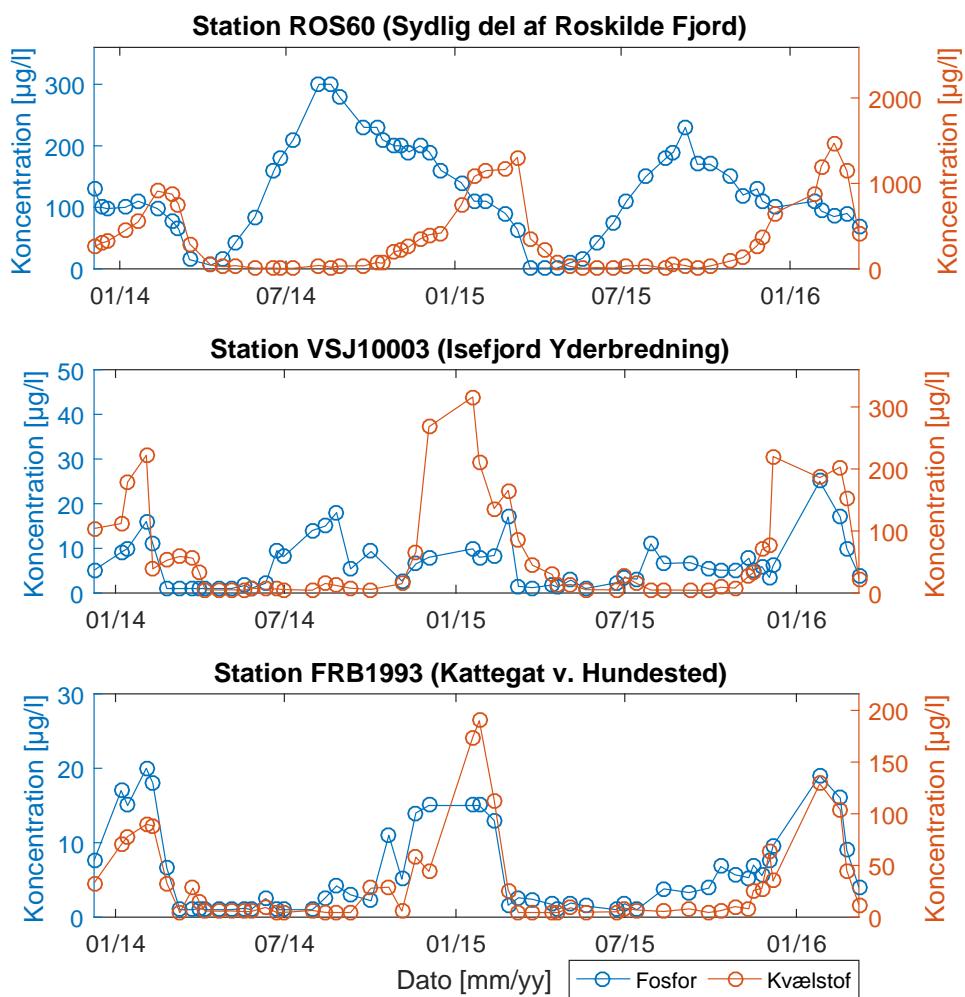


Figur 11.1. Dage med kvælstof- og fosfor-begrænsning [Henriksen et al., 2003, s. 20, red.]

Det ses, at hovedsageligt kvælstof i perioden 1989-1999 har været det begrænsende næringsstof for planteplanktonproduktionen i fjorden. For at vurdere, hvorvidt kvælstof stadigt er begrænsende, undersøges næringsstofkoncentrationernes variation med nyeste tilgængelige målinger for vandkemi.

11.2 Årsvariation af uorganisk kvælstof og fosfor

Henover året varierer koncentrationen af uorganisk fosfor og kvælstof i fjordsystemet. På figur 11.2 ses koncentrationen af uorganisk fosfor og kvælstof i hhv. Roskilde Fjord, Isefjord samt Kattegat v. Hundested. Stationernes placering fremgår af figur 9.2.



Figur 11.2. Uorganisk fosfor og kvælstof koncentrationer 1 m fra vandoverfladen, for stationerne angivet på figur T.1. Y-akserne er angivet iht. Redfield-forholdet på 7,2:1 iht. stofkoncentrationer. [Naturstyrelsen, 2016c]

Koncentrationerne både for fosfor og kvælstof er højere i Roskilde Fjord end i Isefjord. Volumen af Isefjord er større end Roskilde Fjord, og afstrømningen fra vandløb, og derved

næringsstoffer, er størst til Roskilde Fjord, jf. kapitel 6. Dette ses som forklaringen til forskellen i koncentrationer.

For station ROS60 i Roskilde Fjord er koncentrationen af fosfor størst i juli-september og mindst omkring april. Kvælstofkoncentrationen er størst i januar-marts og mindst fra maj-november.

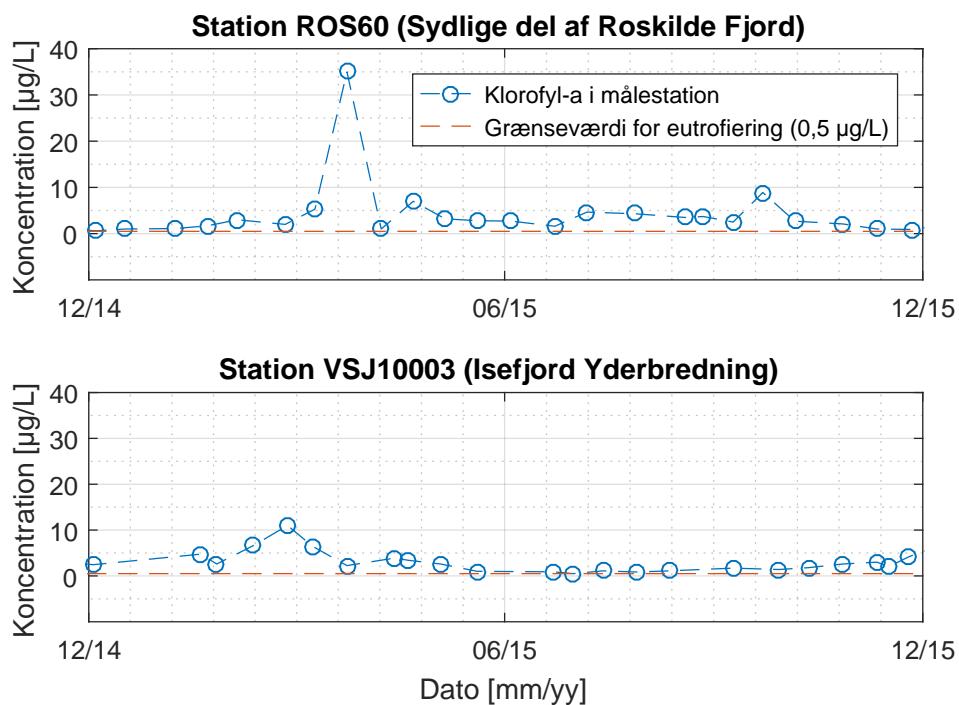
For station VSJ10003 i Isefjord er variationen ikke lige så tydelig, men fosforkoncentrationen er dog højest i efteråret og mindst i foråret, hvor kvælstofkoncentrationen er størst januar-april og mindst i juni-oktober.

Station FRB1993 er placeret lige udenfor fjordsystemet, hvor det ses, at næringsstofferne fortyndes i Kattegat.

Det ses, at fjorden er generelt kvælstofbegrænset i alle tre stationer, idet koncentrationen af det uorganiske kvælstof omtrent er i nul henover sommerperioden.

11.2.1 Eutrofiering af fjordsystemet

Klorofyl-a anvendes som en indikator for eutrofiering. Figur 11.3 viser klorofyl-a-koncentrationen i Roskilde Fjord og Isefjord iht. en koncentration på $0,5 \mu\text{g}/\text{L}$, der vurderes til at være grænsen for eutrofiering ifølge R. B. Clark [2011].



Figur 11.3. Klorofyl-a-koncentrationen i fjordsystemet samt grænseværdien for eutrofiering. [Naturstyrelsen, 2016c]

Det ses, at fjordsystemet er eutrofieret. Det vurderes derfor, at algebiomassen i fjordsystemet er høj. Dette kan medføre en lav sigtedybde, hvilket kan begrænse væksten af bentisk vegetation og kan forhindre det i de dybe dele af fjordsystemet.

Modellering af salinitet

12

For at modellere saliniteten ift. vanddybden i fjordsystemet modificeres den hydrodynamiske model fra oversvømmelsesanalysen. Dette gøres ved at benytte MIKE 3, hvor det er muligt at inddæle vandprofilet i flere lag, så saltprofilet kan modelleres.

12.1 Modelopbygning

I dette afsnit beskrives beregningsnettet, randbetingelser og indgangsparametre for modellering af salinitet. Ved at simulere en periode på et år, vurderes det, at forskellen ved indsættelse af en højvandsbarriere kan beskrives. Det vælges at simulere perioden fra 1. december 2014 til 1. december 2015, da der både foreligger data for randbetingelser og indgangsparametre i denne periode. Modellen fremgår af [Bilags-CD, Salinitet_3.0P].

12.1.1 Beregningsnet

Der anvendes det samme beregningsnet, som er benyttet i oversvømmelsesmodellen, jf. afsnit 7.1.

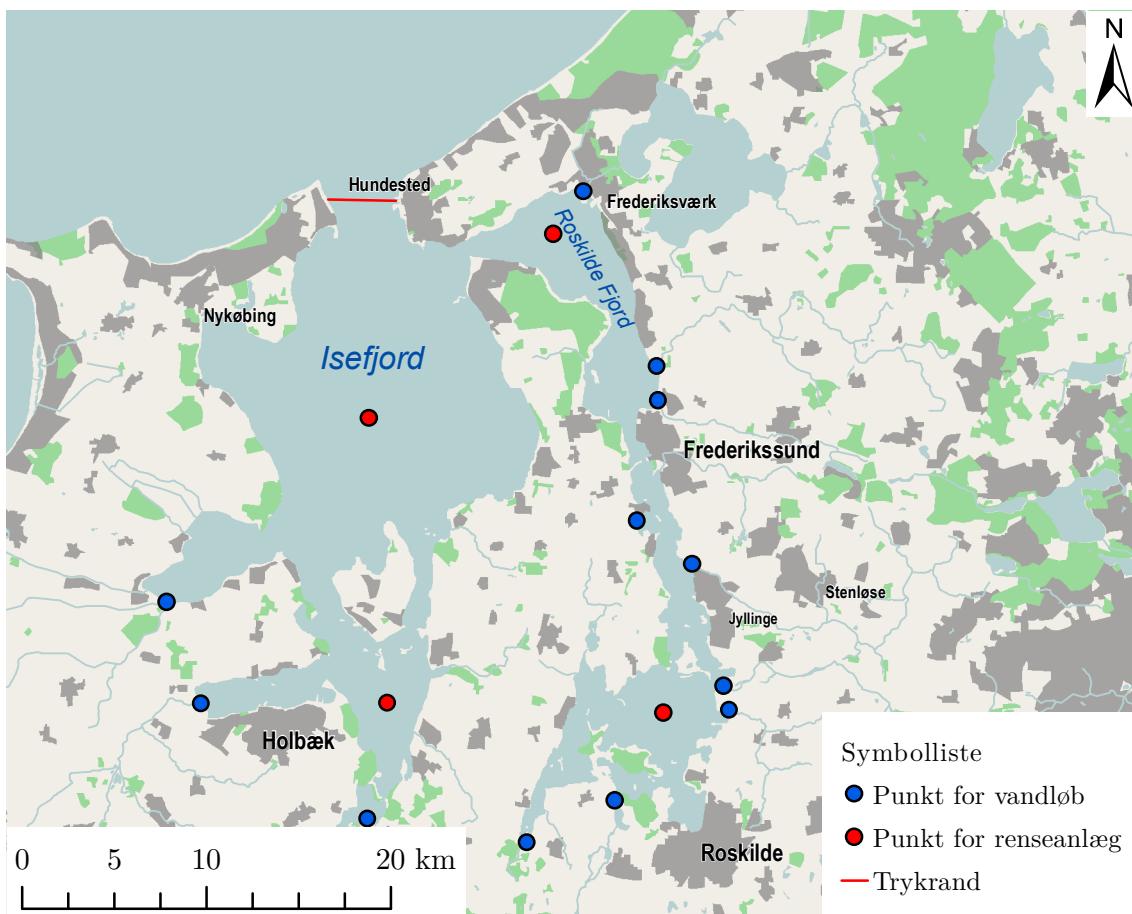
Da saliniteten modelleres i tre dimensioner, indsættes en vertikal diskretisering af bathymetriken for at kunne beskrive evt. lagdelinger grundet variationer i salinitetsprofilet, som kan forekomme ved indsættelse af en højvandsbarriere. I modellen indsættes fem vertikale lag:

- Øverste, første lag udgør 10 % af den samlede dybde i beregningscellen.
- Anden og tredje lag udgør hver 30 % af den samlede dybde i beregningscellen.
- Fjerde og femte lag udgør hver 15 % af den samlede dybde i beregningscellen.

Der vælges at anvende et forholdsvis tyndt første lag, da tilstrømning fra vandløb implementeres i dette lag. Hvis laget er tyndt, fordeles ferskvandet hurtigt i vandsøjen. Anden og tredje lag har den største tykkelse. Dette vurderes at kunne beskrive forholdene tilstrækkeligt, da der ikke forekommer lagdeling i fjordsystemet, jf. kapitel 10, og er transportlag ned til bunden. Tykkelsen af fjerde og femte lag er valgt for at kunne beskrive strømningsforholdene ved bunden tilstrækkeligt, da dette kan påvirke bundplanterne, som i dette projekt anvendes til at beskrive påvirkningen af vandmiljøet i fjordsystemet.

12.1.2 Randbetingelser

Figur 12.1 viser trykrandbetingelsen og punkter for ferskvandstilførslen, hvor vandføring fra vandløb og renseanlæg tilføres.



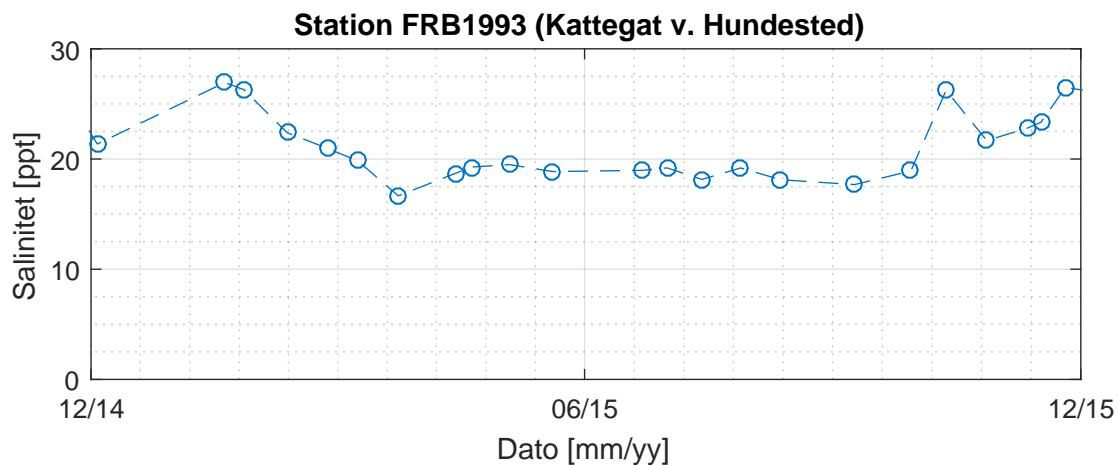
Figur 12.1. Placering af trykrandbetingelsen samt vandløb og renseanlæg.

Trykrandbetingelse og vind

Trykrandbetingelsen er ligesom i oversvømmelsesmodellen placeret mellem Hundested Havn og Rørvig, jf. figur 12.1. Tidsserien for vandstanden i Hundested Havn og vinden fra Jægerspris anvendes som randbetingelse. Både vandstandsmålingerne og vindserien er de samme som er anvendt i oversvømmelsesmodellen, jf. afsnit 7.1.

Salinitet ved trykrandbetingelsen

Som randbetingelse for saniliteten ved trykrandbetingelsen anvendes salinitetsmålinger udført for station FRB1993, jf. figur T.1. Målingerne er udført i perioden 2006 - 2016 for hver 20 cm til den fulde dybde på ca. 10 m. Det vurderes, at der ikke er nogen betydelig forskel i saliniteten ned i dybden, jf. kapitel 10. Derfor anvendes et gennemsnit af saliniteten over hele dybden, som varierer over året. Tidsserien ses på figur 12.2. Saliniteten indsættes i PSU i salinitetsmodellen, udregnet ud fra målingerne i PPT med en omregningsfaktor på 1.



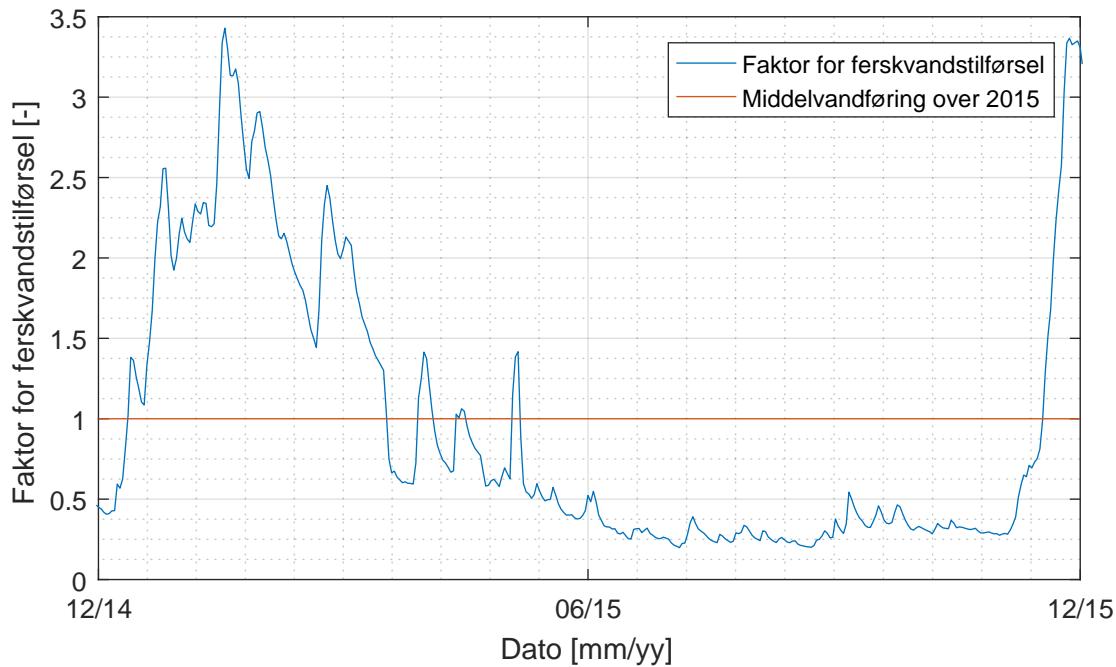
Figur 12.2. Tidsserie for den gennemsnitlige salinitet over dybden. [Naturstyrelsen, 2016c]

Placeringen af randbetingelsen er ens med oversvømmelsesmodelleringen. Dog er målestationerne til salinitet og vandstanden er ikke placeret samme sted. Målestasjonen for saliniteten er placeret nord for Hundested. Det er således muligt, at saliniteten ikke modelleres korrekt ved den valgte placering af randbetingelsen. Hvis randbetingelsen var placeret længere fra fjordsystemet, ville alt salt- og stoffer fra randbetingelsen ikke transportereres ind i fjordsystemet. Betydningen af dette undersøges ikke.

12.1.3 Bidrag fra vndløb, rensningsanlæg og nedbør

Vndløb, hvor der foreligger målinger for døgnvandføringen, jf. bilag H, indsættes som punktkilder i salinitetsmodellen, jf. figur 12.1. Døgnvandføringen for de enkelte dage indsættes, da det vurderes, at variationen i ferskvandstilførslen fra vndløb til fjorden vil have en effekt på fjordens variationer i saltindhold over året. Døgnvandføringen er kendt for vndløbene i bilag H.

For at opnå den samlede ferskvandstilførsel fra vndløb, der er opgivet i vandplanerne jf. afsnit 6.2 side 25, tilføres den resterende vandføring diffust som nedbør. For at medtage variationer over året er der beregnet en faktor, som beskriver den daglige variation ift. middelvandføringen. Faktoren er fundet på baggrund af variationerne i vndløbene, hvor der er målt døgnvandføringer. En tidsserie for år 2015 for faktoren ses på figur 12.3. Ferskvandstilførslen for vndløbene uden målt vandføring er derfor produktet mellem middelvandføringen og faktoren.



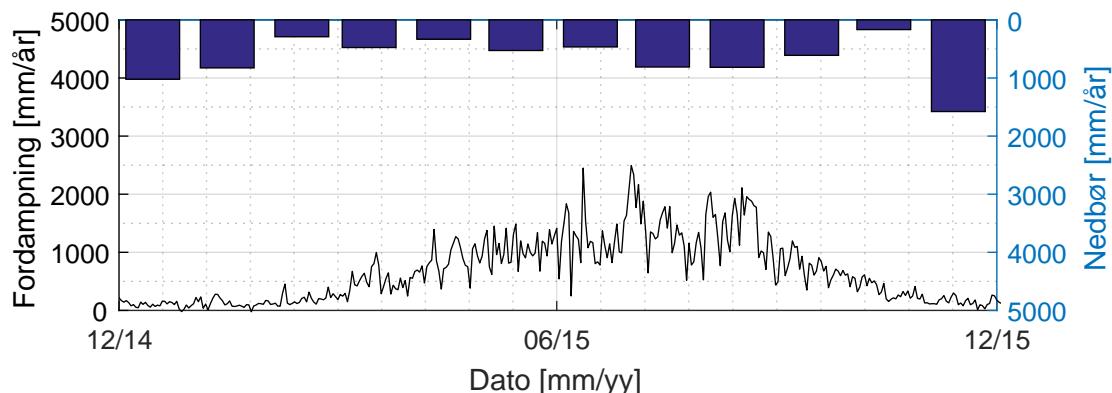
Figur 12.3. Gennemsnitlig variation i vandføringen fra vandløb i året 2015.

Ferskvand tilført fra rensningsanlæg er tilføjet som punktkilder ved fjordbunden midt i hver fjorddel, jf. figur 12.1. Bidraget tilføres med en konstant vandføring, som svarer til de årlige tilførsler vist i tabel S.1.

Til nedbøren anvendes en midling af de tre regnserier fra regnmålere placeret i Roskilde, Frederikssund og Holbæk, jf. figur S.1. Denne midlede regnserie antages at være tilstrækkelig til at beskrive nedbør i fjordsystemet. Tilstrømning fra befæstede arealer tilføjes ikke, da det vurderes ubetydeligt, jf. afsnit S.

Fordampning af overfladevand

Fordampningen af overfladevand i fjorden implementeres igennem en tidsserie. Der foreligger ingen data for fordampningen i fjordsystemet, hvorfor det beregnes vha. Penman-Monteith evaporation. Metoden, der anvendes, er beskrevet i Zotarelli et al. [2015]. Som indgangsparametre benyttes tidsserier for vindhastighed, lufttemperaturer, relativ luftfugtighed og solindstråling fra vejrstasjonen i Jægerspris, jf. afsnit 7.1.2. Beregningerne kan ses på [Bilags-CD, Penmann]. Fordampningen og nedbøren er vist på figur 12.4.



Figur 12.4. Tidsserie for den beregnede fordampning for fjordsystemet, samt nedbør.

Fordampningen er i perioder større end nedbøren, hvilket kan resultere i en højere salinitet i fjordsystemet i disse perioder. Den samlede fordampning for simuleringsperioden på et år er 673 mm. Sammenlignes dette med undersøgelser for den potentielle fordampning i Nordjylland, som er 617 mm/år i 2005 [Nordjyllands Amt, 2006], virker den beregnede fordampning sandsynlig. Den samlede nedbør for simuleringsperioden er 660 mm, hvilket er 13 mm mindre end fordampningen.

12.1.4 Indgangsparametre

Bundruhed

I MIKE 3 anvendes der, i modsætning til MIKE 21, ækvivalent sandruhed til at beskrive bundruheden. Der anvendes en værdi på 0,0489 m, hvilket svarer til et Manningtal på $42 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, som blev bestemt under kalibreringen af oversvømmelsesmodellen, jf. afsnit 7.2.

Luft/vand-frikitionskoefficient

Der anvendes det samme interval for friktionskoefficienten som i oversvømmelsesmodellen. Værdierne, som anvendes, er vist i tabel 7.1.

Horisontal og vertikal hvirvel-viskositet

Ligesom i oversvømmelsesmodellen anvendes Smagorinskys formulering for horisontal hvirvel-viskositet med en standard-værdi på 0,28 for Smagorinsky-koefficienten, jf. afsnit 7.1.

Den vertikale hvirvel-viskositet bestemmes ud fra en log law-formulering, hvor hvirvelviskositeten afhænger af den lokale dybde samt overflade- og bundspændinger. Dette medfører en parabolsk fordeling af hvirvel-viskositeten over dybden. [DHI, 2016b]

Densitet

Densiteten af vandet modelleres som en funktion af salinitet.

Referencetemperatur til at beregne densiteten sættes til 10 °C, da dette er standard i MIKE. [DHI, 2016b]

Det vurderes, at saliniteten i modellen er stabil efter simulering af en periode på et år.

En simulering med en begyndelsesbetingelse for salinitet på 19 ‰ over simuleringsperioden definerer begyndelsesbetingelse for modelleringen af salinitet. Det antages derfor, at saliniteten 1. december 2014 er lig med 1. december 2015.

Horisontal og vertikal dispersion

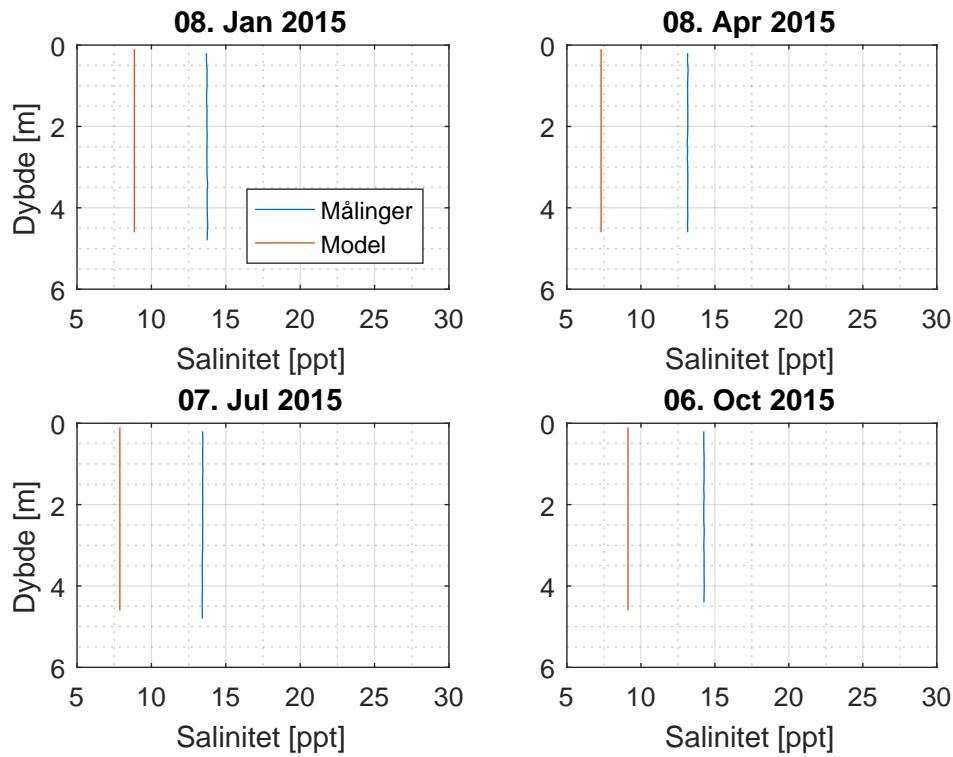
For at modellere spredningen af salt i fjordsystemet skal dispersion inkluderes. Da Smagorinskys formulering benyttes til at beskrive hvirvel-viskositeten, anbefaler DHI [2016b] at benytte en dispersionskoefficient beregnet på baggrund af hvirvel-viskositeten og en skaleringsfaktor. Dette anvendes for både den horisontale og vertikale dispersion. Der anvendes standardværdier fra MIKE 3 med en skaleringsfaktor på 1 for både horisontale og vertikale hvirvler.

Dispersionskoefficienterne er ofte grundlag for kalibrering i modelleringer af salinitet. [DHI, 2016b]

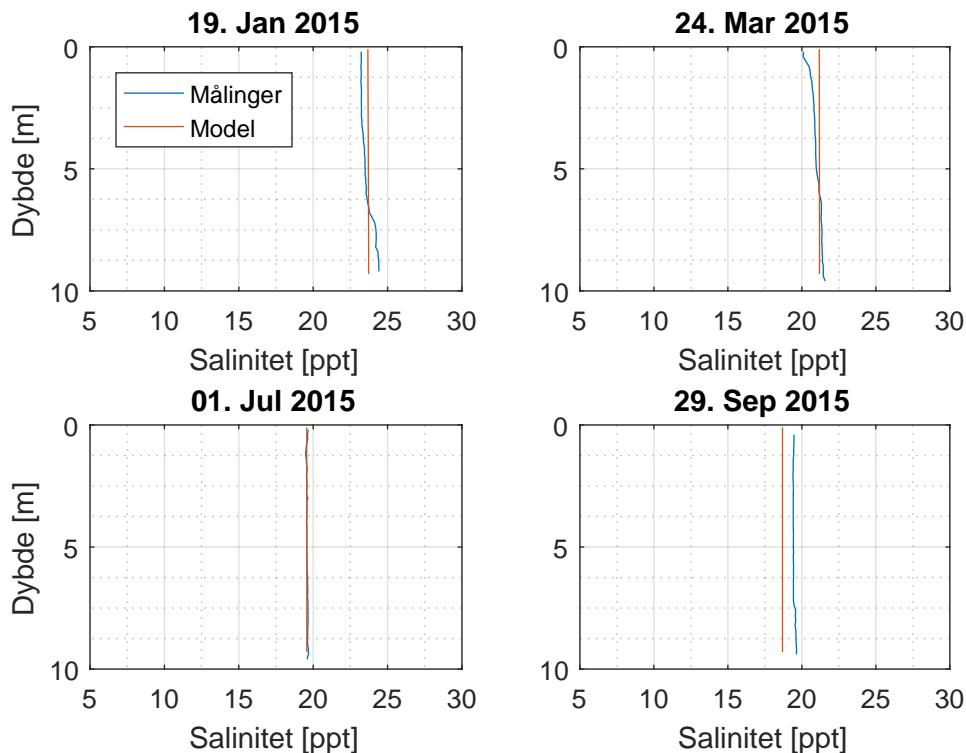
12.2 Sammenligning med målinger

Anvendes skaleringsfaktorer på 1 for både horisontal dispersion og vertikal dispersion, opnår modellen for salinitet ikke resultater for saltholdighed, der afspejler målinger for samme periode. En kalibrering af den horisontale dispersion er forsøgt i bilag R, men resultatet forbedres ikke ift. standardværdierne.

Salinitetsprofilerne for målepunkter i Roskilde Fjord og Isefjord ses på hhv. figur 12.5 og 12.6. Saliniteten i den sydlige del af Roskilde Fjord er for lav i modellen ift. målinger, når der sammenlignes med en dag i hver årstid, hvor der er foretaget målinger. Generelt er afvigelsen mellem målinger og model for Isefjord Yderbredning dog betydeligt mindre. Hvilket kan skyldes dennes tætte placering på randbetingelsen. Dog viser modellen ingen variation i saliniteten i Isefjord, som målingerne ellers gør.



Figur 12.5. Sammenligning af modelleret og målt salinitetsprofil for målestasjonen ROS60 i den sydlige del af Roskilde Fjord. [Naturstyrelsen, 2016c]



Figur 12.6. Sammenligning af modelleret og målt salinitetsprofil for målestasjonen VSJ10003 i Isefjord Yderbredning. [Naturstyrelsen, 2016c]

Sammenlignes saliniteten fra modellen med årsmiddelvariationen opgivet i Miljøministeriet [2011] for overfladevandet, jf. tabel 12.1, er afvigelsen på interval grænsen for den nordlige del af Roskilde Fjord og Isefjord Inderbredning. Det bør dog bemærkes, at vandplanens opgivede værdier er middelværdier fra flere år. Det er samtidig usikkert, hvor i fjordene saliniteten er opgivet for.

	Vandplan	Model	Saltholdighed [%]
Roskilde Fjord - Nordlig del	16 – 20	16	
Roskilde Fjord - Sydlig del	11 – 17	7	
Isefjord - Yderbredningen	18 – 21	21	
Isefjord - Inderbredningen	17 – 20	20	

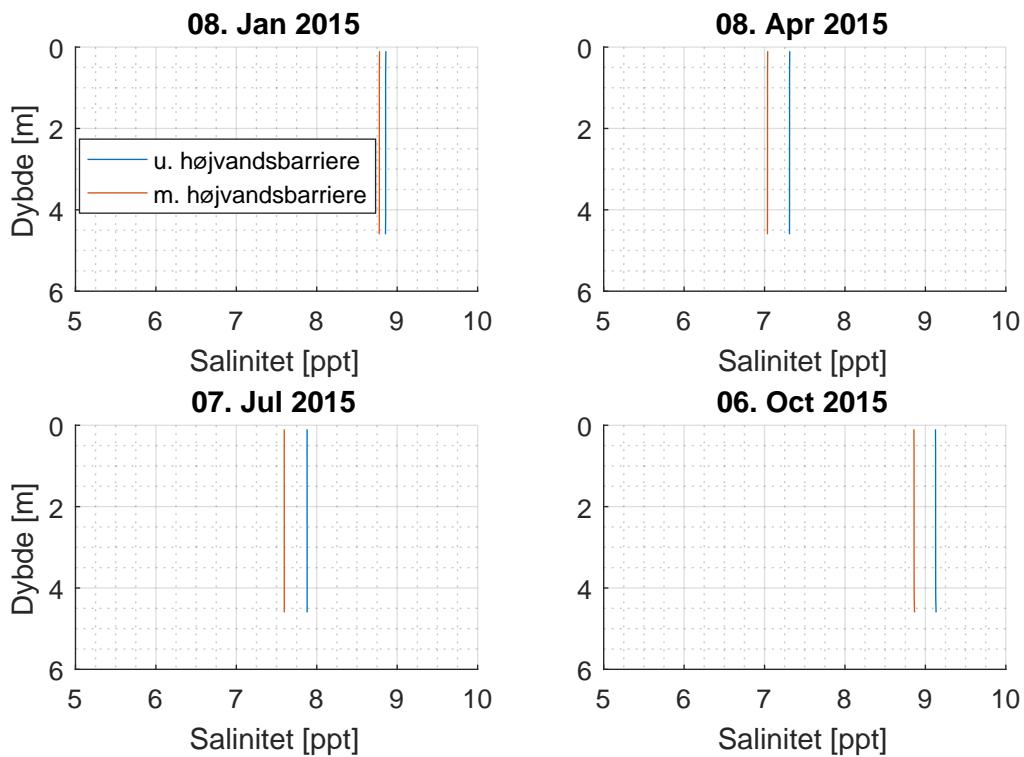
Tabel 12.1. Årsmiddelvariation af overfladesaltholdighed i fjordsystemet sammenlignet med modelresultater. [Miljøministeriet, 2011]

12.3 Sammenligning med og uden højvandsbarriere

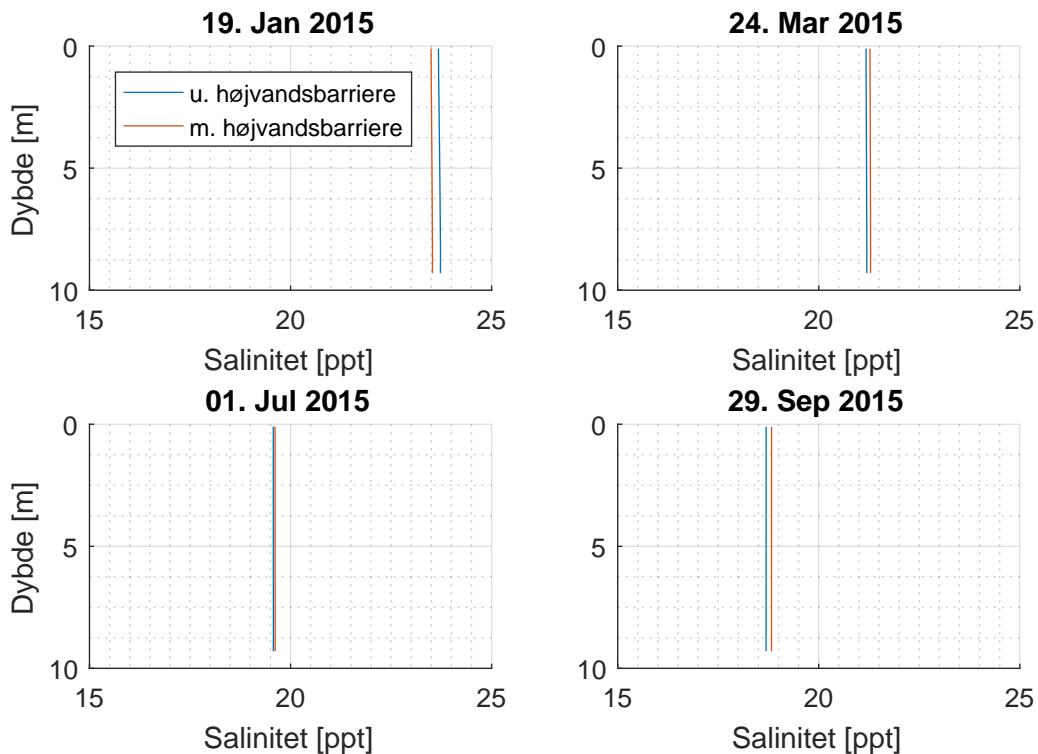
På figur 12.7 og 12.8 fremgår salinitetsprofilen i hhv. Roskilde Fjord og Isefjord henover år 2015 med og uden højvandsbarriere. Det ses, at saliniteten generelt falder i Roskilde Fjord ved indførsel af den valgte højvandsbarriere. Reduktionen i saliniteten er under 0,5 %. Dette er forventeligt, da gennemstrømningsarealet mellem Isefjord og Kattegat er mindsket, hvilket reducerer vandudvekslingen for fjordsystemet. I Isefjord er det svære at konstatere end reel effekt af højvandsbarrieren.

Samtidig ses det, at der ikke forekommer stratificering ved indførsel af den valgte højvandsbarriere. Dette er dog usikkert, idet modellen ikke er i stand til at modellere stratificering, når modellen uden indførsel af sluse sammenlignes med målinger.

Der vurderes ikke at være nogen betydelig ændring ved indsættelse af højvandsbarrieren, hvorved ændringerne også forventes minimale for vandmiljøet.



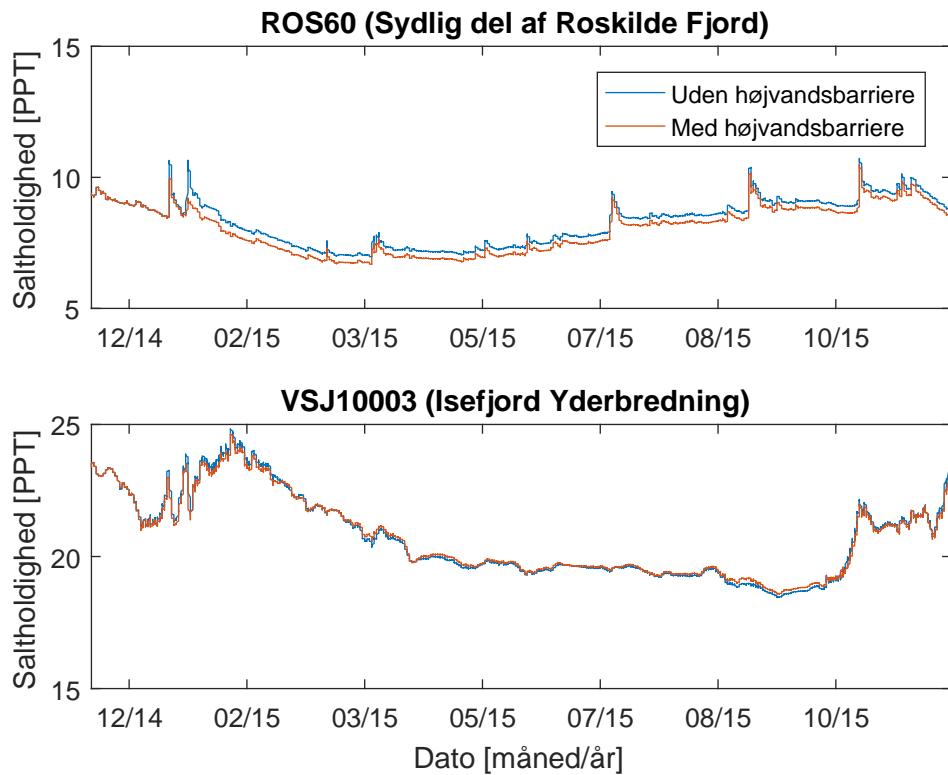
Figur 12.7. Salinitetsprofilet i Roskilde Fjord med og uden sluse.



Figur 12.8. Salinitetsprofilet i Isefjord med og uden sluse.

For Roskilde Fjord ses tendensen med lavere salinitet ved brug af højvandsbarrieren at

være gældende over hele året, på trods af variation i saliniteten, jf. figur 12.9. I Isefjord er forskellen mindre tydelig, som det også fremgik af salinitetprofilerne.



Figur 12.9. Salinitet midt i vandsøjlen med og uden højvandsbarriere.

12.4 Diskussion

I dette afsnit diskuteses usikkerhederne og afvigelserne ved modelleringen af saliniteten i fjordsystemet.

12.4.1 Horisontal transport af salt

Den generelt lave salinitet i den sydlige del af Roskilde Fjord iht. målinger vurderes at skyldes én af følgende tre årsager:

- For høj ferskvandstilførsel til Roskilde Fjord.
- For lav vandudveksling mellem Roskilde Fjord og Isefjord eller mellem den nordlige og sydlige del af Roskilde Fjord.
- For lav horisontal dispersion iht. transport af salt.

Der er usikkerhed omkring ferskvandstilførslen til fjordsystemet, jf. bilag J side B29. Der er dog valgt den litteraturværdi, som medfører den laveste ferskvandstilførsel til fjordsystemet, hvilket såfremt der er valgt forkert, burde medføre en høj salinitet i den sydlige del af Roskilde Fjord. Derfor vurderes dette ikke at være årsagen.

Den akkumulerede vandføring Roskilde Fjord til Isefjord i modellerede periode er beregnet til 160 mio m³ over dataperioden på ét år. Ferskvandstilførslen for Roskilde Fjord bør være 212 mio m³ eksklusiv nedbør og fordampning, jf. afsnit 6.2 side 25.

Nedbøren over dataperioden, der er indsat i modellen, er ca. 660 mm, hvilket giver en vandvolumen på ca. 83 mio m³ for Roskilde Fjord. Samtidig er fordampningen ca. 673 mm, hvilket giver et vandvolumen på ca. –83 mio m³. Den samlede tilførte vandvolumen over simuleringsperioden bør derfor være ca. 212 mio m³. Derfor er ferskvandstilførslen i modellen umiddelbart 52 mio m³ for lav, hvilket bør medføre en høj salinitet i fjorden. Derfor vurderes en for høj ferskvandstilførsel til Roskilde Fjord ikke at være årsagen.

Vandudvekslingen mellem Isefjord og Roskilde Fjord er svær at analysere. Der er anvendt en lav bundruhed, jf. afsnit 12.1.4, hvilket vurderes at øge udvekslingen mellem de to fjorde. Samtidig er det i validering af oversvømmelsesmodellen i afsnit 7.2.1 side 35 vurderet, at vindens effekt på vandstrømning overestimeres under storme, hvilket også bør øge vandudvekslingen og dermed medføre en høj salinitet i fjorden.

I analysen af beregningsnettet er det bestemt at vandføringen ikke ændres meget ift. oplosningen, jf. bilag L side B36, hvorved vandudvekslingen ikke vurderes som årsagen til den lave salinitet i den sydlige del af Roskilde Fjord.

Det vurderes derfor, at en lav horisontal dispersion kan være årsagen til afvigelsen mellem model og målinger iht. salinitet i Roskilde Fjord. Der kalibreres på den horisontale dispersion i bilag R. Her vurderes det dog, at den horisontale dispersion er ubetydelig for saltholdigheden. Derfor anvendes derfor fortsat standardværdi på 1 for skaleringsfaktoren af den horisontal hvirvel-viskositet.

12.4.2 Vertikal transport af salt

Den manglende variation af salinitet i vandsøjlen i Isefjord vurderes at skyldes en stor vertikal dispersion, som skaber opblanding. Dette kan både skyldes en høj vertikal dispersionskoefficient eller numerisk dispersion i modellen. Grundet tidsbegrænsning er det ikke undersøgt, hvorvidt en dispersionskoefficient på 0 er tilstrækkeligt til at skabe variationer i saltprofilet i fjordsystemet.

Der er forsøgt at ændre den vertikale diskretisering til 10 lag, men dette resulterede i samme salinitetsprofil. Derfor vurderes det, at yderligere vertikal diskretisering ikke afhjælper den manglende stratificering i modellen.

Den vertikale dispersion kan sandsynligvis også have effekt på den horisontale transport af salt i fjordsystemet, da det kan skabe ændringer i hastighedsprofilet. Dette er dog ikke undersøgt nærmere.

12.4.3 Problemer for modellering af vandmiljøet

Modellen er ikke i stand til at modellere saliniteten i den sydlige del af Roskilde Fjord samt variation af salinitet i vandsøjlen. Derudover er vandudvekslingen mellem fjordene

sandsynligvis for lav. Dette kan have følgende påvirkning på vandmiljømodellen:

- Lav salinitet betyder:
 - Økosystemet modelleres under forkerte forhold.
 - Densitetsdrevede strømninger beskrives forkert.
- Ingen variationer i salinitetsprofilet betyder:
 - Forkert stofudveksling mellem lag.
- Mulig for lav vandudveksling mellem fjordene betyder:
 - Opholdstiden i Roskilde Fjord er for høj.
 - Stofudveksling mellem fjorddelene er for lav.

På grund af ovenstående mangler vurderes det usandsynligt, at modellen er i stand til at beskrive vandmiljøet i den sydlige del af Roskilde Fjord. Denne del udgør dog kun ca. 1/8-del af hele fjordsystemet iht. overfladeareal. Afvigelsen i salinitet for de andre fjorddele vurderes tilstrækkelig lav til at tillade korrekt modellering af vandmiljøet.

Da modellen dog ikke er i stand til at beskrive variationer i saltprofilet. Variationerne i saltprofilet i fjordsystemet vurderes dog at være under 0,5 % og kun i begrænsede perioder.

Variationerne kan dog forøges som følge af implementering af den valgte højvandsbarriere, hvis effekt på vandmiljøet derfor ikke kan undersøges.

På trods af modellen problemer med beskrivelse af saliniteten, undersøges vandmiljøet i det følgende kapitel, for at vurdere om der er en forskel ved indsættelse af en højvandsbarriere.

Modellering af vandmiljø 13

I dette kapitel beskrives hvordan vandmiljøet modelleres. Der vælges at benytte Ecolab i MIKE 21. Dette skyldes, at beregningerne bliver ustabile, hvis de foretages i tre dimensioner. Grundet tidsmangel er der ikke fundet en løsning på dette, hvorfor modellering i to dimensioner benyttes. Modellen anvendt til simulering af vandmiljøet findes på [Bilags-CD, Vandkvalitet].

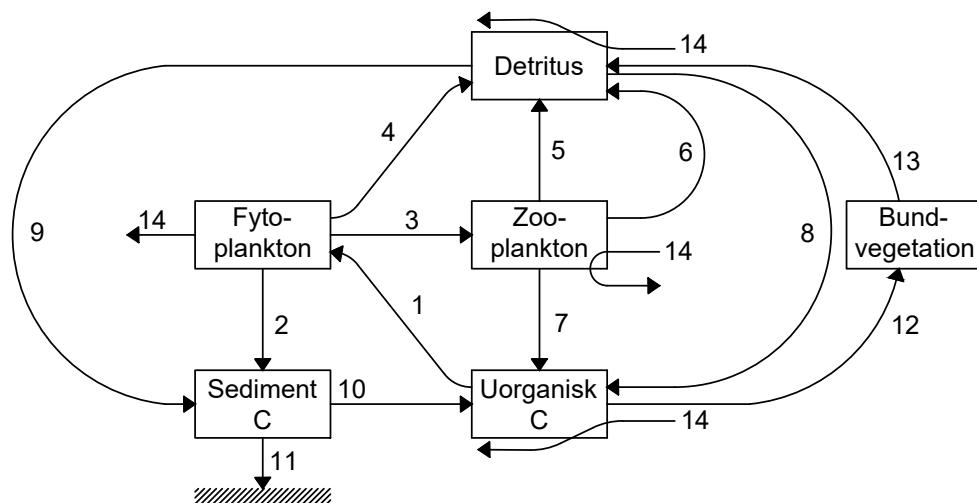
Det er valgt at bruge den mest simple model for eutrofiering i MIKE, hvor der beregnes 12 komponenter, som alle er en del af stofbalanceen for hhv. kulstof, kvælstof og fosfor. Modellen er særlig anvendelig til modellering af forskellige scenarier for konstruktioner i hav- og fjordområder, hvilket gør den særlig ideel i nærværende rapport til modellering af konsekvenserne ved ændrede strømningsmønstre ved indsættelse af en højvandsbarriere [DHI, 2015].

Salinitetsmodellen fra kapitel 12 simuleres i to dimensioner og vandmiljømodellen bygger således videre på denne. Dette betyder, at der bliver anvendt den samme hydrodynamiske opsætning som i modelleringen af salinitet, og denne vil derfor ikke blive gennemgået.

13.1 Modelopbygning

Opbygningen af Ecolab-modellen er vist på figur 13.1. Dokumentation for modellen er beskrevet i DHI [2015].

Algerne, der indgår i modellen, er opgjort i to typer: fytoplankton og zooplankton. Fytoplankton er enkeltcellede mikroorganismer, som udnytter sollys til energi og næringsstoffer til vækst. De større flercellede mikroorganismer zooplankton græsser på fytoplankton for at udnytte næringen heri. Når fytoplankton og zooplankton dør eller bundvegetationen løsrives fra bunden ender disse i detritus puljen for organisk materiale. Herfra mineraliseres det organiske materiale til uorganisk materiale i vandfasen eller sedimenterer. I sedimentet mineraliseres også organisk materiale til uorganisk materiale i vandfasen. Det uorganiske materiale kan benyttes til produktionen af fytoplankton og bundvegetation. Derudover producerer planterneilt ved fotosyntese og bruger det ved respiration. [Den Store Danske, 2015]



- | | |
|--------------------------------|---|
| 1. Produktion, fytoplankton | 8. Mineralisering af suspenderet detritus |
| 2. Sedimentation, fytoplankton | 9. Sedimentation af detritus |
| 3. Græsning | 10. Mineralisering af sedimenteret detritus |
| 4. Uddøen, fytoplankton | 11. Akkumulering i sediment |
| 5. Udkillelse, zooplankton | 12. Produktion, bundvegetation |
| 6. Uddøen, zooplankton | 13. Uddøen, bundvegetation |
| 7. Respiration, zooplankton | 14. Udveksling med omkringliggende vand |

Figur 13.1. Diagram for kulstof, kvælstof og fosfor stofbalancebenyttet i den basale Ecolab model 1 for eutrofiering. [DHI, 2015, red.]

I alt modelleres 12 variable i fjordsystemet vha. 12 differentialligninger over massebalancer, jf. bilag U. Variablene fremgår nedenfor:

- Fytoplankton - Carbon (C), Nitrogen (N), Fosfor (P).
- Klorofyl-a.
- Zooplankton - Carbon.
- Detritus - Carbon, Nitrogen, Fosfor.
- Uorganisk - Nitrogen, Fosfor.
- Opløst oxygen.
- Bentisk vegetation - Carbon.

Bundvegetationen er placeret stationært ved bunden og kan således kun vokse eller reduceres, men ikke spredes. Fytoplankton, zooplankton, detritus og uorganiske forbindelser er lokaliseret i vandfasen, hvor disse puljer spredes til omgivende beregningspunkter vha. dispersion og advektion i vandet. [DHI, 2015]

13.1.1 Randbettingelse

Hundredested

Som randbettingelse ved Hundested anvendes tidsserier for stofkoncentrationer i målestasjon FRB1993, jf. figur 9.2.

Tabel 13.1 viser parametrene, samt måden de er fastsat, og om der anvendes en konstant værdi eller en værdi, som varierer i tid.

Parameter	Enhed	Fastsat	Værdi
Fytoplanton C (PC)	mg/l	$35 \cdot CH$	Varierer i tid
Fytoplanton N (PN)	mg/l	$0.14 \cdot PC$	Varierer i tid
Fytoplanton P (PP)	mg/l	$0.02 \cdot PC$	Varierer i tid
Klorofyl-a (CH)	mg/l	Målinger	Varierer i tid
Zooplankton C (ZC)	mg/l	Anbefalet værdi	0,03
Detritus C (DC)	mg/l	$2 \cdot DN$	Varierer i tid
Detritus N (DN)	mg/l	Total N – PN – IN	Varierer i tid
Detritus P (DP)	mg/l	Total P – PP – IP	Varierer i tid
Uorganisk N (IN)	mg/l	Målinger	Varierer i tid
Uorganisk P (IP)	mg/l	Målinger	Varierer i tid
Opløst oxygen (DO)	mg/l	Målinger	Varierer i tid

Tabel 13.1. Biologiske og kemiske parametre for randbetingelsen ved Hundested. Formlerne er anbefalet i DHI [2015], hvis der ikke findes målinger for det givende parameter.

Randbetingelserne fastsat på baggrund af en formel afhænger af de værdier, hvor målinger er foretaget. Zooplankton fremgår der ikke formler for, så derfor benyttes konstante værdier, som anbefales af DHI [2015].

13.1.2 Bidrag fra vandløb

Vandløbs bidrag til vandmiljøet inkluderes igennem tidsserier for kvælstof-, fosfor- og kulstofbidrag, idet der foreligger data herfor fra målestationerne på figur T.2. Dette forbindes med målinger for døgnvandføringen i de samme målestationer, hvorved stofbelastningen kan udregnes.

Der er kemiske målinger for i alt ni vandløb, jf. figur T.2. For disse vandløb indsættes deres respektive målte stofkoncentrationer.

For de vandløb, hvor der er målt en vandføring, men ikke foreligger biologiske eller kemiske målinger, anvendes en vægtet gennemsnitlig årlig variation ift. de ni vandløb, hvor der er foretaget biologiske og kemiske målinger. Gennemsnittet er vægtet efter vandløbenes vandføring.

Den resterende ferskvandstilførsel fra vandløb, hvor der hverken foreligger data for døgnvandføring eller biologiske og kemiske parametre, indsættes som punktkilder i midten af hhv. Isefjord og Roskilde Fjord, da det ikke er muligt at indsætte diffusive arealstofbelastninger i MIKE 21 Ecolab.

For årsvariationen af den resterende ferskvandstilførsel anvendes et gennemsnit af de vandløb, der foreligger data for vandføring. For de biologiske og kemiske parametre i punktkilderne anvendes det vægtede gennemsnit, der også er anvendt for vandløbene, hvor der ikke foreligger data for dette.

Parametrene, der anvendes for vandløbene, er vist i tabel 13.2. Da der kun er målinger

for total nitrogen, total fosfor, uorganisk nitrogen og uorganisk fosfor, kan alle parametre ikke beregnes. Disse parametre antages at have en værdi på nul, med undtagelse af opløst oxygen, som antages at være fuld iltmættet.

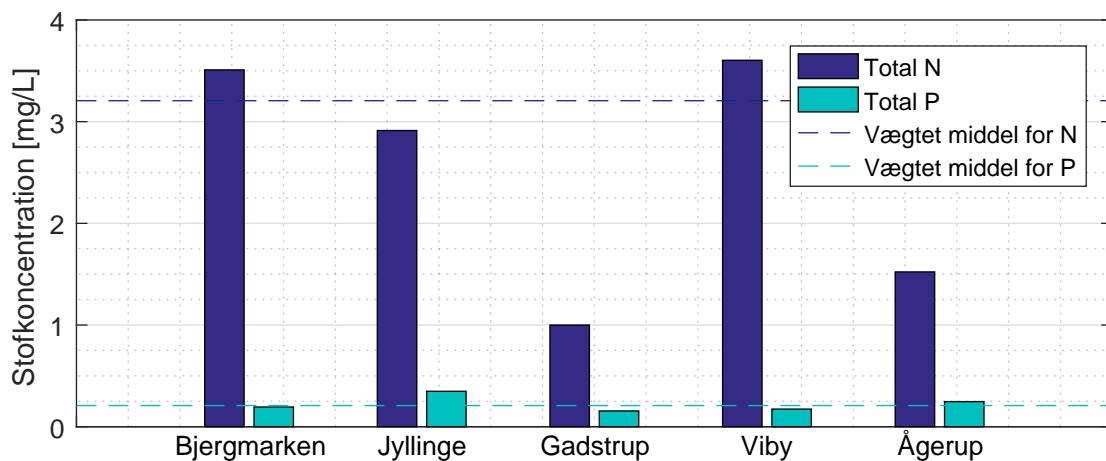
Parameter	Enhed	Fastsat	Værdi
Fytoplanton C (PC)	mg/l	Antaget værdi	0
Fytoplanton N (PN)	mg/l	Antaget værdi	0
Fytoplanton P (PP)	mg/l	Antaget værdi	0
Klorofyl-a (CH)	mg/l	Antaget værdi	0
Zooplankton C (ZC)	mg/l	Anbefalet værdi	0,03
Detritus C (DC)	mg/l	$2 \cdot DN$	Varierer i tid
Detritus N (DN)	mg/l	Total N – PN – IN	Varierer i tid
Detritus P (DP)	mg/l	Total P – PP – IP	Varierer i tid
Uorganisk N (IN)	mg/l	Målinger	Varierer i tid
Uorganisk P (IP)	mg/l	Målinger	Varierer i tid
Opløst oxygen (DO)	mg/l	Antaget værdi	11,3

Tabel 13.2. Biologiske- og kemiskeparametre, som indgår bidrag fra vandløb.

13.1.3 Bidrag fra rensningsanlæg

Der foreligger målinger for kvælstof og fosfor i januar og februar 2016 for fem rensningsanlæg i Roskilde Kommune. Koncentrationerne for anlæggene midlet over begge måneder ses på figur 13.2.

Samtidig er et vægtet gennemsnit beregnet for fosfor og kvælstof, vægtet efter den gennemsnitlige personbelastning til de enkelte rensningsanlæg, antal PE for rensningsanlæggene fremgår af [Bilags-CD, Renseanlaeg]. Heraf er kvælstofkoncentrationen 3,2 mg/L og fosforkoncentrationen 0,21 mg/L.



Figur 13.2. Kvælstof- og fosforkoncentration fra fem rensningsanlæg i Roskilde Kommune [Roskilde Forsyning, 2016]

Alle rensningsanlæg, der udleder direkte til fjordsystemet, indsættes som punktkilder midt i hver fjordbredning. Vandføringen fastlægges til værdierne angivet i tabel S.1 side B56, og stofkoncentrationerne fastlægges til middelkoncentrationerne beregnet ud fra de fem

rensningsanlæg på figur 13.2. I modellen indsættes næringsstofferne som hhv. uorganisk kvælstof og fosfor, på trods af det er totale koncentrationer der er angivet, da fordelingen ikke kendes.

13.1.4 Atmosfærisk deposition

Atmosfærisk deposition inkluderes udelukkende igennem kvælstof- og fosforbelastning. Den atmosfæriske deposition til danske farvande og landområder er undersøgt for år 2013 af Århus Universitet [2015].

Idet der ikke foreligger data for simuleringensperioden i år 2015 for fjordsystemet, fastlægges kvælstof- og fosfordepositionen til at være gennemsnittet for indre danske farvande i år 2013, dvs. hhv. 6,2 kg N/ha og 0,04 kg P/ha. Der tages ikke forbehold for meteorologiske forhold eller geografisk variationers indvirkning på depositionen i modellen. Dette tilføjes som en del af punktkilden for renseanlæggene, så det passer ift. arealet af hver fjorddel, så den korrekte masse pr. år tilføres.

13.1.5 Begyndelsesbetingelse

Der anvendes begyndelsesbetingelser, som varierer i mellem Isefjord og Roskilde Fjord. Der anvendes målinger fra målestationerne ROS60 og VSJ10003, jf. figur T.1. Der anvendes målinger for uorganisk nitrogen, uorganisk fosfor, klorofyl-a og opløst oxygen. Målingerne foretaget nærmest på simuleringens starttidspunkt anvendes. De resterende variabler beregnes på baggrund af målinger og formlerne i tabel 13.2. For bentisk vegetation anvendes en værdi på 4 g/m² og for zooplankton en værdi på 0,03 mg/l, da disse er standardværdier i MIKE og ikke kan beregnes vha. formler.

13.1.6 Indgangsparametre

Proceskonstanter

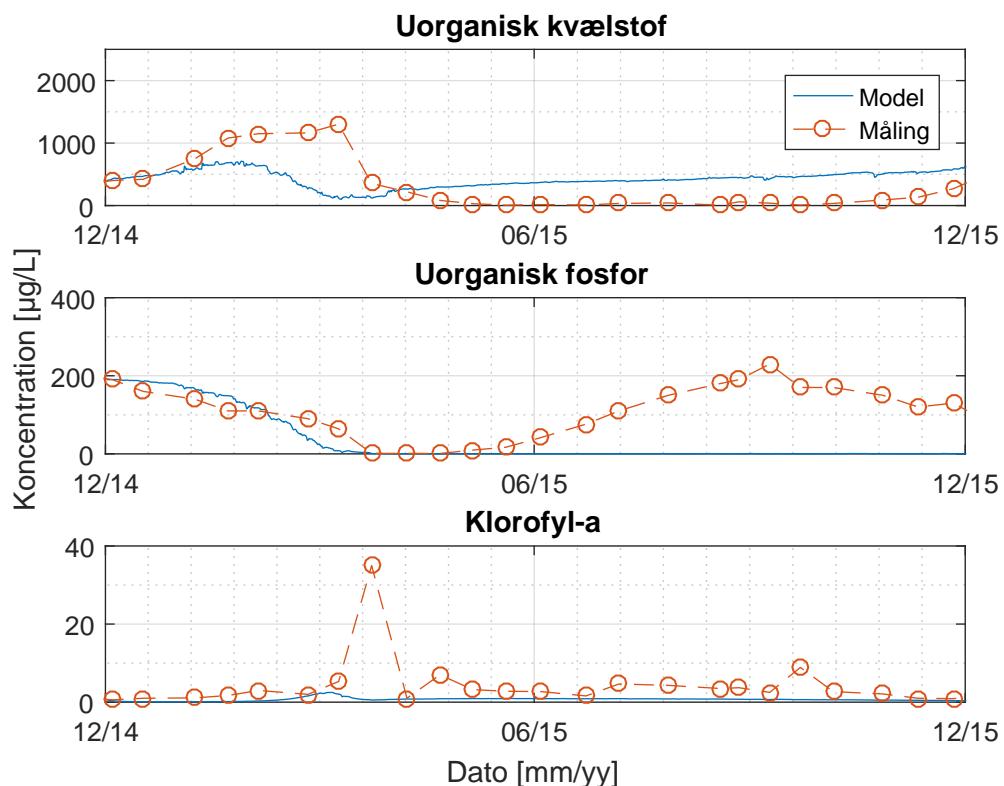
I modellen for vandmiljø indgår 71 konstanter i 61 processer, der benyttes til at modellere kulstof, kvælstof og fosfor stofbalance. Disse proceskonstanter omfatter primært rater for sedimentation, vækst og nedbrydning for de inkluderede biologiske og kemiske parametre. Nogle af konstanterne er undersøgt for Roskilde Fjord af Dahl-Madsen [1972], og disse anvendes i modellen på trods af kildens alder taget i betragtning. For de resterende konstanter benyttes standardværdier i ecolabmodellen. De enkelte konstanter er vist i bilag W. Konstanterne kan anvendes som kalibreringsparametre. Dette undlades dog pga. det store antal af konstanter samt manglende viden omkring de forskellige spænd for konstanterne.

Dispersionskoefficient

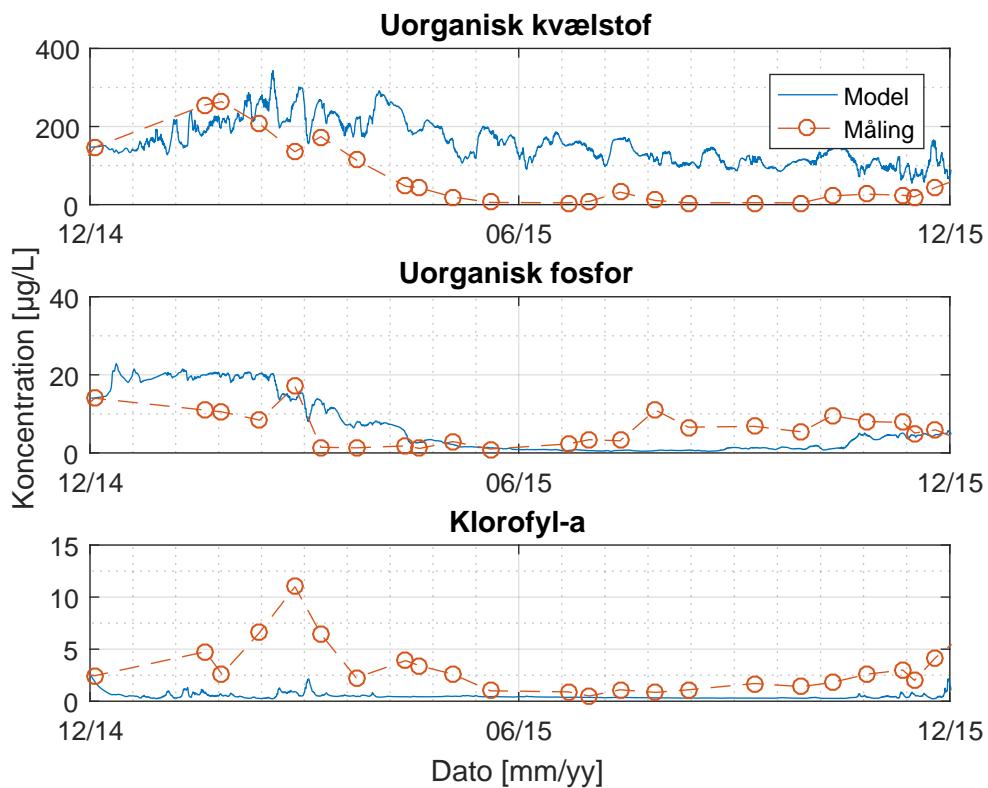
For alle stofvariable benyttes en dispersionskoefficient beregnet på baggrund af en skaleringsfaktor og hvirvel-viskositeten. Der anvendes en skaleringsfaktor på 1, da dette er standardværdien i MIKE, hvilket ikke havde væsentlig indvirkning i modelleringen af salinitet.

13.2 Sammenligning med målinger

Vandmiljøet uden højvandsbarriere modelleres for at vurdere modellens evne til at afspejle de nuværende forhold. Derfor sammenlignes modelresultater for uorganisk kvælstof, fosfor og klorofyl-a med målinger, vist på figur 13.3 og 13.4 for hhv. Roskilde Fjord og Isefjord.



Figur 13.3. Målinger og resultater for uorganisk kvælstof, fosfor og klorofyl-a i Roskilde Fjord.



Figur 13.4. Målinger og resultater ved målestation ROS60 i den sydlige del af Roskilde Fjord.

Modellen afspejler ikke målingerne for nogle af de tre parametre. Det ses, at koncentrationen af fosfor falder til nul i både Isefjord og Roskilde Fjord, hvilket betyder, at fosfor er begrænsende modsat analysen i kapitel 11, hvor kvælstof hovedsageligt var begrænsende. I Roskilde Fjord forbliver fosfor-koncentrationen i nul og stiger ikke omkring sommer.

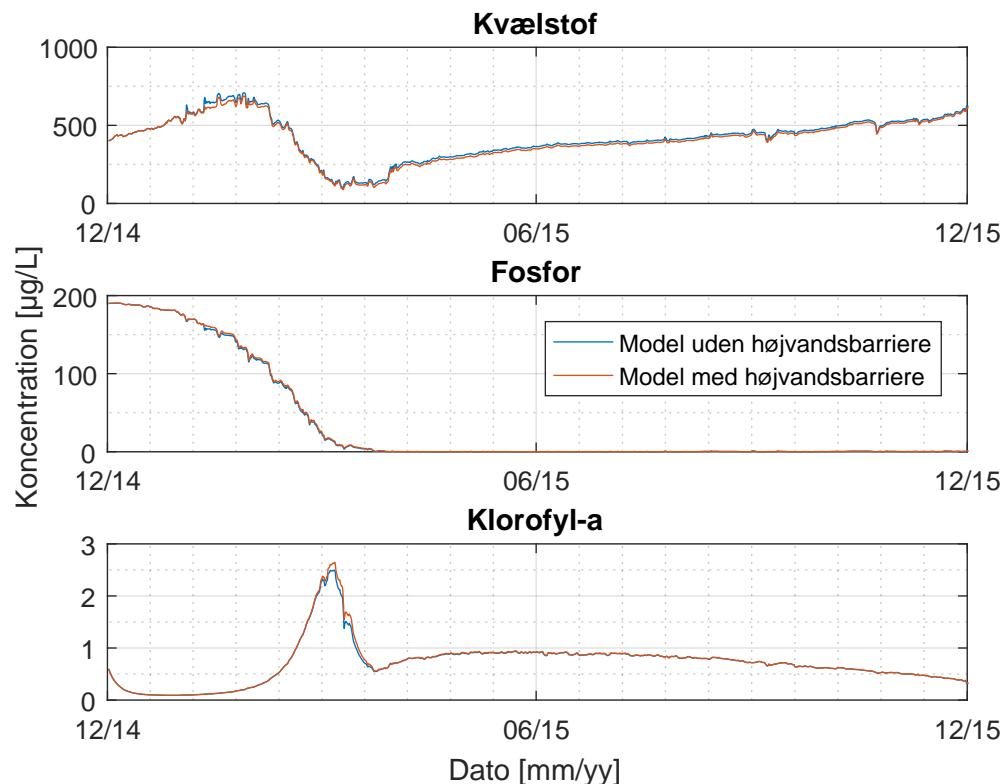
Koncentrationerne i Isefjord fluktuerer mere end i Roskilde Fjord, som afspejler udvekslingen med randbetringelsen.

Klorofyl-a-koncentrationen er generelt for lav i hele fjordsystemet. På trods af forbrug af de uorganiske næringsstoffer stiger koncentrationen af klorofyl-a ikke. Dette kan betyde, at der ikke er direkte sammenhæng mellem forbrug af uorganiske næringsstoffer og produktion af klorofyl-a i fytoplankton og bentiske planter, dog undersøges denne kobling ikke nærmere.

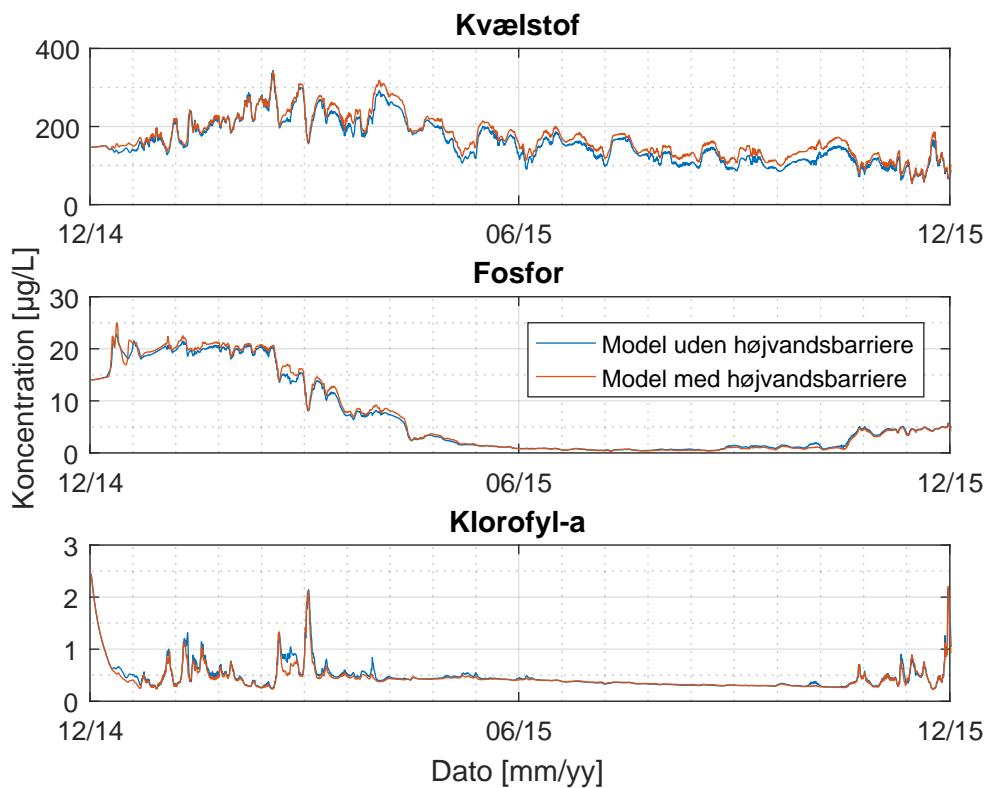
På baggrund af den ringe afspejling af målingerne sluttet det, at modellen ikke kan benyttes til vurdering af vandmiljøet. Den bentiske vegetation bør da heller ikke vurderes med modellen. For at opnå bedre overensstemmelse med målinger kunne modellen kalibreres vha. dispersionskoefficienter for alle stofvariable og de forskellige proceskonstanter. Dette er ikke udført grundet tidsmangel og det store antal af kalibreringsparametre. Dog undersøges forskellen med og uden højvandsbarrieren, for at vurdere højvandsbarrierens effekt.

13.3 Sammenligning med og uden højvandsbarriere

Koncentrationen for uorganisk kvælstof, fosfor og klorofyl-a vises på figur 13.5 og 13.6 for hhv. Roskilde Fjord og Isefjord, for at undersøge ændringen i vandmiljøet ved indsættelse af en højvandsbarriere.



Figur 13.5. Resultater ved målestation ROS60 i den sydlige del af Roskilde Fjord med og uden højvandsbarriere.



Figur 13.6. Resultater ved målestation VSJ10003 i Isefjord Yderbredning med og uden højvandsbarriere.

Der er ikke en betydelig forskel med og uden indsættelse af højvandsbarrieren. I Roskilde Fjord ses der slet ingen eller næsten ingen forskel. I Isefjord er næringsstof-koncentrationen lavere uden højvandsbarrieren. Dette skyldes sandsynligvis, at udvekslingen med Kattegat er større.

Det vurderes, at modellen ikke kan modellere vandmiljøet korrekt, og/eller at højvandsbarriren ikke gør nogen forskel. Derfor er det ikke muligt at afgøre den virkelige effekt på vandmiljøet af højvandsbarrieren i dette projekt.

13.4 Opsummering

Der er modelleret salinitet i tre dimensioner vha. MIKE 3, hvilket resulterede i god overensstemmelse med målinger for Isefjord, men for lav salinitet i den sydlige del af Roskilde Fjord. Endvidere kan modellen ikke beskrive variationer for saltholdighed i vandsøjlen, hvilket resulterte i usikkerheder i validiteten af resultaterne når højvandsbarriren indsættes. Effekten af højvandsbarriren betyder, at saliniteten i Roskilde Fjord reduceres. Denne tendens er dog ikke entydig for Isefjord, hvor saliniteten ikke ændredes væsentligt.

Det er forsøgt at modellere vandmiljø i tre dimensioner, hvor modellen blev ustabil. Derfor er en to dimensionel model anvendt. Resultaterne afspejler ikke den målte årsvariation i uorganisk kvælstof og fosfor samt klorofyl-a, men modellen kalibreres ikke. Ved indsættelse

af højvandsbarrieren ændres næringsstofkoncentrationerne og klorofyl-a-koncentrationen ikke betydeligt, men da vandmiljøet ikke stemmer overens med målingerne i fjordsystemet kan den reelle effekt af højvandsbarrieren ikke afgøres.

Der er modelleret salinitet i tre dimensioner vha. MIKE 3, men det er ikke lykkedes at afspejle målinger fra fjordsystemet i den simulerede periode. Endvidere er vandmiljøet modelleret i tre dimensioner, hvilket resulterede i ustabile resultater. Grundet tidsmangel er både salinitet og vandmiljøet modelleret i to dimensioner med MIKE 21. På baggrund af analysen vurderes modelleringsgrundlaget utilstrækkeligt til at undersøge effekten af højvandsbarrieren på vandmiljøet.

13.5 Diskussion

I dette afsnit diskutes modelleringen af vandmiljø; usikkerhederne og manglerne i denne.

13.5.1 Salinitet

Modellen er vurderet ikke at kunne beskrive saliniteten i fjordsystemet. Dette medfører en række konsekvenser, når vandmiljøet undersøges som beskrevet i afsnit 12.4.3.

Modelleringen af vandmiljøet er foretaget i to dimensioner. Derfor er det ikke muligt at vurdere stratificering og vertikale densitetsdrevede strømninger. Idet modellen er ustabil i tre dimensioner, bør dette problem løses for at tillade tre-dimensionel modellering af vandmiljøet.

13.5.2 Eutrofieringsmodel

Den basale eutrofieringsmodel vurderes at være uhensigtsmæssig til at beskrive stofudveksling med sedimentet og processer heri. I modellen er det ikke muligt at anvende begyndelsesbetingelser for næring i sedimentet, hvilket vurderes at have stor betydning for specielt fosfor i fjordsystemet. Fjordsystemet modelleres som fosforbegrænset jf. figur 13.4 til en grad, som ikke afspejler virkeligheden.

Det vurderes, at fosforindholdet i fjordsystemet opretholdes i målingerne grundet udveksling med sedimentet, hvor fosfor frigives under lave fosforkoncentrationer i fjordsystemet. Fosforudledningen til kystvande er mindsket siden 1990, hvorved fosforindholdet i sedimentet sandsynligvis er ophobet før år 1990 [Miljøministeriet, 2001]. Denne pulje kan ikke inkluderes i modellen, hvorved modellen derfor er fosforbegrænset.

Dette kan evt. løses ved at simulere over flere årtier, der inkluderer de høje fosforbelastninger. Dette kræver dog målinger med lange perioder. Da der ikke foreligger målinger for vandkemi for vandløbene ældrer end år 2006, vurderes dette ikke muligt uden at korrigere målingerne for historisk udvikling, hvilket ikke forsøges i dette projekt.

Alternativt kan anvendes en eutrofieringsmodel med udvidet beskrivelse af sediment og bentisk vegetation, hvilket tillader at anvende begyndelsesbetingelser for fosfor i sediment.

Dette øger dog kompleksiteten af modellen, og der foreligger ikke data for bundsedimentet i fjordsystemet.

De fleste proceskonstanter er der ikke målinger for, og dem der er, er meget forældede. Proceskonstanterne er fra litteratur fra 1972, og fjordsystemet er sandsynligvis forandret i dag [Dahl-Madsen, 1972]. Der er samtidig usikkerhed ved dispersionskoefficenter for alle stofvariable.

13.5.3 Manglende målinger

Der mangler data for vandkemi for over halvdelen af ferskvandstilførsel fra vandløb. Datagrundlaget for næringsstoftilførslen fra rensningsanlæg og atmosfærisk deposition er begrænset. Rensningsanlæg tilførsler og atmosfærisk deposition udgør dog en mindre del af den samlede næringsstoftilførsel til fjordsystemet, med undtagelse atmosfærisk deposition af kvælstof, jf. bilag V.

Fosfortilførslen til modellen er samtidig vurderet til at være højere end det, der sandsynligvis tilføres til fjordsystemet. Usikkerheden vurderes dog ubetydelig ift. den ikke-implementerede interne belastning fra sedimentet.

Samtidig er der ikke data for klorofyl-a, zooplankton og oxygen for vandløbene. Derfor er det heller ikke muligt at estimere indholdet af fytoplankton for vandløbene, da det beregnes på baggrund af klorofyl-a. Det antages, at indholdet af disse er 0 på nær oxygen, som er forudsat svarende til fuld iltmætning. Dette medfører, at alt vækst af organisk materiale sker i fjordsystemet, hvorved indholdet af organisk materiale sandsynligvis undervurderes. Bidraget fra vandløb vurderes dog minimalt i forhold til produktionen i fjordsystemet.

Da der ikke foreligger målinger for den bentiske vegetation i fjordsystemet er der anvendt en standardværdi som begyndelsesbetegnelse. Derfor skal den bentiske vegetation muligvis opbygges i modellen. Det er derfor ikke sikkert, hvorvidt bestanden af bentisk vegetation opnår den korrekte værdi indenfor én simuleringsperiode. Simuleringen bør derfor gentages flere gange. Dette undersøges dog ikke yderligere grundet tidsmangel.

Den bentiske vegetation anvendes dog ikke til at vurdere ændringer i vandmiljø som følge af indsættelse af højvandsbarrieren. Klorofyl-a- og næringsstofkoncentrationer kan dog være afledt af den bentiske vegetation, hvorfor den bentiske vegetation i modellen kan have betydning for vurderingen af vandmiljø.

Diskussion af løsning 14

I dette kapitel diskuteses valget af løsning, herunder placering, dimensioner og dets betydning for vandmiljøet.

Højvandsbarriren er placeret mellem Rørvig og Hundested. Dette er formodentlig den dyreste løsning og koster 1,2 mia. kr – 1,6 mia. kr. Dette er ca. dobbelt så dyrt som en højvandsbarriere mellem Sølager og Kulhuse eller en højvandsbarriere placeret i den nordlige del af Frederikssund, der koster hhv. ca. 800 mio. kr. og 600 mio. kr. [Roskilde Kommune, 2014]

Højvandsbarriren mellem Rørvig og Hundested vurderes kun at øge beskyttelsen mod stormflod for Holbæk, af de udsatte byer, ift. de to andre forslag til højvandsbarriere jf. afsnit 8.2. Det er vurderet, at analysen væsentligt overestimerer skader for specielt Holbæk under Bodil. Derfor er det usikkert til hvilket omfang skadeomkostninger reduceres for fjordsystemet ved at beskytte Holbæk yderligere. Men den valgte placering af højvandsbarrieren afhjælper problemer i hele fjordsystemet og ikke kun de udsatte byer.

Den valgte højvandsbarriere har dog sandsynligvis samfundsøkonomisk gevinst jf. afsnit 4.3.1, hvilket kan reducere tilbagebetalingstiden for højvandsbarrieren ift. de andre højvandsbarrierer.

Den valgte højvandsbarriere udgør den største indskrænkning i gennemstrømningsareal ift. de andre højvandsbarrierer, og den påvirker strømninger i hele fjordsystemet fremfor kun dele af det. Derfor er det sandsynligvis den løsning, der har den største indvirkning på vandmiljøet i fjordsystemet.

Det vurderes, at højvandsbarriren er i stand til at reducere skader som følge af stormfloder tilstrækkeligt. Usikkerhederne i oversvømmelsesmodellen vurderes ikke at have stor nok betydning til at ændre denne konklusion.

Modellen har ikke været i stand til beskrive variationerne i næringsstofkoncentrationerne ift. målingerne fra fjordsystemet. Dette har resulteret i, at det ikke har været muligt at vurdere ændringen i vandmiljøet med sikkerhed ved indsættelse af højvandsbarriren. Hvis det ønskes at vurdere højvandsbarrierens effekt på vandmiljøet kræves et større datagrundlag og muligvis en anden model, der kan håndtere sedimentation af fosfor.

Sammenlignes resultaterne for modelleringen af vandmiljø før og efter implementering af højvandsbarrieren uden forbehold for modellens dårlige evne til at beskrive vandmiljøet, vurderes følgende:

På baggrund af den modellerede salinitet er det vurderet, at saliniteten falder i Roskilde Fjord ved implementering af højvandsbarriren, som er udtryk for lavere udveksling med Kattegat og samtidig højere opholdstid i fjorden. Dette kan reducere omrøring i fjorden samt øge næringsstofkoncentrationen.

På baggrund af analysen af vandmiljø er det vurderet, at næringsstofkoncentrationen i Isefjord forøges ved implementering af højvandsbarrieren. Både Roskilde Fjord og Isefjord er eutrofieret, og det er sandsynligt, at dette er begrænsende for trivsel af ålegræs.

Reduceret omrøring kan medføre iltsvind ved bunden, og den øgede næringsstofkoncentration medfører sandsynligvis øget eutrofierung. Begge effekter har negativ effekt på udbredelsen af ålegræs. Dog er reduktionen i salinitet i Roskilde Fjord under 0,5 % og forøgelsen i næringsstof i Isefjord er minimal, hvorfor det vurderes, at implementeringen af højvandsbarrieren har en ubetydelig effekt på vandmiljøet.

De afledte parametre for vandmiljøet, heraf klorofyl-a, bentisk vegetation, sigtedybde og ålegræs-dybde, bør kunne beskrives i modellen, for at vurdere, hvorvidt højvandsbarrieren har effekt på vandmiljøet.

Såfremt højvandsbarrieren har en negativ indflydelse på vandkvaliteten, kan gennemstrømningsarealet i højvandsbarrieren øges for at forøge vandudvekslingen i fjordsystemet.

Konklusion 15

I dette projekt er det bestemt, vha. en oversvømmelsesmodel for Isefjord og Roskilde Fjord, at oversvømmelse i de mest udsatte byer nær fjordsystemet kan undgås ved at konstruere en højvandsbarriere imellem Rørvig og Hundested hvori der indsættes en gennemløssluse.

De mest udsatte byer ved oversvømmelse er bestemt på baggrund af historiske skadeomkostninger og værdikort til at være Jyllinge, Jægerspris, Frederikssund, Hyllingeriis og Holbæk.

Gennemstrømningsarealet af gennemløsslusen skal være 1000 m^2 , og der skal laves en kammersluse for skibe. Højvandsbarrieren skal lukke og åbne ift. vandstanden i Hundested Havn. Der skal lukkes, hvis vandstanden er over 1 m i mere end 30 minutter, og åbnes igen når vandstanden er under 0,75 m i mere end 6 timer.

Det vurderes, at denne løsning afhjælper stormflodsproblemer i hele fjordsystemet, hvorved alle kommuner kan gå sammen om at finansiere højvandsbarrieren. Derudover kan højvandsbarrieren konstrueres til at muliggøre biltrafik mellem Rørvig og Hundested, hvilket muligvis kan give en samfundsøkonomisk gevinst grundet kortere transporttid til København.

Det har ikke været muligt i dette projekt at vurdere den fulde effekt på vandmiljøet ved implementering af en højvandsbarriere, men det vurderes at saliniteten vil falde, især i den sydlige del af Roskilde Fjord, men påvirkningen vil være mindre i Isefjord.

Opholdstiden stiger, hvorved næringsstofkoncentrationen også øges. Dette medfører, at fjordsystemet bliver mere eutrofieret, hvilket kan reducere udbredelsen af ålegræs og dermed sænke den økologiske tilstand i fjordsystemet.

Vandmiljøet skal undersøges nærmere gennem yderligere modellering, hvor modellen tilpasses bedre til målinger for vandkemi i fjordsystemet. Der bør desuden modelleres over en længere periode med højvandsbarrieren implementeret.

Litteratur

- Bentzen, 2016.** Thomas Ruby Bentzen. *Vejleder på 8. semester Vand og Miljø*, 2016.
- Bilags-CD.** Bilags-CD. *CD med bilag til denne rapport. Vedlagt.*
- Brorsen og Larsen, 2009.** Michael Brorsen og Torben Larsen. *Lærebog i hydraulik*. ISBN: 978-87-7307-978-2, 2. udgave, 2. opdag. Aalborg Universitetsforlag, 2009.
- Dagens.dk, 2013.** Dagens.dk. *LIVE: Bodil rammer Danmark - følg stormen direkte her*, 2013. URL <http://www.dagens.dk/vejret/live-bodil-rammer-danmark-f%C3%B8lg-stormen-direkte-here>. Besøgt d. 27-05-2016.
- Dahl-Madsen, 1972.** K. I. Dahl-Madsen. *Mathematical modelling of Eutrophied Coastal Areas*. 1972.
- Danmarks Statistik, 2016.** Danmarks Statistik. *FOLK1: Folketal den 1. i kvartalet efter kommune, køn, alder, civilstand, herkomst, oprindelsesland og statsborgerskab*, 2016. URL <http://www.statistikbanken.dk/FOLK1>. Besøgt d. 25-02-2016.
- Davis Instruments, 2016.** Davis Instruments. *Wireless Vantage Pro2 & Vantage Pro2 Plus Stations - Specifications*, 2016. URL http://www.davisnet.com/product_documents/weather/spec_sheets/6152_62_53_63_SS.pdf. Besøgt d. 25-04-2016.
- Den Store Danske, 2015.** Den Store Danske. *Plankton*, 2015. URL http://denstoredanske.dk/Natur_og_milj%C3%B8/%C3%98kologi/plankton. Besøgt d. 26-04-2016.
- Den Store Danske, 2013.** Den Store Danske. *Sluse*, 2013. URL http://denstoredanske.dk/It,_teknik_og_naturvidenskab/Teknik/Vandbygning,_d%C3%A6mning_og_afvanding/sluse. Besøgt d. 19-05-2016.
- DHI, 2015.** DHI. *DHI Eutrophication Model 1*, 2015.
- DHI, 2016a.** DHI. *MIKE 21 Flow Model FM: Hydrodynamic Module, User Guide*, 2016a.
- DHI, 2016b.** DHI. *MIKE 3 Flow Model: Hydrodynamic Module, User Guide*, 2016.
- Dircke et al., 2012.** P.T.M. Dircke, T.H.G. Jongeling og P.L.M. Jansen. *An overview and comparison of navigable storm surge barriers*, 2012. URL <http://ussdams.com/proceedings/2012Proc/65.pdf>. Besøgt d. 16-03-2016.
- DMI, 2015.** DMI. *Stormjubilæum - to år siden Bodil*, 2015. URL <http://www.dmi.dk/nyheder/arkiv/nyheder-2015/12/da-bodil-besoegte-danmark/>. Besøgt d. 24-02-2016.
- DMI, 2016a.** DMI. *Regnserier fra regnmålerstationer*, 2016.
- DMI, 2016b.** DMI. *Vandstand*, 2016. URL <http://www.dmi.dk/hav/maalinger/vandstand/>. Besøgt d. 12-03-2016.
- DMI, 2013a.** DMI. *Klimamodeller varsler flere storme i fremtiden*, 2013. URL <http://www.dmi.dk/nyheder/arkiv/nyheder-2013/12/klimamodeller-varsler-flere-storme-i-fremtiden/>. Besøgt d. 23-02-2016.
- DMI, 2014.** DMI. *Fremtidige klimaforandringer i Danmark*, 2014. URL http://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/DKC/2014/Klimaforandringer_dmi.pdf. Besøgt d. 26-02-2016.
- DMI, 2016c.** DMI. *Havprognoser*, 2016. URL <http://www.dmi.dk/hav/udsigter/havprognoser/#kattegat>. Besøgt d. 25-02-2016.

- DMI, 2016d.** DMI. *STORMS IN DENMARK SINCE 1891*, 2016d.
- DMI, 2013b.** DMI. *Vandstandsmålinger fra danske havne*, 2013. URL
<http://www.dmi.dk/nyheder/arkiv/nyheder-2013/5/vandstandsmaaling-nyt-produkt-fra-dmi/>.
Besøgt d. 06-04-2016.
- DMI, 2013c.** DMI. *Hourly values of sea level observations from two stations in Denmark. Hornbæk 1890-2012 and Gedser 1891-2012*, 2013. URL
http://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/tr13-14.pdf. Besøgt d. 06-04-2016.
- DTU Nutech, 2014.** DTU Nutech. *Roskilde Fjord Modelling Revisited*, 2014. URL
<https://portal.helcom.fi/meetings/MORS%20EG%204-2014-101/MeetingDocuments/3-15%20Roskilde%20Fjord%20Modelling%20Revisited.pdf>. Besøgt d. 23-02-2016.
- Erhvervsstyrelsen, 2016.** Erhvervsstyrelsen. *PlansystemDK*, 2016. URL
<http://kort.plansystem.dk/spatialmap>. Besøgt d. 25-02-2016.
- EuroGeographics, 2016.** EuroGeographics. *EUROGLOBALMAP*, 2016. URL
<http://www.eurogeographics.org/products-and-services/euroglobalmap>. Besøgt d. 23-05-2016.
- Frederikssund Kommune, 2015.** Frederikssund Kommune. *Beredskab og krisestyring*, 2015. URL
<http://www.frederikssund.dk/Omraader/Teknik--miljoe/Beredskab>. Besøgt d. 14-03-2016.
- Geodatabiblioteket, 2014.** Geodatabiblioteket. *AAUs server med geodatabiblioteket*, 2014.
- GEUS, 2016.** GEUS. *Roskilde fjord*, 2016. URL http://www.geus.dk/DK/popular-geology/out_in_nature/geol_perler/Documents/Roskilde_Fjord.pdf.
Besøgt d. 29-02-2016.
- Gregersen, 2014.** Henrik Gregersen. *Så hårdt ramte Bodil for et år siden, Lokalavisen Frederikssund*, 2014. URL <http://frederikssund.lokalavisen.dk/saa-haardt-ramte-bodil-for-et-aar-siden-/20141206/artikler/712069902/1024>. Besøgt d. 08-03-2016.
- Grontmij, 2014.** Grontmij. *Skitseprojekt for lokale løsninger til sikring af Jyllinge Nordmark mod oversvømmelse fra Værebro Å og Roskilde Fjord*, 2014. URL
http://roskilde.dk/sites/default/files/jyllinge_nordmark_skitseprojekt_26-05-14.pdf.
Besøgt d. 11-04-2016.
- Halkier, 2016.** Carl Halkier. *Vejret i Jægerspris Danmark*, 2016. URL <http://www.oziep.dk/vejr/>.
Besøgt d. 25-04-2016.
- Haynes, 2015.** William M. Haynes. *CRC handbook of chemistry and physics : a ready-reference book of chemical and physical data*. 96th edition (Internet Version 2015-2016). CRC Press/Taylor and Francis, Boca Raton, FL, 2015.
- Henriksen et al., 2003.** Peter Henriksen, Jesper Andersen, Jacob Carstensen, Trine Christiansen, Daniel Conley Karsten Dahl, Ingela Dahllöf, Jørgen L.S. Hansen, Alf Josefson, Martin M. Larsen, Claus Lundsgaard, Stiig Markager, Torkel Gissel Nielsen, Britta Pedersen, Bjarke Rasmussen Jakob Strand, Gunni Ærtebjerg, Henrik Fossing, Dorte Krause-Jensen, Anne-Lise Middelboe Niels Risgaard-Petersen, Thomas Ellermann, Ole Hertel, Carsten Ambelas Skjøth, Niels Bering Ovesen, Marianne Glasius, Gunnar Pritzl og B.G. Gustafsson. *Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling*, 2003. URL
http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR375.pdf. Besøgt d. 29-02-2016.
- Kortforsyningen, 2015.** Kortforsyningen. *Geodatastyrelsen*. <http://kortforsyningen.dk>, 2015. Besøgt: 12-03-2015.
- Kystdirektoratet, 2013.** Kystdirektoratet. *Højvandsstatistikker 2012*, 2013. URL http://www.masterpiece.dk/UploadetFiles/10852/36/H%C3%B8jvandsstatistikker_2012_rev_15.07.2013.pdf.
Besøgt d. 23-04-2016.

- Lange, 2016.** Henrik Lange. *Kronprins Frederiks Bro over Roskilde Fjord ved Frederikssund*, 2016. URL <http://www.highways.dk/frederikssundbroen/>. Besøgt d. 14-03-2016.
- Larsen, 2016.** Torben Larsen. *Note on wind effects in estuaries and lakes*, 2016.
- Lejre Kommune, 2013.** Lejre Kommune. *Kortlægning af landskab og naturværdier - Detaljerede beskrivelser*, 2013. URL <http://www.lejre.dk/media/1980957/1655095-11-02-2014-00-referat-med-bilag-aaben.pdf>. Besøgt d. 10-05-2016.
- Marfelt, 2013.** Birgitte Marfelt. *Kystdirektoratet: Stormflod i Roskilde og Hornbæk var 1.000-års hændelser*, 2013. URL <http://ing.dk/artikel/kystdirektoratet-stormflod-i-roskilde-og-hornbaek-var-1000-aars-haendelser-164880>. Besøgt d. 23-02-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2015a.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Future sea levels*, 2015. URL <http://en.klimatilpasning.dk/knowledge/climate/futuresealevels.aspx>. Besøgt d. 28-02-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2015b.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Klimaændringer i Danmark*, 2015. URL <http://www.klimatilpasning.dk/viden-om/klima/klimaaendringeridanmark.aspx>. Besøgt d. 28-02-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2015c.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Kystbeskyttelsesmetoder*, 2015. URL <http://kysterne.kyst.dk/kystbeskyttelsesmetoder.html>. Besøgt d. 01-04-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016a.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Hvordan defineres oversvømmelser?*, 2016. URL <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/klima/oversvoemmelser/hvordan-defineres-oversvoemmelser/>. Besøgt d. 24-03-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016b.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Lov om kystbeskyttelse*, 2016. URL <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=176975>. Besøgt d. 01-04-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2014.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Punktkilder*, 2014. URL <http://naturstyrelsen.dk/media/175045/punktkilderapport-2014.pdf>. Besøgt d. 05-04-2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016c.** Miljø- og Fødevareministeriet. *2.2 Isefjord og Roskilde Fjord - Resumé af basisanalysen samt forslag til Væsentlige Vandforvaltningsmæssige Opgaver*, 2016. URL <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandplaner-2009-2015/hoeringer/hoering/basisanalyser/22-roskilde-fjord/>. Besøgt d. 24-03-2016.
- Miljøministeriet, 2011.** Miljøministeriet. *Vandplan 2010-2015. Isefjord og Roskilde Fjord. Hovedvandoplant 2.2*, 2011. URL http://naturstyrelsen.dk/media/nst/66587/2_2_Isefjord_og_Roskilde_Fjord_20dec_2011.pdf. Besøgt d. 24-02-2016.
- Miljøministeriet, 2001.** Miljøministeriet. *Fosfor i jord og vand*, 2001. URL http://www.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR380_samlet.pdf. Besøgt d. 27-05-2016.
- Miljøministeriet, 2013.** Miljøministeriet. *Naturbeskyttelsesloven*. <https://www.retsinformation.dk/Forms/r0710.aspx?id=155609>, 2013. Besøgt: 28-05-2015.
- Miljøministeriet og Naturstyrelsen, 2014.** Miljøministeriet og Naturstyrelsen. *Natura 2000-basisanalyse 2016-2021 - Havet og kysten mellem Hundested og Rørvig, Natura 2000-område nr. 153, Habitatområde H134, Fuglebeskyttelsesområde F102*, 2014.
- Miljøportalen, 2014.** Miljøportalen. *Danmarks arealinformation*. <http://arealinformation.miljoeportal.dk/distribution/>, 2014. Besøgt: 18-02-2015.

- Naturstyrelsen, 2016a.** Naturstyrelsen. *Ferskvandstilstrømning til danske farvande 1994*, 2016. URL <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandplaner-2009-2015/hoeringer/hoering/basisanalyser/22-roskilde-fjord/>. Besøgt d. 12-05-2016.
- Naturstyrelsen, 2016b.** Naturstyrelsen. *NOVANA Program*, 2016. URL <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/overvaagning-af-vand-og-natur/novana-program/>. Besøgt d. 26-04-2016.
- Naturstyrelsen, 2016c.** Naturstyrelsen. *Data udleveret af Naturstyrelsen*, 2016c.
- NIRAS, 2013.** NIRAS. *Stormen Bodil, hvad skete der og hvad gør vi? Oversvømmelse fra stormflood*, 2013. URL <http://www.niras.dk/arrangementer/2014/~/media/files/niras-dk/arrangementer/stormflood-skybrud-bodil.ashx>. Besøgt d. 30-03-2016.
- Nordjyllands Amt, 2006.** Nordjyllands Amt. *Afstrømningsmålinger i Nordjyllands Amt 2005*, 2006. URL <http://www.water.civil.aau.dk/gw/exercises/Afstromningsmalinger2005.pdf>. Besøgt d. 18-05-2016.
- Orbicon, 2007.** Orbicon. *Vandstandsmålinger Hundested 1989-2007*, 2007.
- Ovesen og Svendsen, 1994.** N.B. Ovesen og L.M. Svendsen. *Ferskvandstilstrømning til danske farvande 1994*, 1994. URL http://www.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR138.pdf. Besøgt d. 11-05-2016.
- R. B. Clark, 2011.** R. B. Clark. *Marine Pollution*. Oxford University Press, 2011. ISBN 978-0-19-879292-5.
- Århus Universitet, 2015.** Århus Universitet. *Atmosfærisk deposition 2013*, 2015. URL <http://dce2.au.dk/pub/SR119.pdf>. Besøgt d. 19-05-2016.
- Roskilde Fjord Portalen, 2014.** Roskilde Fjord Portalen. *Fjordens Vandkvalitet*, 2014. URL <http://www.frederikssund1.dk/roskildefjord/vandkvalitet.htmlf>. Besøgt d. 10-05-2016.
- Roskilde Forsyning, 2016.** Roskilde Forsyning. *Udledningstal*, 2016. URL <http://roskilde-forsyning.dk/spildevand/tal-og-fakta/udledningstal.aspx>. Besøgt d. 13-05-2016.
- Roskilde Kommune, 2014.** Roskilde Kommune. *Efter stormfloden - en oversigt over løsninger, regler, finansiering og proces*, 2014. URL http://roskilde.dk/sites/default/files/efter_stormfloden_-_en_oversigt.pdf. Besøgt d. 23-02-2016.
- Roskilde Kommune et al., 2013.** Roskilde Kommune, Lejre Kommune og AGLAJA. *Eksisterende naturværdier i Nationalpark Skjoldungernes Land - Beskrivelse af delområder*, 2013. URL http://roskilde.dk/sites/default/files/fics/DAG/2436/Bilag/notat_om_eksisterende_naturvaerdier_november_2013.pdf. Besøgt d. 10-05-2016.
- Stormrådet, 2009.** Stormrådet. *Stormflods skadestatistik - maj 2009*, 2009. URL <http://www.stormraadet.dk/~/media/Storm/Rapporter/Stormflod%20skadesstatistik%201991%202008.pdf>. Besøgt d. 08-03-2016.
- Stormrådet, 2016.** Stormrådet. *E-mail fra Stormrådet*, 2016.
- Transportministeriet, 2015.** Transportministeriet. *Manual for samfundsøkonomisk analyse på transportområdet*, 2015. URL [file:///C:/Users/Claus/Downloads/Manual%20for%20samfundsoekonomisk%20analyse%20paa%20transportomraadet%20netversion%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Claus/Downloads/Manual%20for%20samfundsoekonomisk%20analyse%20paa%20transportomraadet%20netversion%20(1).pdf). Besøgt d. 11-04-2016.
- Universitet, 2013.** Aarhus Universitet. *Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund*, 2013.

Weather Underground, 2016. Weather Underground. *Vejr Historik for EKRK*, 2016. URL
<https://www.wunderground.com/history/airport/EKRK/>. Besøgt d. 16-03-2016.

Zotarelli et al., 2015. Lincoln Zotarelli, Michael D. Dukes, Consuelo C. Romero, Kati W. Migliaccio og Kelly T. Morgan. *Evapotranspiration (FAO-56 Method)*, 2015. URL
<http://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/ae/ae45900.pdf>. Besøgt d. 18-05-2016.

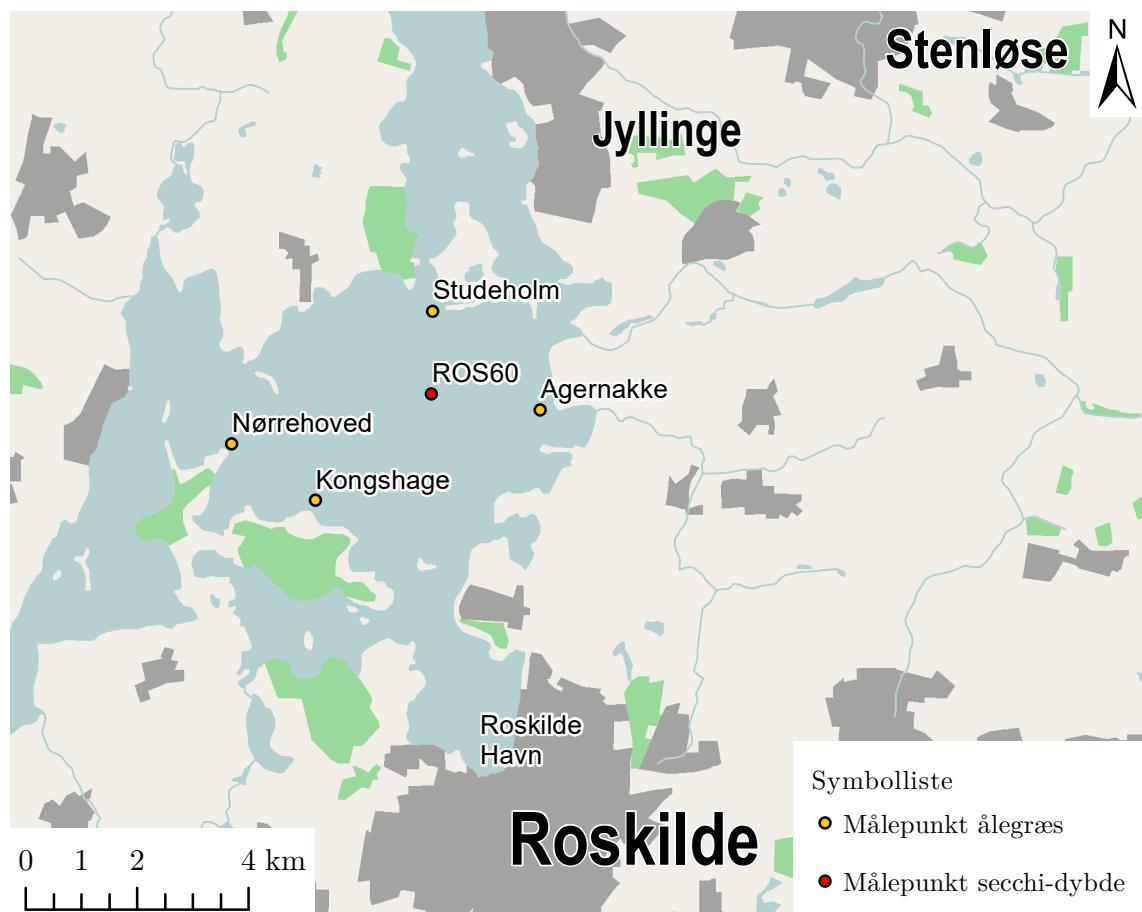
Del III

Bilag

Vurdering af vandplanens aktualitet

A

Vandplanerne er udarbejdet med data frem til 2009 og 2010, hvorved det kan betvivles, om tilstanden i fjordsystemet stadig er som vandplanen angiver [Miljøministeriet, 2011]. For at undersøge dette er der rekvireret aktuelle måleresultater fra Naturstyrelsen, og projektgruppen har været på ekskursion til Roskilde for selv at lave målinger på dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs og sigtedybden. På figur A.1 ses de fire lokationer, der er besøgt med henblik på undersøgelse af ålegræs.



Figur A.1. De fire ålegræs målepunkter, der er besøgt på ekskursionen, samt Roskilde Havn, hvorfra der er sejlet.

Målinger for hhv. projektgruppen og Naturstyrelsen er vist i tabel A.1. Naturstyrelsen har blot målt secchi-dybde ét sted i Roskilde Fjord, vist på figur A.1, hvor den dybeste i 2016 er 4,8 m.

Lokation	Dybdegrænse for ålegræs [m]	Secchi-dybde [m]
Projektgruppen	Naturstyrelsen	
Kongshage	3,5	4,2 3,5 (fuld dybde)
Nørrehoved	2,2	4,4 4,5 (fuld dybde)
Studeholm	2,4	3,8 5,2 (fuld dybde)
Agernakke	2,3	3,4 5,2 (fuld dybde)

Tabel A.1. Projektgruppens (04-05-2016) og Naturstyrelsens (03-09-2015) måleresultater for dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs [Naturstyrelsen, 2016c]. Secchi-dybden er kun målt af projektgruppen.

Som det fremgår af figur A.1, er det kun foretaget målinger af dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs i den sydlige del af Roskilde Fjord. I 2010 var dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs i denne del af fjorden 1,9 m [Miljøministeriet, 2011]. Derfor ses en væsentlig forbedring af dybdegrænsen for udbredelsen af ålegræs med Naturstyrelsens målinger. Projektgruppens målinger for ålegræs validerer som udgangspunkt ikke den store fremgang i dybdegrænse for udbredelsen af ålegræs, selvom der også ses en forbedring. Dog afviger sigtedybden ikke voldsomt mellem projektgruppen og Naturstyrelsens målinger.

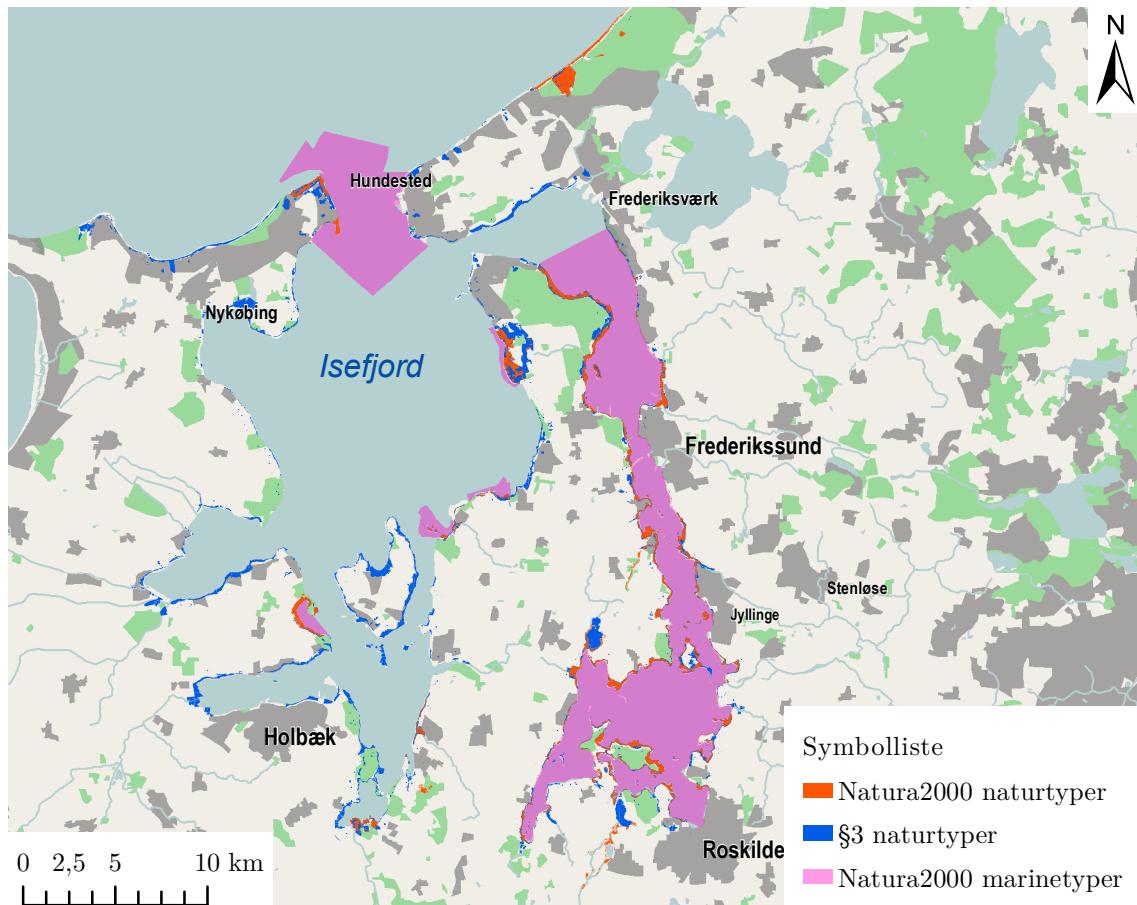
Afvigelsen mellem Naturstyrelsens og projektgruppens målinger kan skyldes at målinger ikke er fra samme tidspunkt på året, hvormed den fulde udbredelse af ålegræsset ikke er opnået på tidspunktet for projektgruppens målinger. Derudover er måleproceduren ikke ens, hvorved enslydende resultater ikke kan forventes. Projektgruppen målte udbredelse af dybdegrænsen for ålegræs ved visuel inspektion gennem vandkikkert og ekkolod, hvorimod Naturstyrelsen benytter en videoslæde eller dykker undersøgelser [Universitet, 2013].

Der sammenlignes ikke med andre fjordområder, da projektgruppen ikke har udført målinger der, men det forventes at tendensen er ens.

Naturområder

B

I fjordområdet ved Isefjord og Roskilde Fjord er der flere beskyttede arter og naturtyper, jf. figur B.1. I fjordsystemet er der udpeget Natura2000 områder, som er naturområder der skal beskyttes. De marine naturtyper er af størst interesse ved påvirkning af fjordsystemet.



Figur B.1. Naturbeskyttede områder i og nær Roskilde Fjord.

Ved kysterne nær fjordsystemet er der også flere steder §3-områder. I disse områder må tilstanden ikke ændres [Miljøministeriet, 2013].

En ændring i strømningerne i fjordsystemet kan ændre forholdene for naturtyperne og dyrelivet. Ved indsættelse af en højvandsbarriere i fjordsystemet skal der sandsynligvis laves en VVM-redegørelse.

Der er valgt at indsætte en højvandsbarriere mellem Rørvig og Hundested, for at undgå oversvømmelsesproblemer i fjordsystemet, og derfor vil påvirkningen af naturområderne sandsynligvis være størst i dette område. Dette område undersøges derfor nærmere i afsnit B.

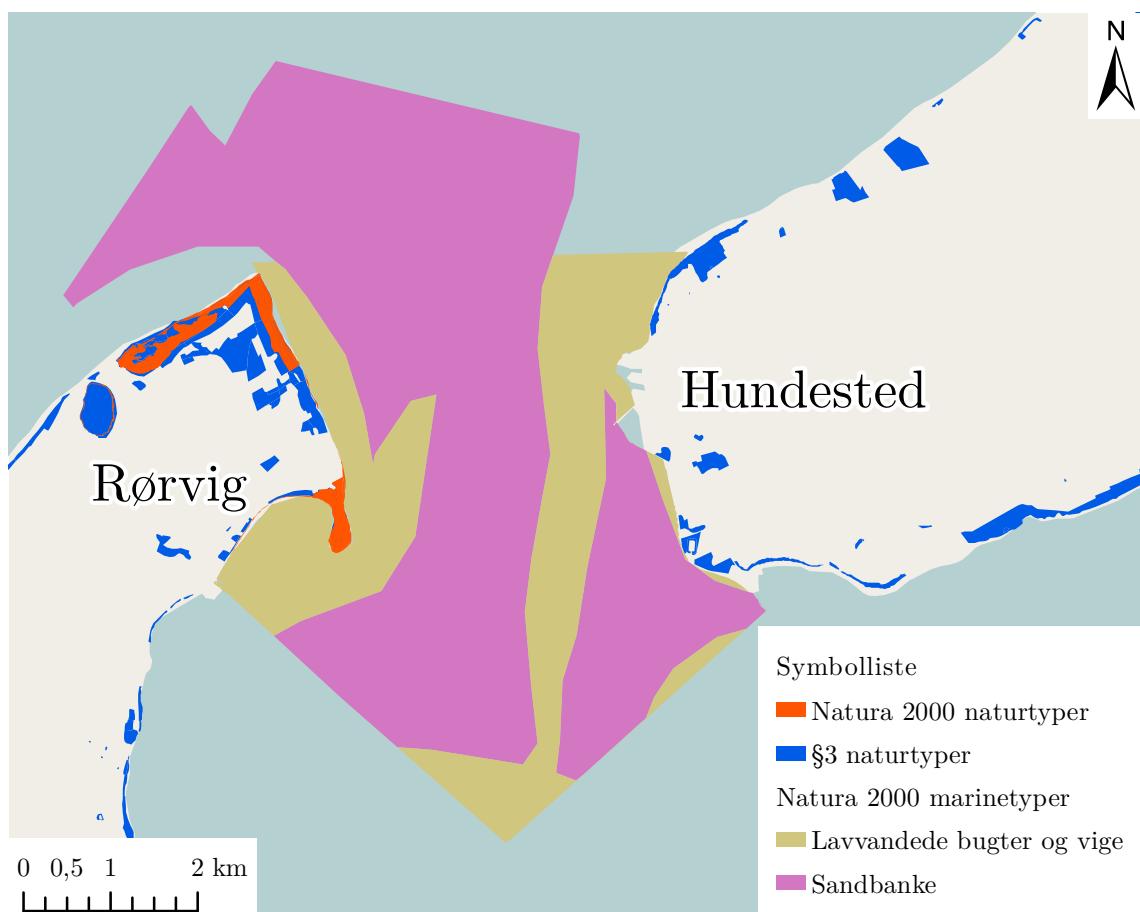
De marine naturtyper i Roskilde Fjord forventes hovedsageligt at blive påvirket af ændret

salinitet, men dette område undersøges ikke nærmere.

Beskyttede naturtyper mellem Rørvig og Hundested

I området mellem Rørvig og Hundested er der nogle terrestiske naturtyper, angivet som Natura 2000 naturtyper og §3 naturtyper på figur B.2. Disse naturtyper forventes ikke at blive betydeligt påvirket af højvandsbarrieren.

De marine naturtyper ved Rørvig og Hundested er lavvandede bugter og vige samt sandbanke. I disse naturtyper er der ålegræs og blåmuslinger, som har særlig betydning for edderfugle og dykænder, der samles i området i isvintre. Ålegræs er hovedparameter for bedømmelse af den økologiske tilstand, jf. afsnit 1.1. Ved ændrede strømningsforhold kan det påvirke og ændre disse naturtyper, hvilket der skal søges dispensation fra, hvis højvandsbarrieren implementeres.[Miljøministeriet og Naturstyrelsen, 2014]



Figur B.2. Naturområder i området mellem Rørvig og Hundested.[Miljøministeriet og Naturstyrelsen, 2014]

Potentielle skadeomkostninger sammenlignet med de reelle omkostninger for stormen Bodil

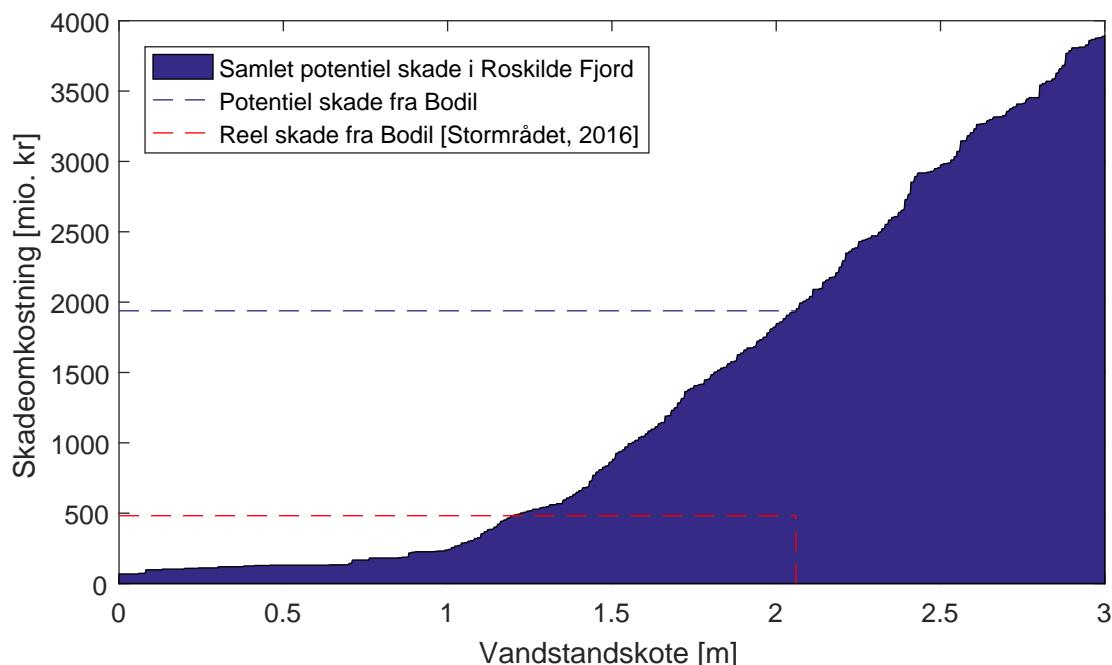
C

De potentielle oversvømmelsesskader i Roskilde Fjord vurderet ud fra terrænkort og værdikort sammenlignes med skadeopgørelsen efter Bodil, ses på figur C.1. Der antages en vandstand igennem hele Roskilde Fjord svarende til den maksimale vandstand ved Roskilde by under Bodil, kote 2,06 [DMI, 2016b].

Det ses, at den reelle skadeomkostning under Bodil på 482 mio kr i Roskilde Fjord er ca. en fjerdedel af den potentielle skadeomkostning på 1938 mio kr vurderet efter værdi- og terrænkort. Dette er sandsynligvis, fordi vandstanden målt i Roskilde er antaget at gælde for hele Roskilde Fjord, hvilket er usandsynligt. Det sandsynlige er, at vandet vil stuve mod syd, hvorfor vandstanden i Roskilde Havn er højere end for resten af Roskilde Fjord.

Forskellen mellem de reelle skadeomkostninger og estimatet på baggrund af værdikort vurderes dog for stor til udelukkende at skyldes antagelsen om ens vandstand i hele Roskilde Fjord. Derudover er det usandsynligt, at der sker skader ved alle vandstande grundet diger, hvilket fremgår af at der er potentiel skadeomkostning ved vandstande på 0 m.

Det vurderes derfor, at stormflodsskaderne overestimeres væsentligt ved brug af denne metode.



Figur C.1. Potentielle skadeomkostninger sammenlignet med de reelle omkostninger for stormen Bodil.

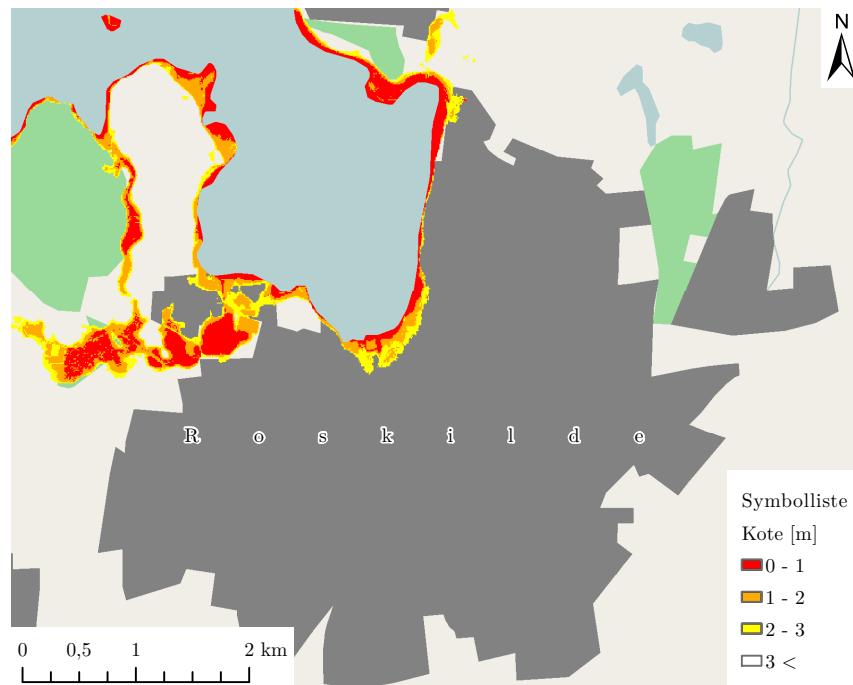
Lavliggende områder i udsatte byer

D

I dette kapitel undersøges hvilke områder i de byer nær fjordsystemet, der blev mest skadet under Bodil, som ligger under kote 3 m, for at vurdere hvor i byerne der er stor risiko for oversvømmelser under kraftig storm. Alle de undersøgte byer ses på figur 3.1.

Roskilde

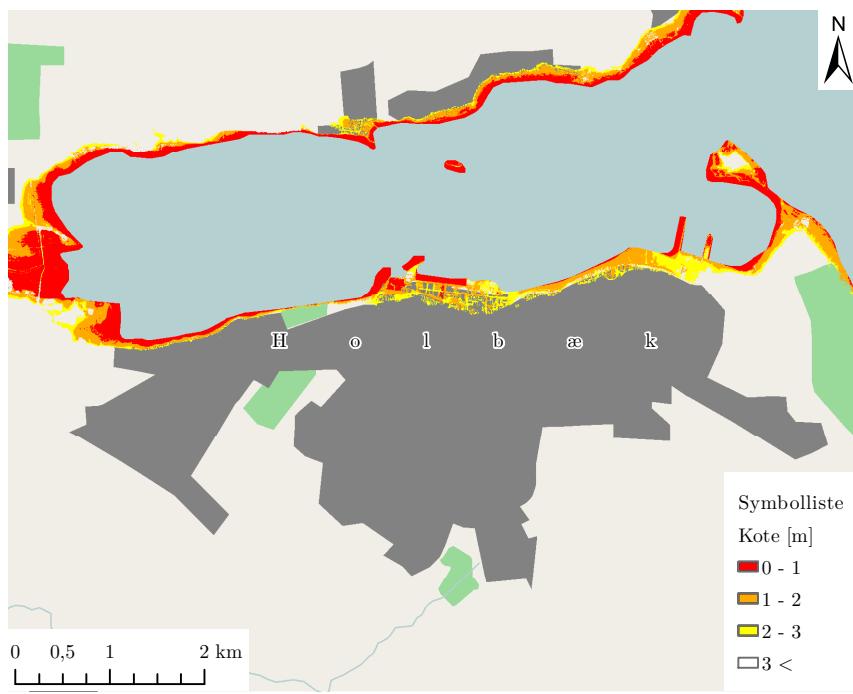
I Roskilde er de laveste områder, som kan være i risiko placeret langs kysten, jf. figur D.1. De lave områder med bebyggelse er i havneområdet og er ifølge lokalplanen udlagt til offentlige formål og boligområder [Erhvervsstyrelsen, 2016].



Figur D.1. Lavliggende områder i Roskilde.

Holbæk

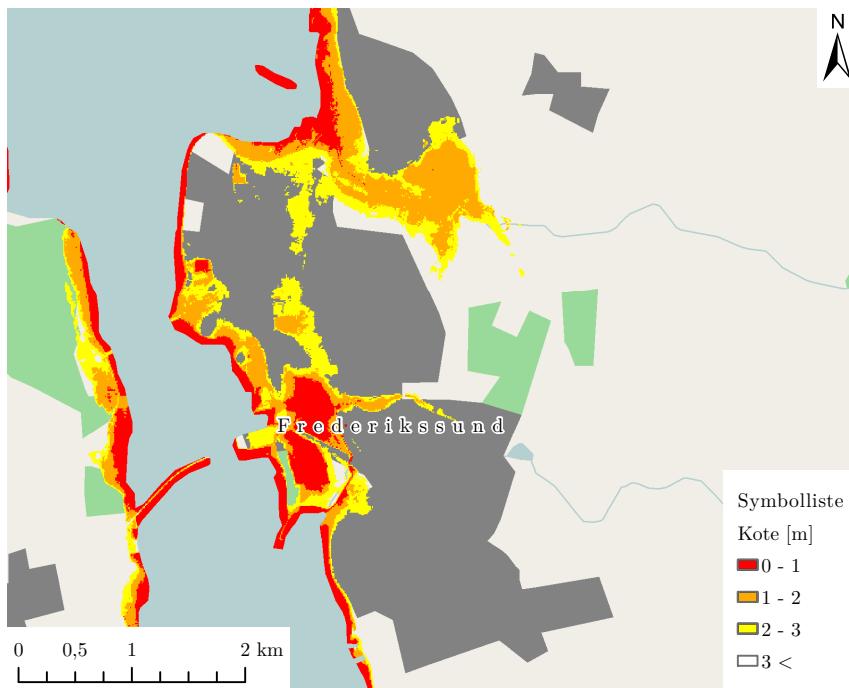
Figur D.2 viser at de lavliggende områder i Holbæk er placeret langs kysten i den nordlige del af byen. De vestlige områder langs kysten er udlagt til boligområde og blandet bolig og erhverv, mens den østlige del er udlagt til rekreativt område [Erhvervsstyrelsen, 2016]. I den vestlige del af Holbæk er terrænet placeret i kote mellem 0 m – 1 m, hvilket kan give risiko for oversvømmelse i boligområderne under kraftige storme.



Figur D.2. Lavliggende områder i Holbæk.

Frederikssund

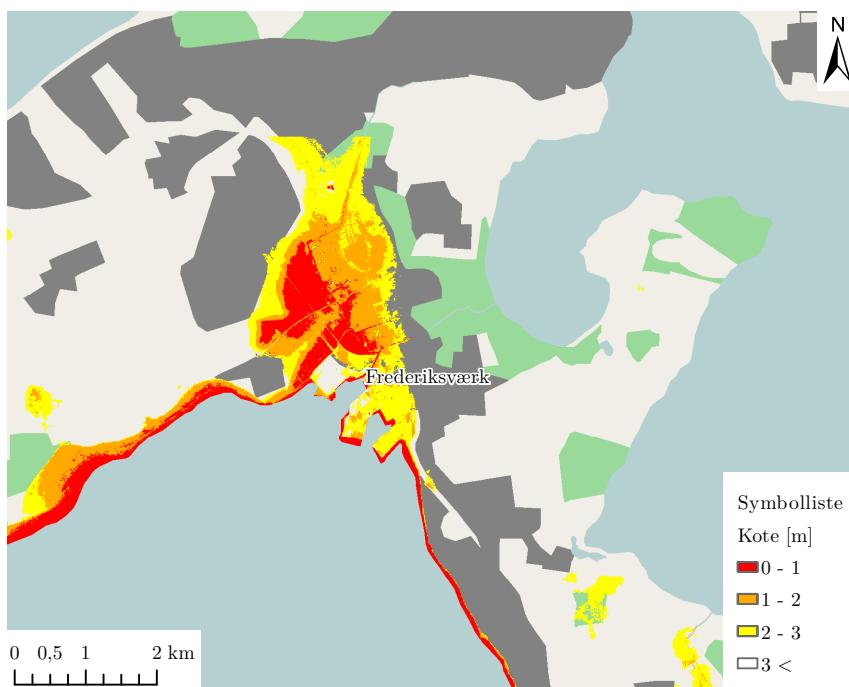
I Frederikssund ligger store dele af byen under kote 1 m, jf. figur D.3. Disse områder er ifølge lokalplanerne klassificeret som bolig-, erhverv- og centerområder [Erhvervsstyrelsen, 2016]. Frederikssund er en af de byer, som fik udbetalt en stor erstatning grundet oversvømmelser forårsaget af stormen Bodil jf. tabel 3.1. Dette forklares af de lavliggende områder. Endvidere løber to vandløb nær byen, som under storm kan gå over deres brede, hvilket kan forstærke omfanget af oversvømmelsen.



Figur D.3. Lavliggende områder i Frederikssund.

Frederiksværk

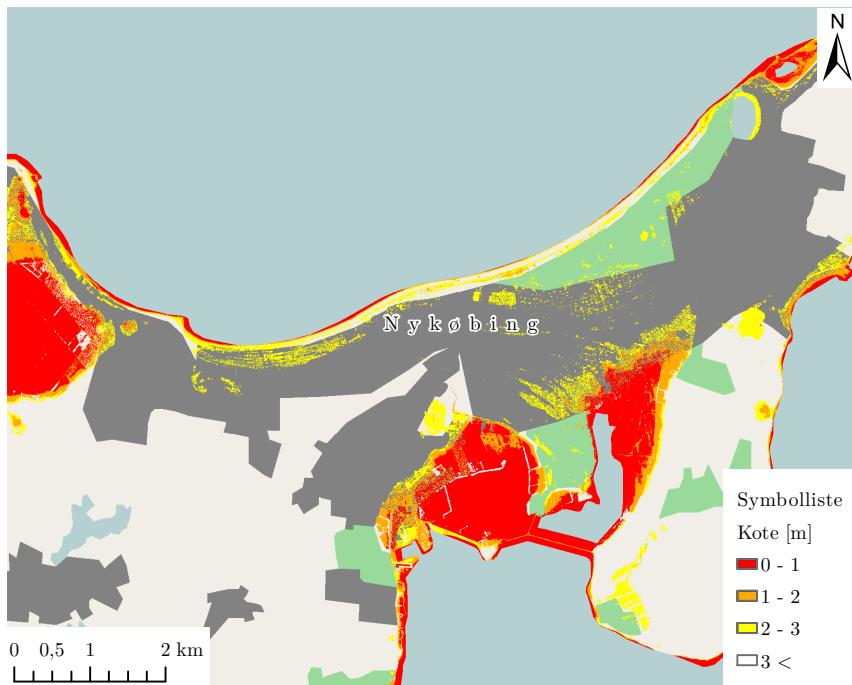
I Frederiksværk er den sydlige del af byen placeret lavt langs med kysten. Områderne er primært klassificeret som boligområder og erhvervsområder [Erhvervstyrelsen, 2016]. Frederiksværk var en af de byer, som ikke blev ramt så hårdt af oversvømmelserne under stormen Bodil jf. tabel 3.1. Dette kan skyldes at byen er placeret i den nordlige ende af Roskilde Fjord og da stormen kom fra nordvest, derfor ikke er påvirket i stor grad.



Figur D.4. Lavliggende områder i Frederiksværk.

Nykøbing

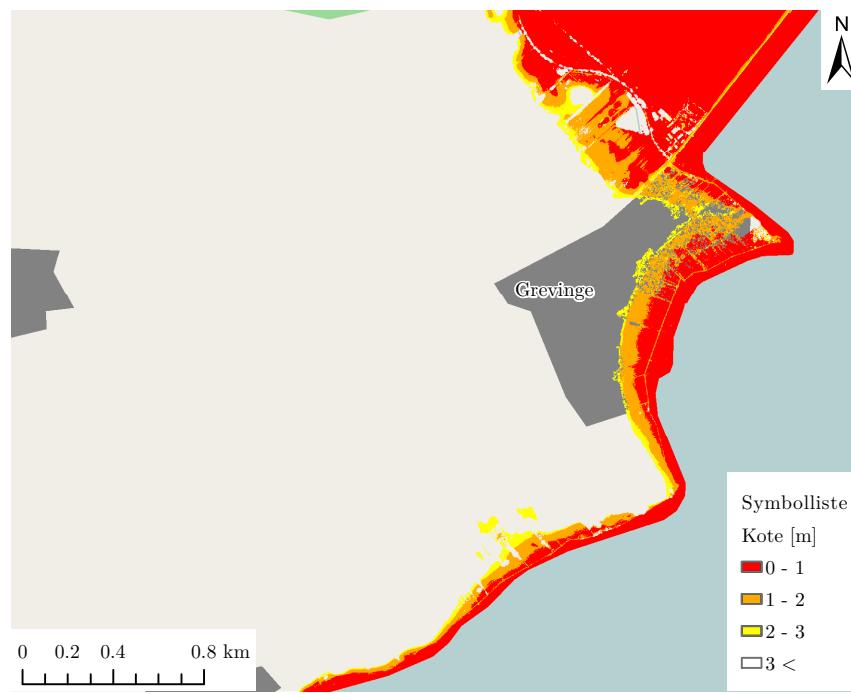
Nykøbing er placeret i den nordlige del af fjordsystemet. I den sydlige del af Nykøbing er der lavliggende områder. Disse områder er udlagt til blandet bolig og erhverv [Erhvervsstyrelsen, 2016].



Figur D.5. Lavliggende områder i Nykøbing.

Grevinge

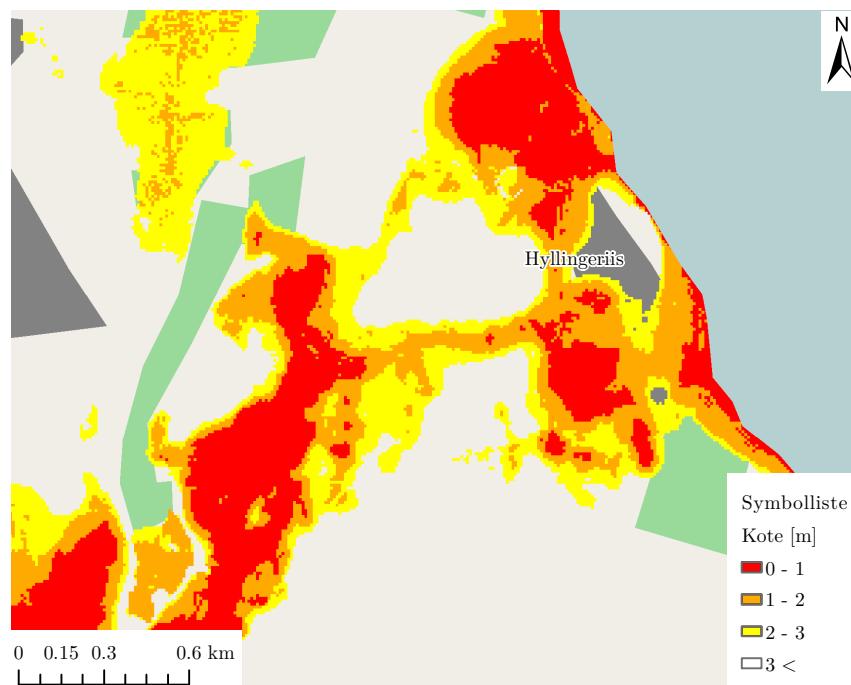
Figur D.6 viser at den østlige del af Grevinge langs kysten er placeret under kote 2 m, hvilket kan medføre en risiko for oversvømmelse under kraftige storme.



Figur D.6. Lavliggende områder i Grevinge.

Hyllingeriis

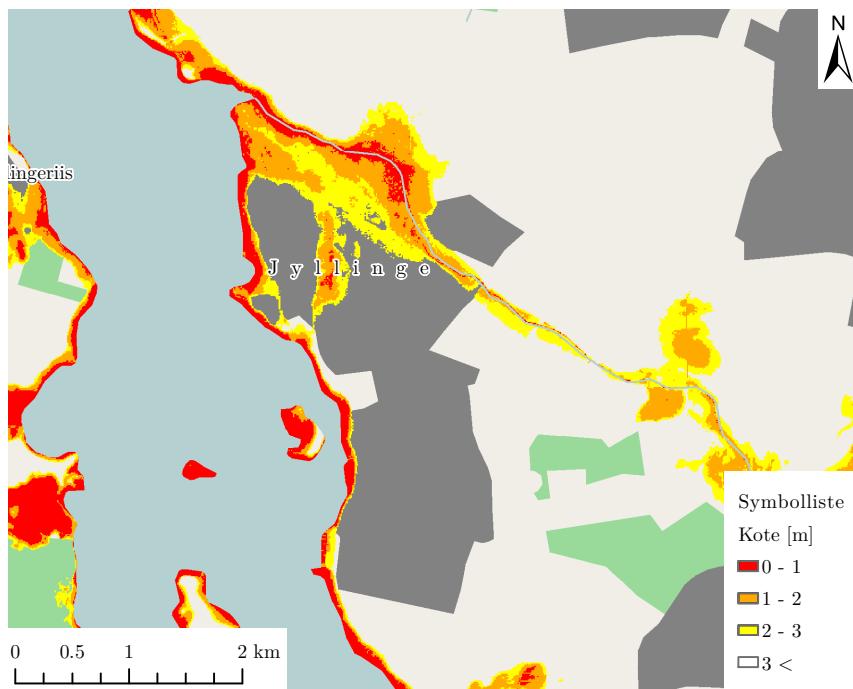
Hyllingeriis har lave områder placeret omkring hele byen, hvilket kan medføre oversvømmelser i store dele af byen under kraftige storme. Under stormen Bodil var Hyllingeriis en af de byer, hvor der blev udbetalt en af de største erstatninger, jf. tabel 3.1. Området er udlagt til sommerhuse [Erhvervsstyrelsen, 2016].



Figur D.7. Lavliggende områder i Hyllingeriis.

Jyllinge

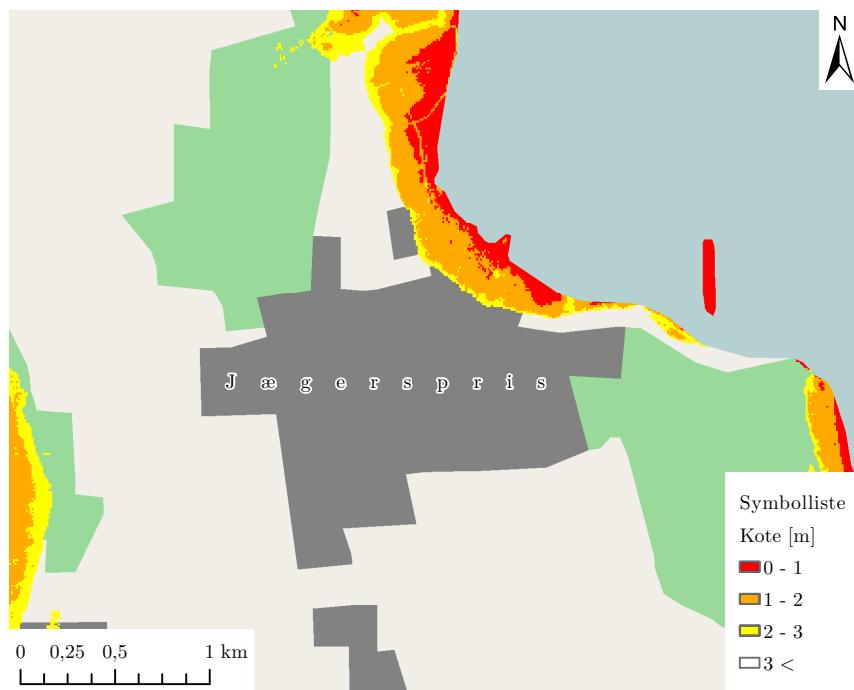
Den nordlige del af Jyllinge er placeret lavt jf. figur D.8. Endvidere løber et vandløb langs med den nordlige del af Jyllinge. Jyllinge var den by, som fik den største udbetaling grundet skader under oversvømmelsen forårsaget af stormen Bodil, jf. tabel 3.1. Hele Jyllinge er ifølge lokalplanen klassificeret som et boligområde [Erhvervsstyrelsen, 2016].



Figur D.8. Lavtliggende områder i Jyllinge.

Jægerspris

De lavt liggende områder i Jægerspris er placeret langs med kysten, jf. D.9. De lavtliggende områder er primært boligområder [Erhvervsstyrelsen, 2016].



Figur D.9. Lavliggende områder i Jægerspris.

Vindstuvningsmodel E

I dette afsnit benyttes en simpel vindstuvningsmodel til at bestemme opstuvningen ved Roskilde by ved en forøgelse i vindhastigheden på 3 % i fremtiden grundet klimaforandringer, jf. afsnit 5.3.

Metode

Ændringen i vandstanden bestemmes med formel (E.1). [Larsen, 2016]

$$\Delta h = \frac{\tau_w}{\rho_w \cdot g \cdot D} \cdot L \quad (\text{E.1})$$

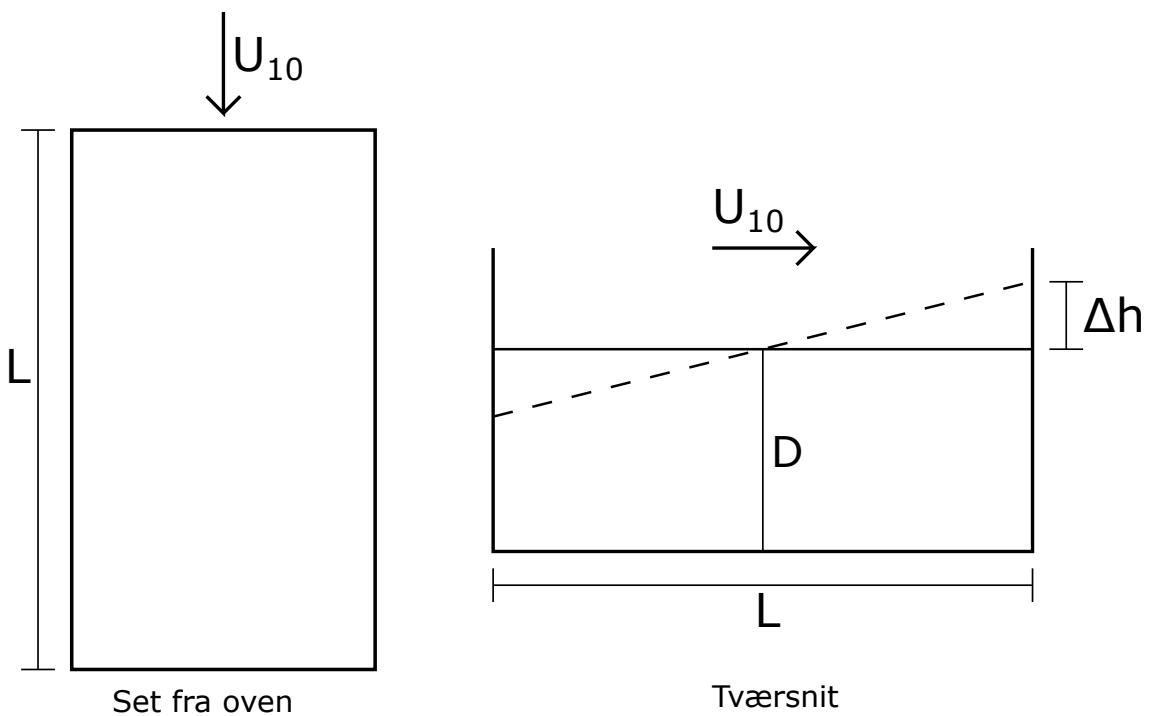
$$\tau_w = C_d \cdot \rho_a \cdot U_{10}^2 \quad (\text{E.2})$$

$$C_d = (0,63 + 0,066 \cdot U_{10}) \cdot 10^{-3} \quad (\text{E.3})$$

hvor

Δh	Vandstandsændring [m]
τ_w	Forskydningsspænding [Pa]
ρ_w	Densitet af vand [kg/m^3]
g	Tyngdeacceleration [m/s^2]
D	Middelvandddybde [m]
L	Længde af fjord [m]
C_d	Luft og hav friktionskoefficient [-]
ρ_a	Densitet af luft [kg/m^3]
U_{10}	Middelvindhastighed 10 meter over havoverfladen [m/s]

Roskilde Fjord er aflang og simplificeres til en kasseform som angivet på figur E.1.



Figur E.1. Principskitse af vindstuvning.

Indgangsparametre

I tabel E.1 er værdierne til beregning af vindstuvningen i fjorden angivet. Der vælges at bruge en vindhastighed på 21 m/s [DMI, 2016d], da dette er grænsen for middelvinden af en storm.

L	D	g	ρ_w	ρ_a
36 000 m	4 m	9,82 m/s ²	1015 kg/m ³	1,25 kg/m ³

Tabel E.1. Værdier til beregning af vindstuvning. Længden af Roskilde Fjord er angivet i GEUS [2016] og middeldybden fremgår af tabel 6.1. Begge densiteter er ved 10 °C og for havvand en salinitet på 20 ‰, jf. tabel 10.1 [Brorsen og Larsen, 2009, Tabel B.2] [Haynes, 2015].

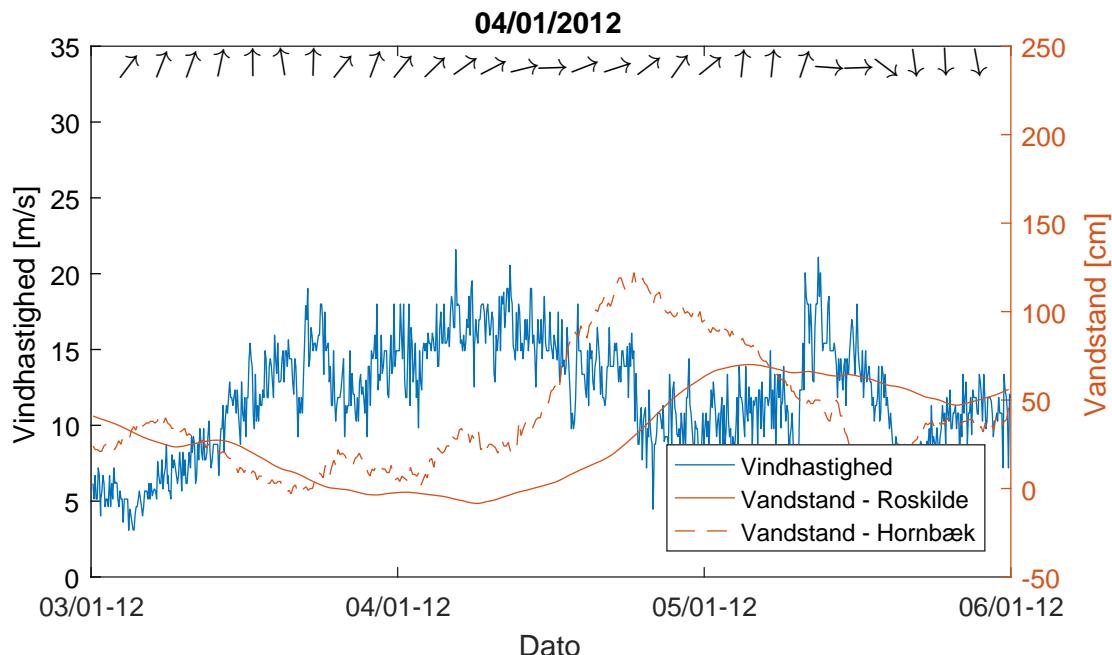
Resultater

Dette resulterer i en vandstandsstigning på 1,00 m ved en hastighed på 21 m/s. Ved en forøgelse af hastigheden på 3 % vil der forekomme en vandstandsstigning på 1,09 m, hvilket er en forskel på 9 cm. Forskellen afhænger dog meget af de indgangsparametre, som benyttes. Foruden dette er forøgelsen på 3 % af vindhastigheden kun for den samlede middelvindhastighed og ikke for stormenes middelvind.

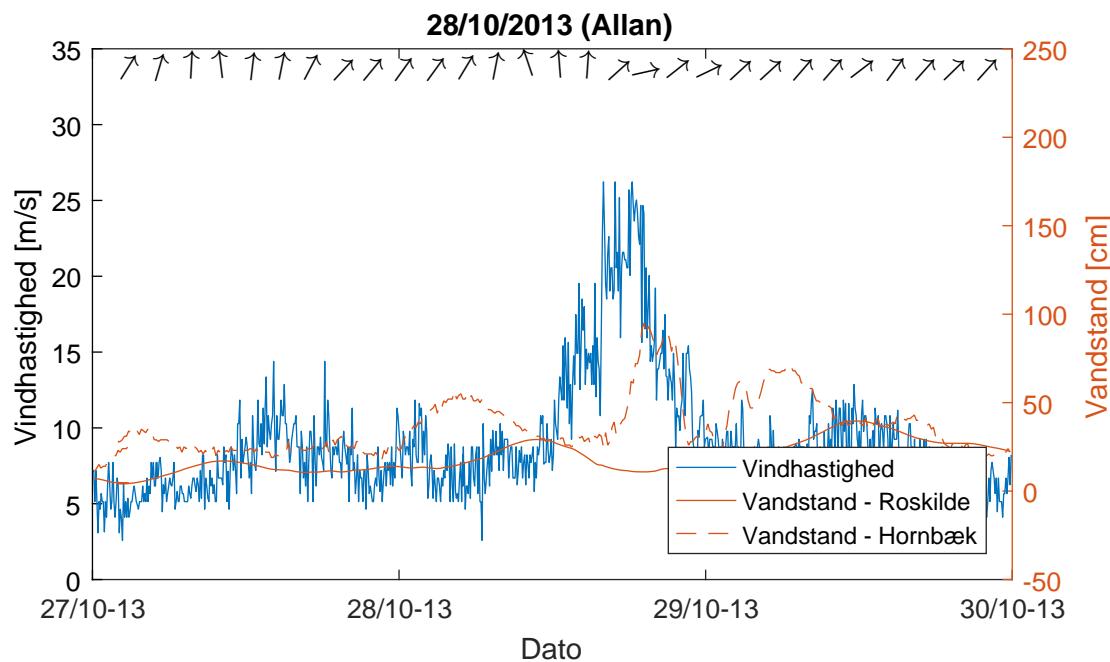
Vind og vandstande for Roskilde under storme

F

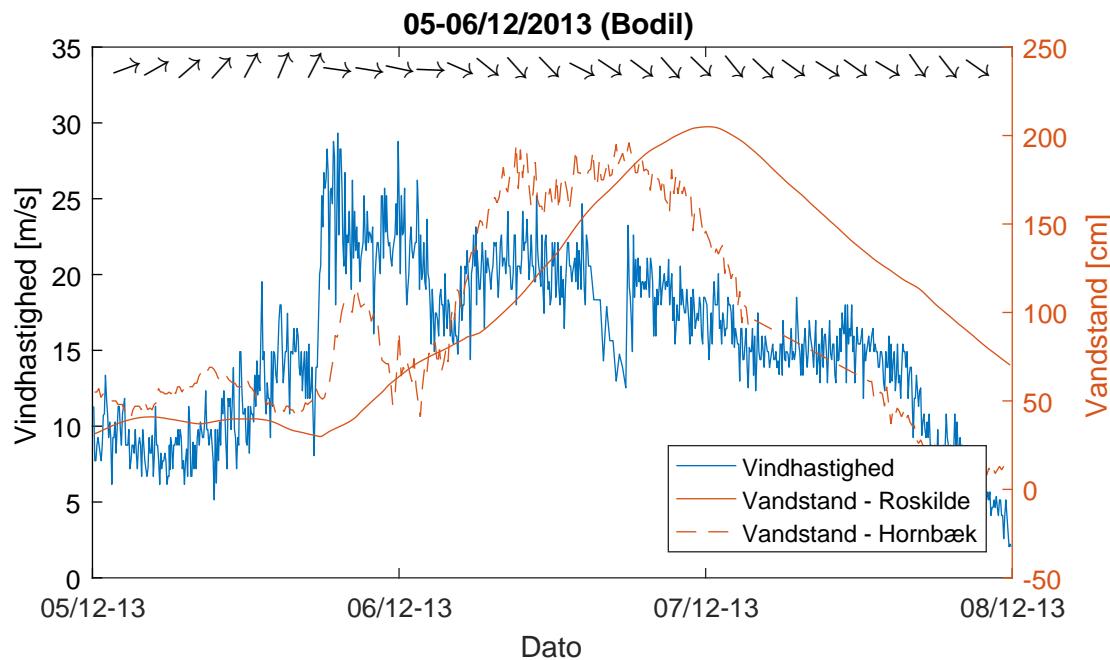
I dette bilag vises plot af vindhastigheder og vandstande under storme i perioden 2012-2015. De vises kun for denne periode, da der både forefindes vandstandsmålinger og vindmålinger for denne periode. Figurene nedenfor anvendes til at beskrive nogle af de mulige forskelle i vindhastighed, varighed og retning, som har forårsaget de ekstreme vandstande under stormen Bodil. Alle vandstandsdata og vindserier er fra DMI [2016b]; Weather Underground [2016].



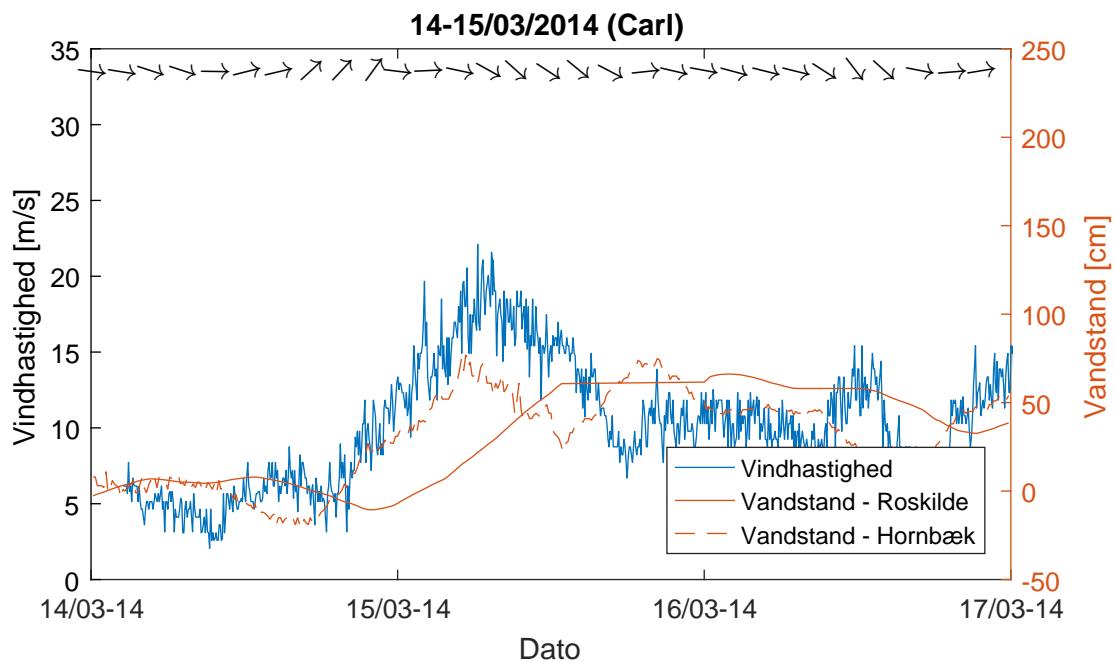
Figur F.1. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen d. 4. januar 2012.



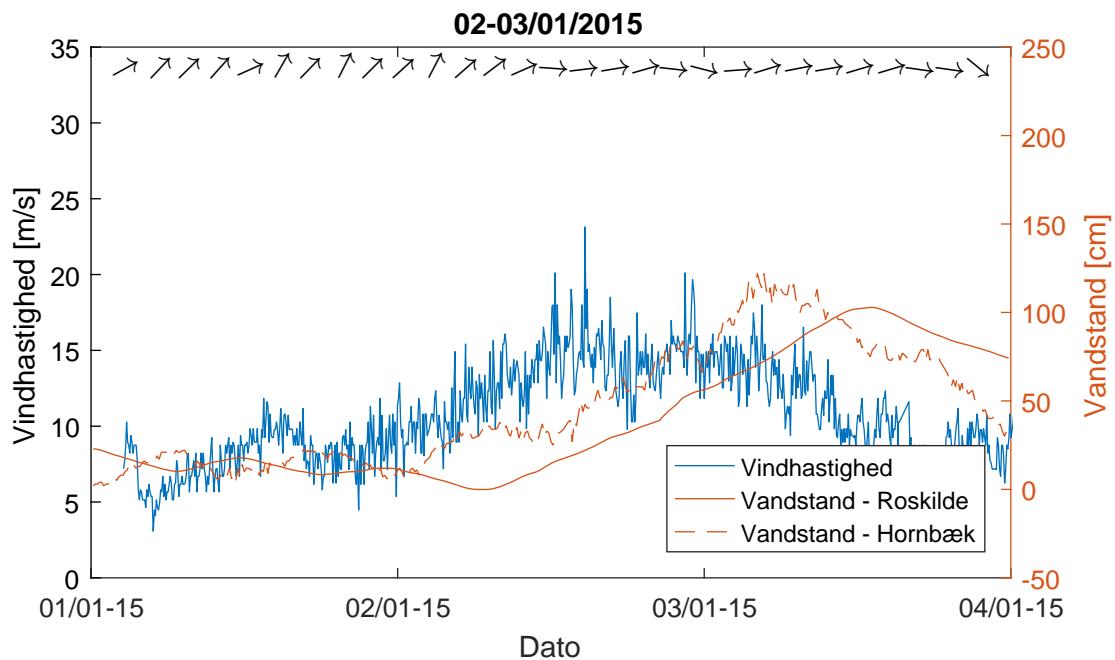
Figur F.2. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Allan.



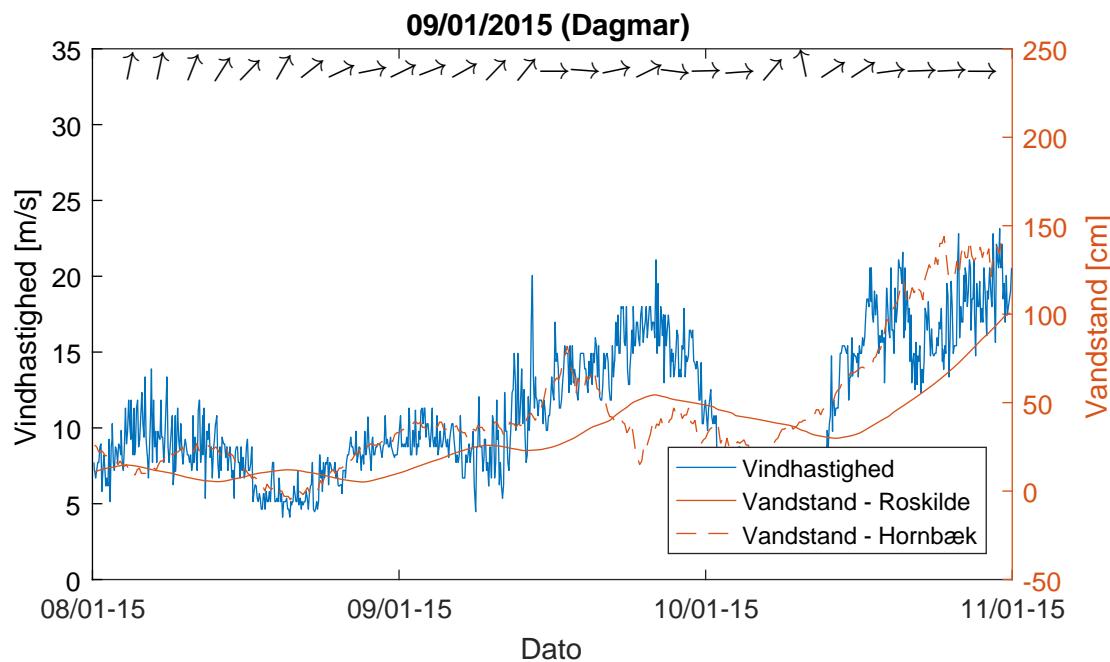
Figur F.3. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Bodil.



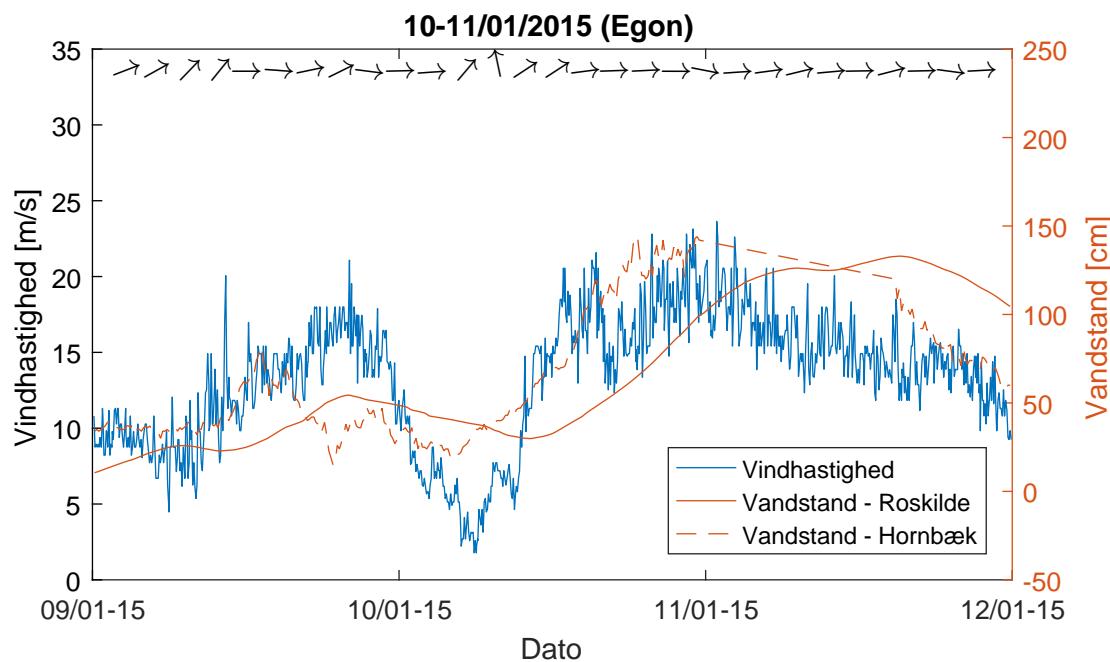
Figur F.4. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Carl.



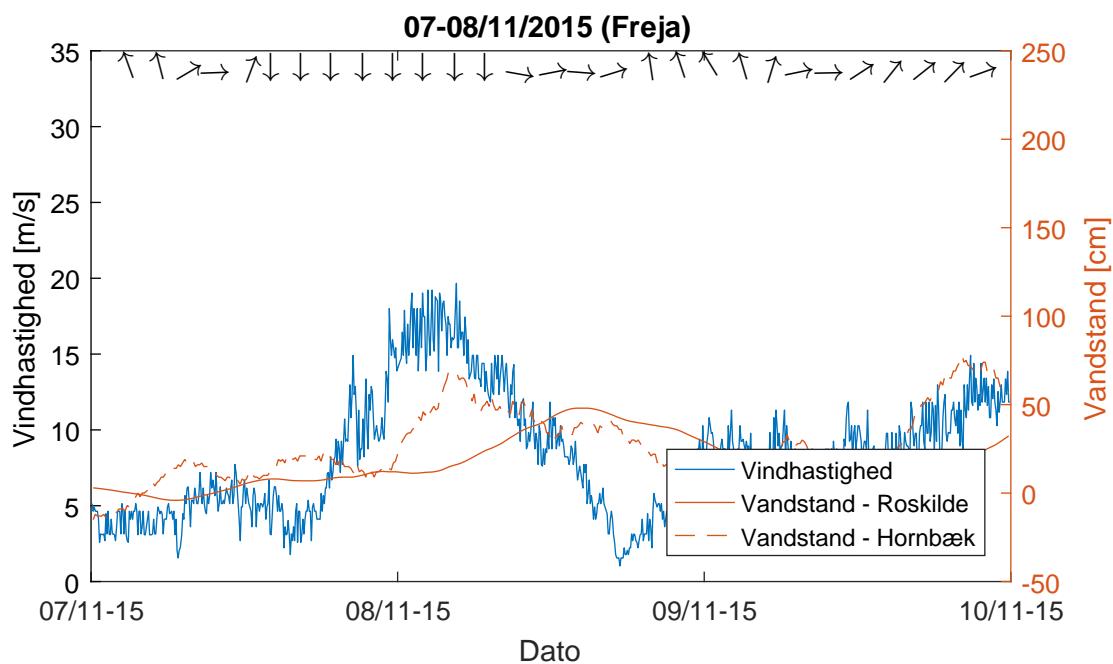
Figur F.5. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen d. 2-3 januar 2015.



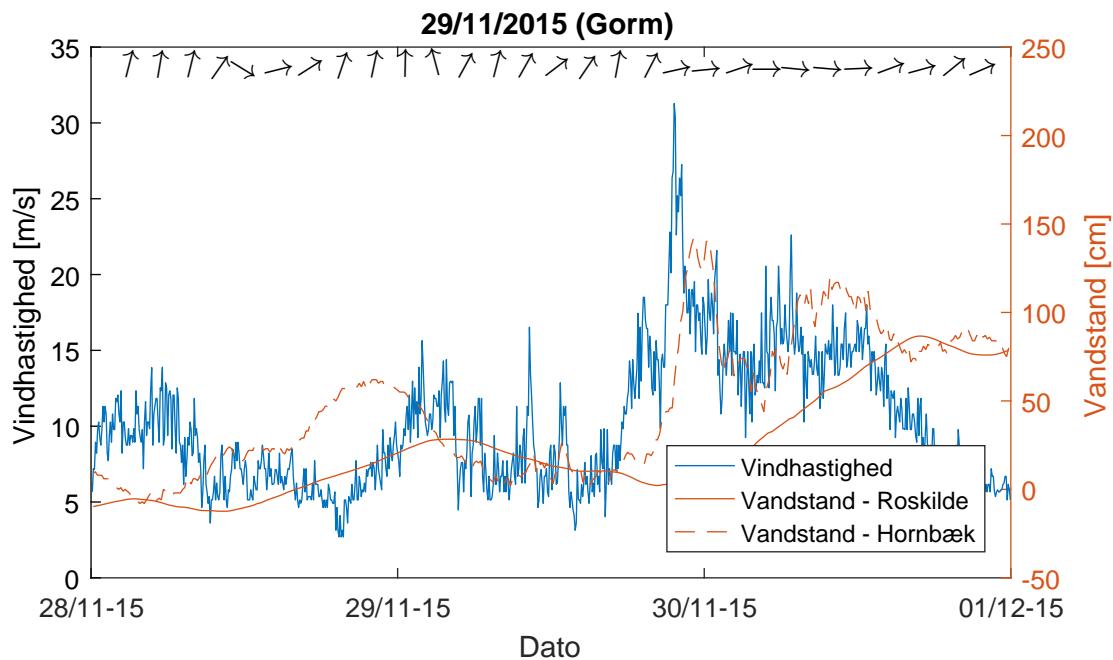
Figur F.6. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Dagmar.



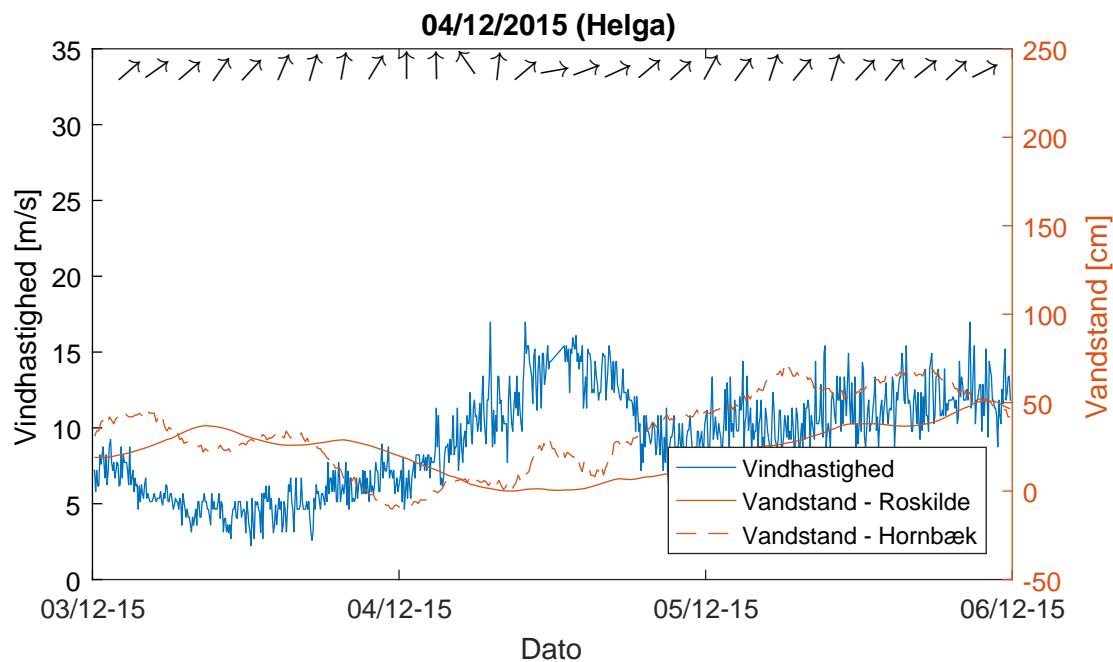
Figur F.7. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Egon.



Figur F.8. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Freja.



Figur F.9. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Gorm.



Figur F.10. Vindhastighed, vindretning og vandstand under stormen Helga.

Ekstremvandstandsstatistik i Holbæk og Roskilde

G

I 2013 foretog Kystdirektoratet [2013] en statistisk analyse af ekstremvandstande ved 68 målestationer i Danmark. For at vurdere gentagelsesperioden for vandstanden under Bodil ved Holbæk og Roskilde udføres en tilsvarende analyse, hvor Kystdirektoratets datasæt suppleres med data fra DMI [2016b] for årene 2013, 2014 og 2015, inklusiv vandstanden under Bodil.

Alle vandstandene gøres trendfrie, dvs. alle målingerne tilpasses efter vandstandsstigningen som følge af klimaforandringer. Der forudsættes en vandstandsstigning på 7 cm/99år for begge målestationer [Kystdirektoratet, 2013], og målingerne gøres trendfri ved at justere vandniveaueret til et niveau i år 1990. De 40 højeste historiske vandstande ses i tabel G.2 og G.3.

Der anvendes samme metodik som i Kystdirektoratet [2013], hvor en trunkeret Weibull-fordeling tilpasses ekstremvandstandene. Weibull-fordelingen tilpasses ekstremvandstande, der overstiger et givent afskæringsniveau. Fordelingsfunktionen for en trunkeret Weibull-fordeling er følgende:

$$F(x, \alpha, \beta, \gamma) = 1 - \exp\left(-\left[\frac{x - \gamma}{\beta - \gamma}\right]^{\alpha}\right), \text{ for } x > \gamma \quad (\text{G.1})$$

hvor

$F(x, \alpha, \beta, \gamma)$	Fordelingsfunktionen [-]
x	Vandstand [cm]
α	Skala-parameter [-]
β	Form-parameter [cm]
γ	Afskæringsniveau [cm]

Parametrene α og β bestemmes ved brug af ekstremvandstande for havnen, der overstiger det valgte afskæringsniveau, samt Maksimum Likelihood-metoden. Der anvendes samme afskæringsniveau som Kystdirektoratet [2013]. Kystdirektoratets afskæringsniveau er bestemt på baggrund af en analyse af, hvilket afskæringsniveau medfører den bedste tilpassede Weibull-fordeling, vurderet på baggrund af fordelingsfunktion, middeltidshændelse og spredning på middeltidshændelse [Kystdirektoratet, 2013]. Denne analyse bør gentages med det udvidede datasæt, men dette undlades i denne analyse.

Parametrene for de to målestationer ses i tabel G.1. Dataperioden er hhv. 21,1 og 32,1 år for Roskilde Havn og Holbæk Havn. Samlet set er der hhv. 34 og 27 ekstremvandstande for Roskilde Havn og Holbæk Havn, der overstiger afskæringsniveaueret. Heraf inkluderet 3,25 år og tre ekstremvandsstande for begge stationer fra det supplerede datasæt fra DMI.

	γ [cm]	λ	α	β [cm]
Roskilde Havn	94	1,615	0,940	110,48
Holbæk Havn	109	0,842	0,902	126,42

Tabel G.1. Parametre for Weibull-fordelingen for de to målestationer.

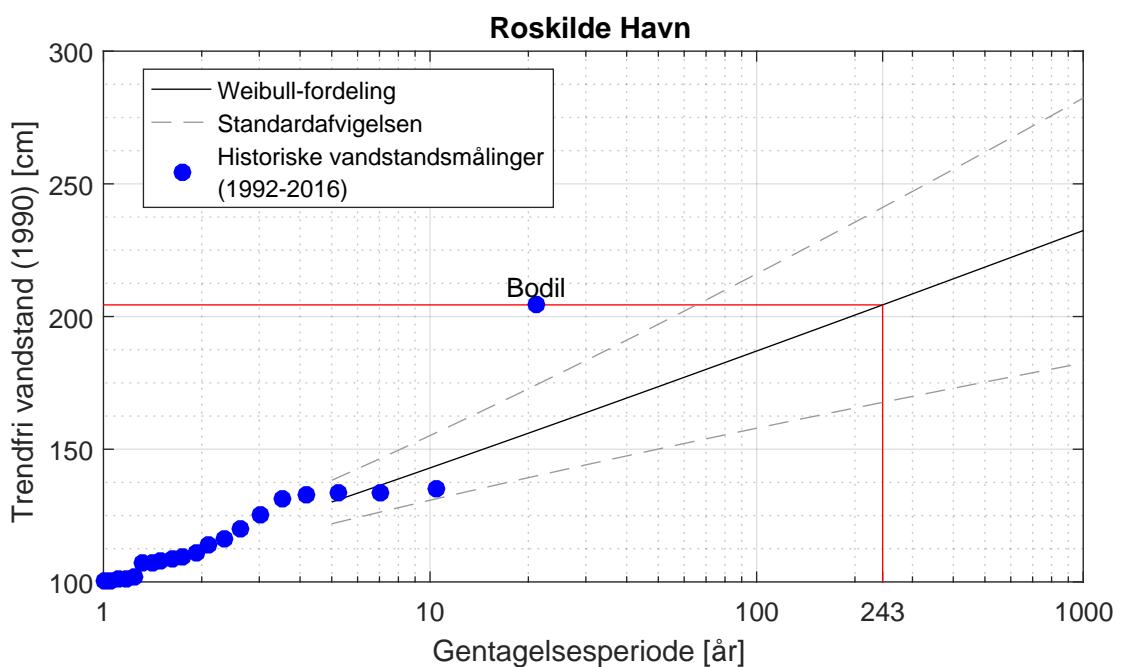
Middeltidshændelser for Weibull-fordelingen bestemmes med følgende udtryk:

$$VS(T) = \gamma + (\beta - \gamma) \cdot \left(-\ln \left[\frac{1}{\lambda \cdot T} \cdot (1 - F(x, \alpha, \beta, \gamma)) \right] \right) \quad (G.2)$$

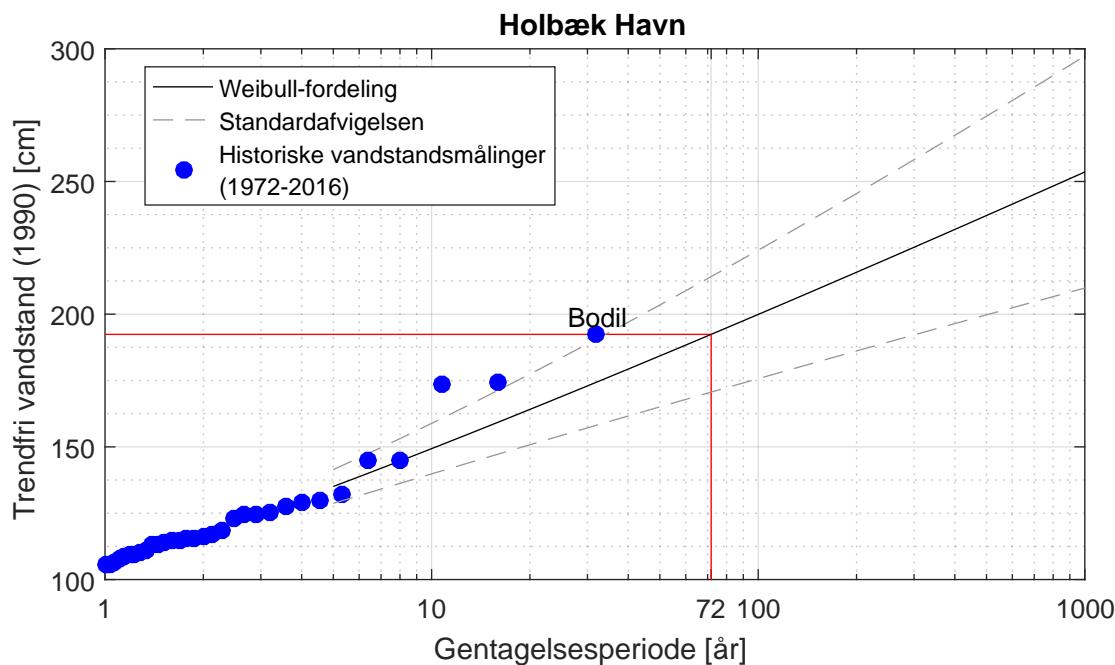
hvor

$VS(T)$ λ	Vandstand for middeltidshændelsen [cm] Gennemsnitlige ekstremvandstandshændelser over afskæringsniveauet [år^{-1}]
----------------------	--

Middeltidshændelserne udregnet på baggrund af formel (G.2) ses i figur G.1 for Roskilde Havn og figur G.2 for Holbæk Havn. Standardafvigelsen er beregnet på baggrund af bootstrapping med 1000 sæt for ekstremvandstande.



Figur G.1. Middeltidshændelser for Roskilde Havn.

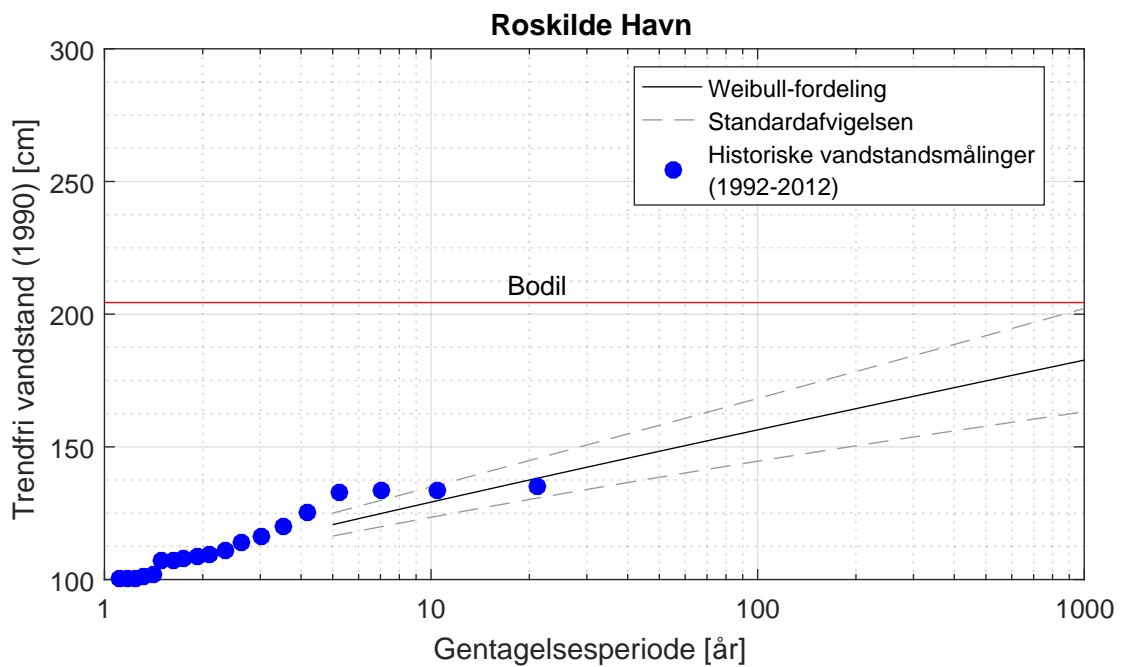


Figur G.2. Middeltidshændelser for Holbæk Havn.

Det ses, at gentagelsesperioden for vandstanden under Bodil er 243 år og 72 år for hhv. Roskilde Havn og Holbæk Havn.

Med forbehold for standardafvigelsen for middeltidshændelserne er gentagelsesperioden 70 til 6000 år og 30 til 300 år for hhv. Roskilde Havn og Holbæk Havn. Det ses derfor, at der er stor usikkerhed på gentagelsesperioden for stormen Bodil. Kystdirektoratet [2013] udtrykker, at middeltidshændelserne generelt har et gyldighedsområde på 5 år til 100/200/500 år afhængigt af dataperioden og afskæringsniveauet.

Figur G.3 viser undersøgelsen, udført kun for ekstremvandstande før 2012 i Roskilde Havn. Denne analyse svarer til undersøgelsen udført af Kystdirektoratet [2013]. Ifølge Marfelt [2013] var den maksimale vandstanden under Bodil en 1000 års hændelse. Det ses, at denne gentagelsesperiode er aflæst for den øverste standardafvigelse. Hvis der aflæses fra middel Weibull-fordelingen findes en gentagelsesperiode, for vandstanden under Bodil på 6980 år. Begge aflæsninger er udenfor gyldighedsområdet.



Figur G.3. Middeltidshændelser for Roskilde Havn før 2012.

År	DVR90 (cm)	Trendfri (cm)	År	DVR90 (cm)	Trendfri (cm)
2013	206	204	1997	101	101
1999	136	135	2004	101	100
2007	135	134	1993	100	100
2000	134	133	1995	100	100
2006	134	133	2012	100	98
2015	133	131	2005	99	98
1995	126	126	2008	99	98
2008	121	120	2008	99	98
1997	117	117	2009	99	98
2007	115	114	1993	98	98
1995	111	111	2001	98	97
2001	110	109	2002	98	97
1995	109	109	1995	97	97
2007	109	108	2003	95	94
1997	108	108	1996	94	94
2005	108	107	1995	93	93
2015	103	101	2008	93	92
1995	102	102	2012	92	90
2008	102	101	1993	91	91
1992	101	101	2004	91	90

Tabel G.2. De 40 højeste vandstande i Roskilde Havn i perioden 1992-2016.

År	DVR90 (cm)	Trendfri (cm)	År	DVR90 (cm)	Trendfri (cm)
2013	194	192	1990	114	114
1973	173	174	1982	113	114
1985	173	173	1976	112	113
1995	145	145	1981	110	111
1981	144	145	2015	112	110
1973	131	132	1996	110	110
1988	130	130	1983	109	109
1989	129	129	1995	109	109
1973	126	127	1979	107	108
1997	126	126	1985	106	106
1995	125	125	1976	105	106
1983	124	124	1978	105	106
2015	125	123	1993	106	106
1973	117	118	2012	106	104
1986	117	117	1975	103	104
1999	117	116	1978	103	104
1980	115	116	1983	103	103
1981	115	116	1999	103	102
1992	115	115	1985	102	102
1995	115	115	1972	101	102

Tabel G.3. De 40 højeste vandstande i Holbæk Havn i perioden 1972-2016.

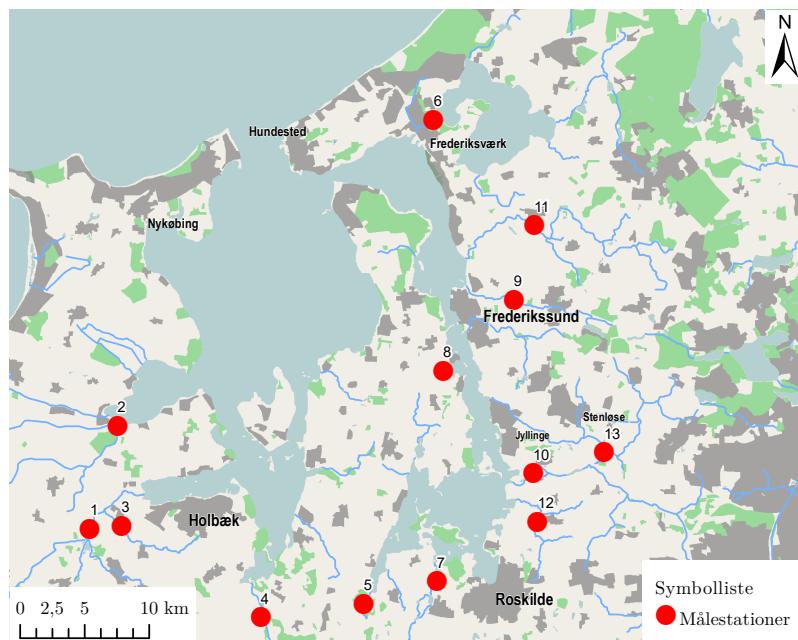
Vandføring i vandløb

H

Vandføringen for de 13 vandløb, hvor der foreligger data for døgnvandføring og som udmunder i fjordsystemet, ses i tabel H.1. Placeringen af målestationerne fremgår af figur H.1.

ID	Vandløb	Vandføring ¹ [mio. m ³ /år]
6)	Arresø Kanal	50.0
7)	Langvad Å	29.3
1)	Tuse Å	24.3
11)	Havelse Å	19.7
13)	Værebrogård Å	18.8
2)	Lammefjord Søkanal	16.8
10)	Hove Å	9.6
4)	Elverdamsåen	8.0
3)	Kalveå	7.6
9)	Græse Å	5.3
12)	Maglebæk	4.2
5)	Helligrenden	2.4
8)	Mademose Å	0.7
Samlet		196.8

Tabel H.1. Årlig afstrømning fra vandløb til fjordsystemet. ¹Bestemt ud fra døgnvandføring fra [Miljøportalen, 2014]. ID angiver vandløbsnummeret på figur H.1.



Figur H.1. Vandmålerstationer for alle 13 vandløb. Tallet angivet ud for målestationerne refererer til ID i tabel H.1.

Bidrag fra vandløb og nedbør

I

Det samlede maksimale bidrag fra vandløb og nedbør under en storm kan estimeres på baggrund af simple, grove overslag.

Det forudsættes, at vandvolumen tilført på samme dag som en storm bidrager direkte til vandkoten. I gennemsnit tilføres fjordsystemet, jf. kapitel 6, 179 mm/år fra vandløb ift. afstrømningsarealet. Dette svarer til 0,5 mm/d i gennemsnit.

For Langvad Å er der målt en forøgelse af vandføringen på samme dag som storm på ca. en faktor 3,5, beregnet ud fra målinger for døgnvandføring fra Miljøportalen [2014]. Faktoren er bestemt ved forholdet mellem den maksimale vandføring ved en dag med storm ift. middelvandføringen. Forudsættes dette at være gældende for alle vandløb, der udmunder i Roskilde Fjord, er den samlede ferskvandstilførsel maksimalt ca. 1,75 mm/d.

Den største mængde nedbør, der falder på samme dag som en storm i området, er ca. 32 mm, vurderet på baggrund af stormlisten og regnmåler 5845 ved Roskilde renseanlæg, jf. figur S.1.[DMI, 2016d,a]

Det samlede bidrag vurderes derfor ikke at overstige $0,175 \text{ cm} + 3,2 \text{ cm} = 3,375 \text{ cm}$. Idet dette er vurderet på baggrund af antagelsen om, at alle vandløb øges med en faktor svarende til den maksimale for Langvad Å, den største regnmængde falder samme dag som den øgede vandføring ved vandløbene, og forøgelsen i vandvolumen forbliver inde i fjordsystemet i 24 timer under stormen, vurderes dette overslag at være konservativ.

Det vurderes derfor, at bidraget fra vandløb og nedbør under en stormhændelse er ubetydelig for oversvømmelsen.

Total ferskvandstilførsel til fjordsystemet



Den totale ferskvandstilførsel til fjordsystemet analyseres, da der er flere konfliktnende kilder.

Vandplan 2010-2015 udtrykker følgende:

“Der er mange ferskvandskilder der løber til fra fjordenes oplande. Samlet set er ferskvandstilførslen fra vandløb ca. 350 mio m³ om året. De største kilder til Roskilde Fjord er Arresø kanal, Hove Å, Værebro Å og Langvad Å.”
[Miljøministeriet, 2011]

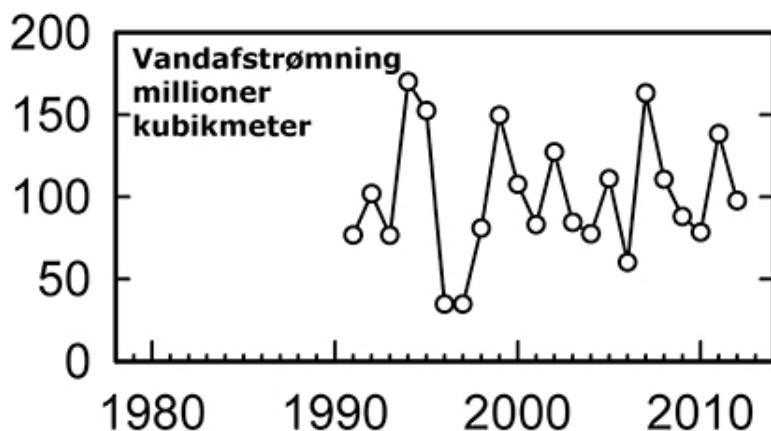
Dette forstås som, at den totale ferskvandstilførsel for hele fjordsystemet er 350 mio m³.

Lejre Kommune og Roskilde Kommune udtrykker begge følgende:

“Fra fjordens opland tilløber en mængde ferske vandløb. Der er således en samlet ferskvandstilførsel til Roskilde Fjord på 350 mio m³, og de største kilder til Roskilde Fjord er Arresø kanal, Hove Å, Værebro Å og Langvad Å.”
[Lejre Kommune, 2013; Roskilde Kommune et al., 2013]

Det vurderes dog, at dette er skrevet på baggrund af vandplanen, idet citaterne ligner hinanden. Det er derfor sandsynligt, at tallene for kommunerne er bygget på en forkert opfattelse af det, vandplanen udtrykker om ferskvandstilførsel.

Roskilde Fjord Portalen [2014] angiver en tidsserie for den årlige vandafstrømning, som er vist på figur J.1. Det er usikkert, hvorvidt figuren viser vandafstrømningen for hele Roskilde Fjord eller kun sydlig eller nordlig del af fjorden. Den gennemsnitlige vandføring over dataperioden er ca. 100 mio m³/år.



Figur J.1. Ferskvandstilførsel til Roskilde Fjord [Roskilde Fjord Portalen, 2014]

Forudsættes ferskvandstilførslen på figur J.1 til at være for henholdsvis sydlig del af Roskilde Fjord, nordlig del af Roskilde Fjord og hele fjorden, medfører dette følgende samlede ferskvandstilførsel for hele fjordsystemet, når det forudsættes, at nettonedbøren for afstrømningsoplændet er det samme som for hele fjordsystemet. Hvis det er opgivet for den:

- sydlige del af Roskilde Fjord, er nettonedbøren 223 mm og den totale tilførsel til fjordsystemet bliver 435 mio m³/år
- nordlige del af Roskilde Fjord, er nettonedbøren 138 mm og den totale tilførsel til fjordsystemet bliver 269 mio m³/år
- samlede Roskilde Fjord, er nettonedbøren 85 mm og den totale tilførsel til fjordsystemet bliver 166 mio m³/år

Ingen af de beregnede ferskvandstilførsler passer med det, som opgives i vandplanen.

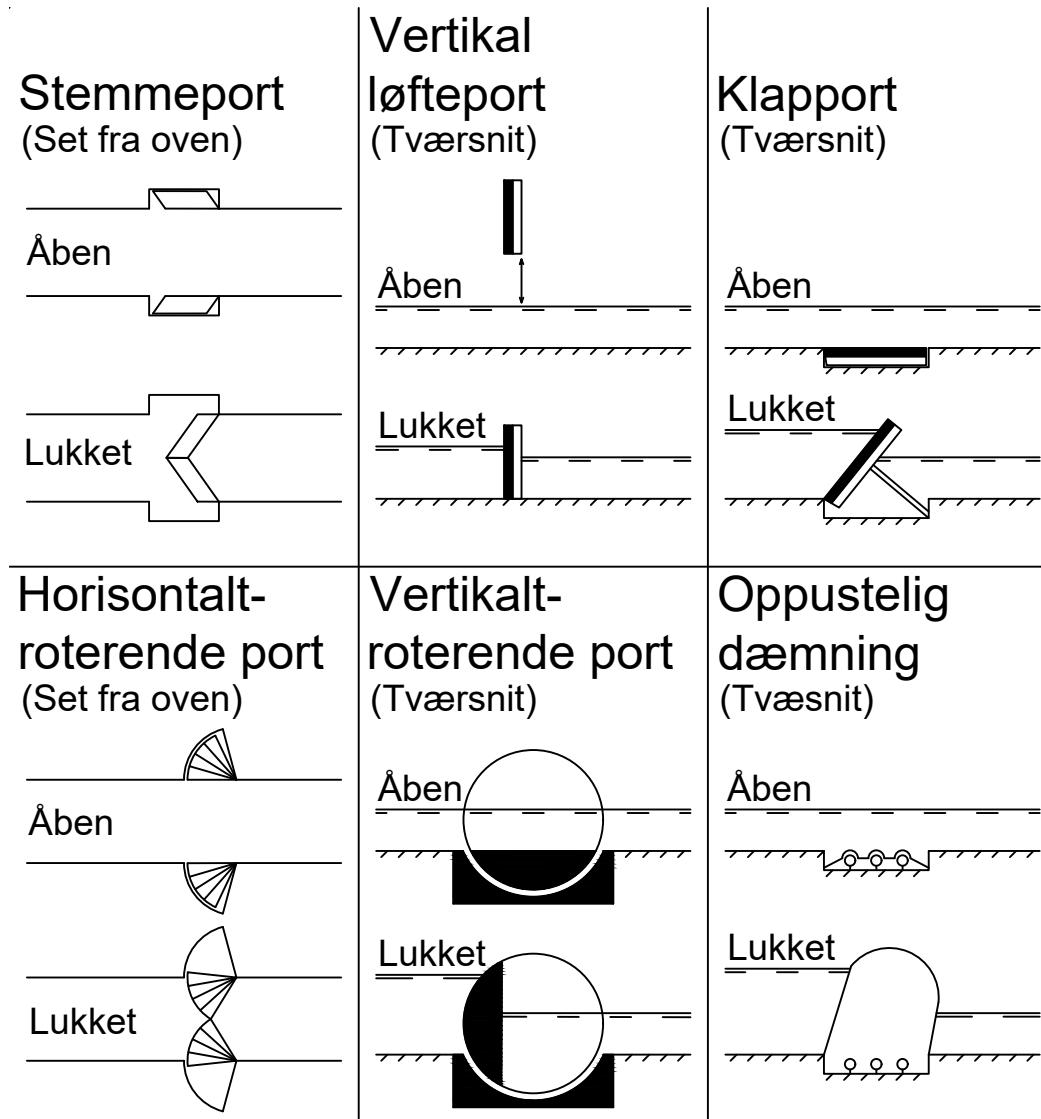
Ovesen og Svendsen [1994] angiver i en analyse af ferskvandstilførslen til danske farvande, at ferskvandstilførslen til Roskilde Fjord og Isefjord var 591,1 mio m³/år ± 36,1 mio m³/år i 1994. Vurderet på baggrund af afstrømningsoplændet for de to fjorde og forudsat ens nettonedbør for begge fjorde, er ferskvandstilførslen 359 mio m³/år for Roskilde Fjord og 232 mio m³/år for Isefjord. Dette passer tæt sammen med, at vandplanens opgivede ferskvandstilførsel kun dækker for Roskilde Fjord, som Roskilde Kommune og Lejre Kommune fortolker det.

Det ses dog ud fra figur J.1, at ferskvandstilførslen i 1994 er hævet over middel-ferskvandstilførslen i perioden 1991 til 2012, ca. 70 %. Derfor vurderes det, at Ovesen og Svendsens [1994] høje vandføring for fjordsystemet er pga. en høj ferskvandstilførsel i år 1994 og ikke en generel høj ferskvandstilførsel.

Det vurderes derfor, at der er bedst grundlag for en ferskvandstilførsel for hele fjordsystemet på 350 mio m³/år. Beregningerne fremgår af [Bilags-CD, Ferskvandstilfoersel].

Højvandsbarrierer K

Der findes forskellige højvandsbarriere. Nogle af disse fremgår af figur K.1. højvandsbarriere har hver især forskellige fordele og ulemper, som bliver beskrevet i det følgende. højvandsbarrierer kan opføres for en hel strækning med mange porte, eller opføres med kun én port, som er påhæftet kysten med landtanger eller diger.



Figur K.1. Højvandsbarrierer og deres virkemåde. [Dircke et al., 2012, Red.]

Stemmeport

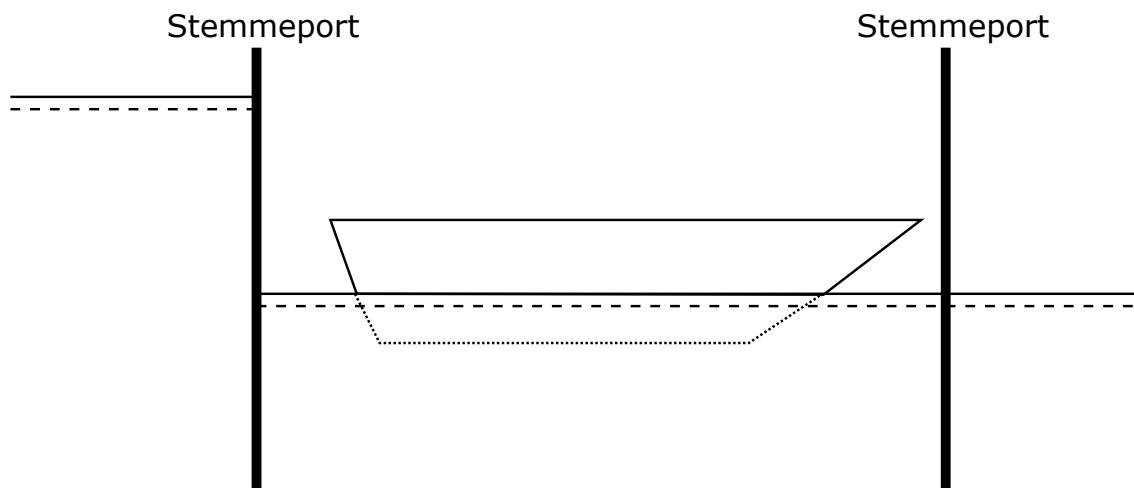
Stemmeporten er den mest udbredte højvandsbarriere. Den bruges til skibstransport, som fx ved Panama kanalen. Stemmeport-højvandsbarrieren har den fordel, at den er

veldokumenteret gennem den store udbredelse [Dircke et al., 2012]. Dog er ulempen, at stemmeport-højvandsbarrieren er begrænset i hvor bred den kan være, hvorfor højvandsbarrieren ofte bruges i floder og kanaler.

Kammersluse

En kammersluse består af to stemmeporte. Denne kan benyttes som skibssluse, hvor den ene stemmeport er åben og den anden lukket. Skibet sejler ind, begge stemmeporte lukkes, vandstanden reguleres, den anden stemmeport åbnes og skibet sejler ud. Der er på intet tidspunkt åbent hele vejen gennem slusen, hvorved kraftig strøm ved slusen undgås. [Den Store Danske, 2013]

På figur K.2 fremgår en princip tegning af en kammersluse, på tidspunktet hvor vandstanden lige er reguleret, men stemmeportene ikke er åbnet endnu.



Figur K.2. Principtegning af kammersluse. Tegnet efter [Den Store Danske, 2013]

Vertikal løfteport

Den vertikale løfteport er brugt flere steder i Holland og har den klare fordel, at den kan virke over spænd op til 100 m, men kan dog have problemer med sejllads under den. Virkemåden fremgår af figur K.1, hvortil nogle højvandsbarrierer af denne type er konstrueret således, at porten ikke når bunden helt, sådan en flux under højvandsbarrieren kan kontrolleres. [Dircke et al., 2012]

Klapport

Klapporten er ikke synlig, når den ikke er aktiv, idet den ligger under vandet. Når vandstanden stiger, kan den, som vist på figur K.1, hæves for at holde vandet ude. Fordelen er, at der ikke er nogen umiddelbar begrænsning for spændets bredde, og at der ikke skal tages højde for, at skibe skal kunne sejle under porten. Dog er vedligeholdelsen af

højvandsbarrieren besværliggjort, af at al mekanik er under vandoverfladen. Samtidig vil porten også være utsat for tilgroning. [Dircke et al., 2012]

Horisontalt roterende port

Den horisontalt roterende port kan både opføres som behæftet på bunden eller flydende. Begge typer har den fordel, at de kan dække over store spænd. Dog har den ikke flydende version det store problem, at når højvandsbarrieren kører på bunden, kræver det, at der laves en skinne til dette. Denne skinne sandes til over tid, hvorved højvandsbarrieren ikke kan fungere. Den flydende version har ikke dette problem. Men ulempen ved begge versioner er, at de kræver store tordokker til opbevaring, mens de ikke er i brug. [Dircke et al., 2012]

Vertikalt roterende port

Den vertikalt roterende port kan udføres på to måder; en, hvor porten hæves over vand, når den ikke er i brug, og en, hvor porten sænkes under vand, når den ikke er i brug, se figur K.1. Slusens krumme port gør den rigid, hvilket gør, at porten kan spænde over afstande op til omrent 70 m. Ulempen for porten, der opbevares under vand, er den samme som for klapport-højvandsbarrieren. Dog kan begge versioner af denne højvandsbarriere roteres til over vandet, hvor vedligeholdelse er mere praktisk. Porten, der er over vandet, når den ikke er i brug, begrænser naturligvis de sejlende skibes maksimalhøjde. [Dircke et al., 2012]

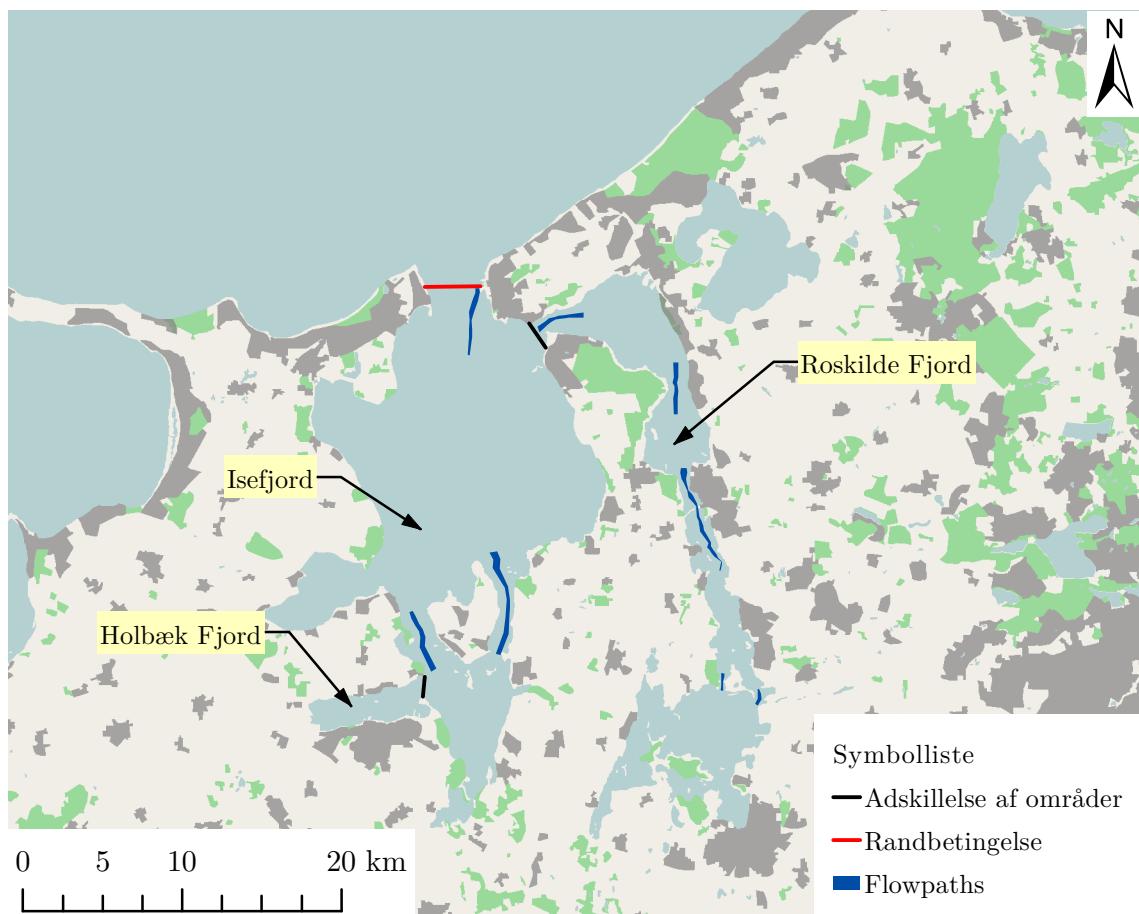
Oppustelig dæmning

Oppustelige dæmninger bruges primært ved vandløb eller floder, men er også brugt få steder som stormflods dæmning. Dette er sandsynligvis, fordi forstærket gummi er problematisk at fremstille i store dimensioner. Fordelen ved den oppustelige dæmning er, at denne kan etableres over meget store spænd, over 100 m, samt at denne ikke forhindrer skibe ved gennemsejling. Dog er ulempen, at dæmningen ikke fungerer på dybere vand end 10 m, og at vedligeholdelse og udskiftning af gummi besværliggøres af, at gummislangen opbevares under vand. [Dircke et al., 2012]

Analyse af beregningsnet L

For at opnå en tilstrækkelig nøjagtig vandstand samtidig med en overkommelig beregningstid analyseres beregningsnettet for oversvømmelsesmodellen. En lav beregningstid vil have størst betydning, når der modelleres tre dimensioner, som der gøres i modelleringen af salinitet, jf. kapitel 12.

I analysen varieres den maksimale størrelse af beregningscellerne i forskellige områder af fjordsystemet skiftevis, for at undersøge effekten på vandstanden og beregningstiden i oversvømmelsesmodellen. Områderne, som skiftevis varieres, er Holbæk fjord og Roskilde Fjord, hele fjordsystemet og smalle dybe passager, hvor strømningen primært foregår i samme retning (flowpaths). Områderne er vist på figur L.1.



Figur L.1. Områder hvis celle størrelser ændres under analysen af beregningsnettet.

Celletype

Flowpaths beskrives med rektangulære celler, mens der i de resterende områder anvendes trekantede celler. Forskellen mellem trekantede- og firkantede celler er, at trekantede cel-

ler vurderes generelt at være ideelle til at beskrive kyster, idet trekantens sider kan være parallelle med kanten, og beskrive områder med relativt lav vandføring og bundkotegradien.

Modsat vurderes firkantede celler at være bedre til at beskrive dele af fjorden med smalt tværsnit og høj vandføring, som bl.a. findes flere steder i Roskilde Fjord, hvor fjorden er smal, eller øer og lignende inddskrænker tværsnittet. De firkantede celler kan orienteres således, de følger den dominerende strømningsretning, hvilket er mere effektivt og reducerer numerisk dispersion.

I fjordsystemet anvendes derfor trekantede celler over størstedelen af fjorden, og firkantede celler anvendes ved smalle, dybe tværsnit, hvor strømningen har en primær retning.

Ændringer i beregningsnet

Der laves en simulering, hver gang cellestørrelsen er blevet varieret i et område. Til sammenligning er der lavet en referencemodell til at danne et udgangspunkt for vandstanden og beregningstiden. Når beregningscellerne i et område ændres, anvendes størrelsen af referencemodellens beregningsceller i de resterende områder. I simulering 1-3 varieres den maksimale cellestørrelse i Roskilde og Holbæk fjord, i simulering 4-8 varieres den maksimale af trekantede cellers størrelse i hele fjordsystemet og i 9-13 varieres dimensionerne på flowpaths.

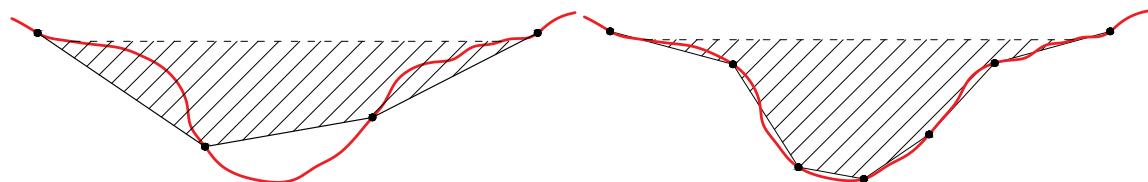
Variationerne i beregningscellernes maksimale størrelse er vist i tabel L.1.

Simulering	Holbæk Fjord og Roskilde Fjord [ha]	Isefjord [ha]	Flowpaths På langs [m]	Flowpaths På tværs [m]	Antal celler i alt
Reference	25	25	400	200	3714
1	15	25	400	200	4168
2	5	25	400	200	6651
3	2,5	25	400	200	10554
4	300	300	400	200	2335
5	100	100	400	200	2435
6	17,5	17,5	400	200	4720
7	10	10	400	200	7270
8	2,5	2,5	400	200	26244
9	25	25	1600	800	3243
10	25	25	800	400	3298
11	25	25	300	150	4135
12	25	25	200	100	5051
13	25	25	100	50	8552

Tabel L.1. Maksimal størrelsen af beregningsceller i referencemodellen og de øvrige modeller i analysen af beregningsnettet.

Beregningscellerne for Roskilde Fjord og Holbæk Fjord varieres specifikt, da disse fjorde indeholder de mest udsatte byer i hele fjordsystemet. Cellestørrelsen i disse områder gøres mindre for at undersøge, om det er nødvendigt at have en finere diskretisering end i resten af fjordsystemet.

Ved flowpaths varieres længderne af cellerne både på tværs og på langs. Hvis der er en for grov diskretisering af tværsnittet, kan det resultere i en for høj eller lav vandføring igennem flowpaths. Dette kan resultere i, at vandstanden i isolerede dele af fjorden ikke bliver korrekt fx. i den sydlige del af Roskilde Fjord. Principskitser af en grov og fin diskretisering af et tværsnit er vist på figur L.2.



Figur L.2. Principskitse af en flowpaths tværsnit ved en grov og fin diskretisering. Den røde linje viser bunden. Den sorte linje viser, hvordan beregningsnettet beskriver bunden.

For at undersøge effekten af at ændre de rektangulære beregningsceller i flowpaths er der indsat et tværsnit i modellerne, hvor vandføringen igennem udtrækkes som resultat for modellen. Tværsnittets, som undersøges, er vist på figur L.3.

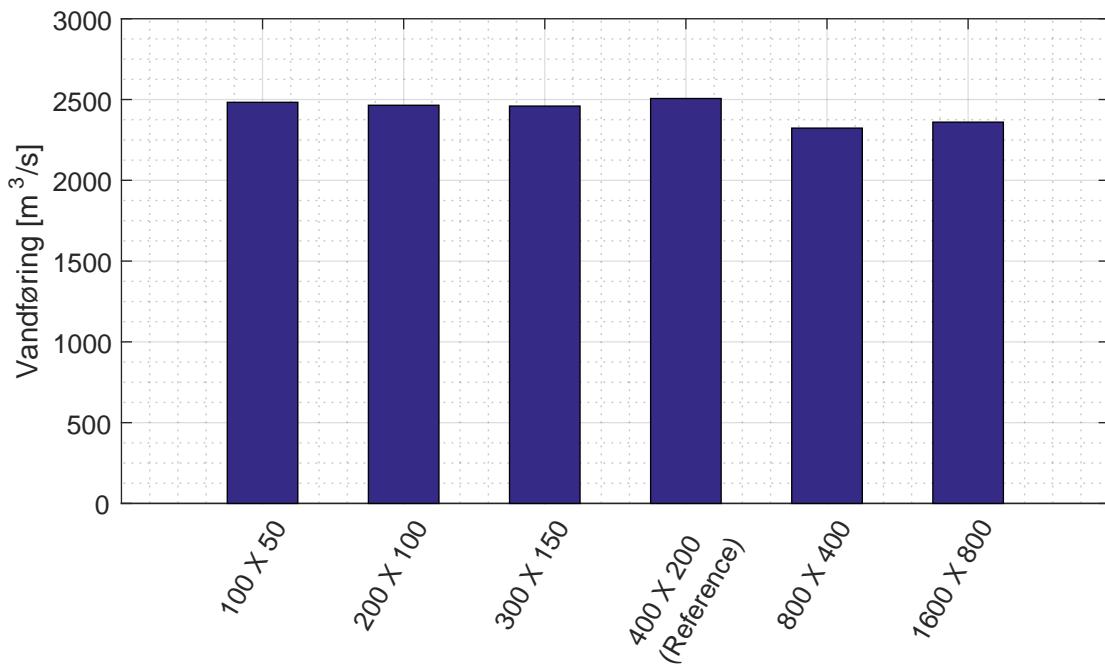


Figur L.3. Placering af tværsnit, der anvendes i analysen af beregningsnettet til undersøgelsen af vandføringen gennem flowpaths.

Resultater

Vandføring i flowpaths

De absolutte maksimale vandføringer i tværsnittet er vist på figur L.4.



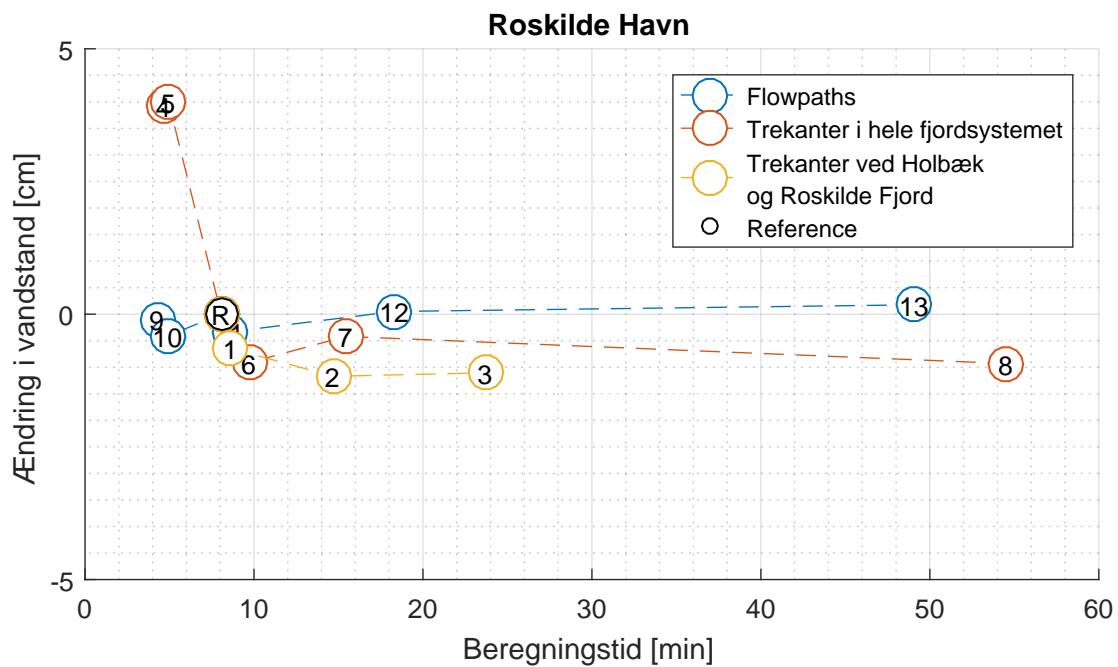
Figur L.4. Maksimale vandføringer i analyserne af flowpaths i tværsnittet.

Generelt er der ikke stor variation i den maksimale vandføring mellem de forskellige beregningsnet. Den største vandføring forekommer ved reference-beregningens net. Hvis der benyttes en finere diskretisering, ændres vandføringen med 1,9 %, men dette ville også forlænge beregningstiden. Ved en grovere diskretisering falder vandstanden med 5,8 %. Dette er en større forskel end ved en finere diskretisering. Dette kan betyde, at en grovere diskretisering ikke vil beskrive vandføringen i tværsnittet ligeså præcist som referencen.

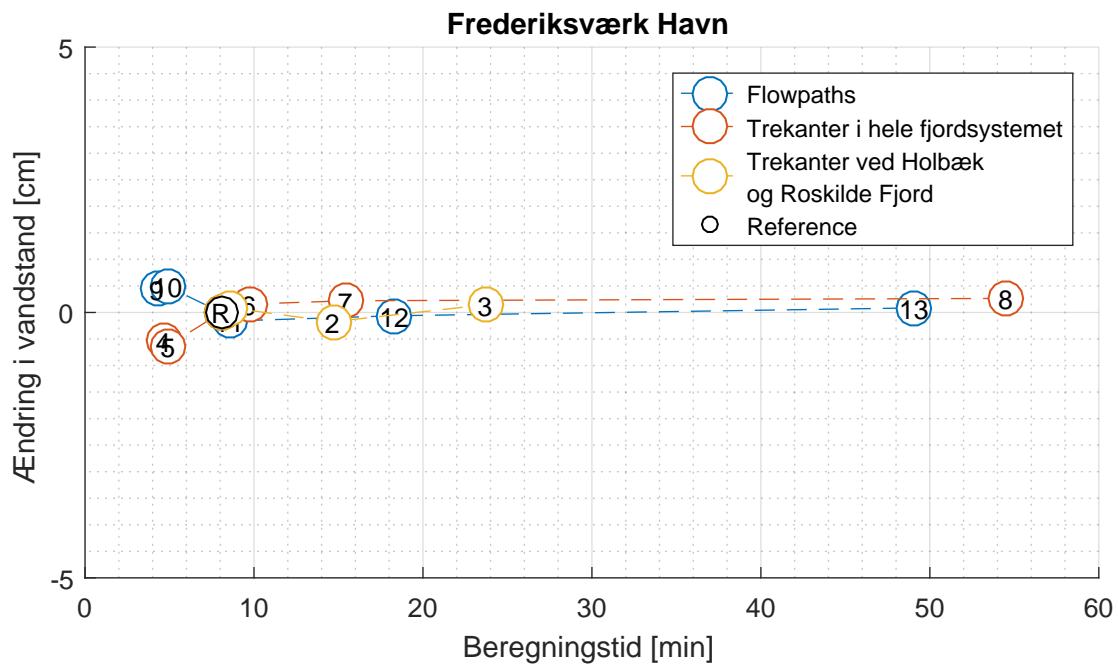
På baggrund af dette vurderes det, at referencestørrelsen af beregningscellerne på 400 m x 200 m beskriver vandføringen i flowpaths tilstrækkeligt ift. beregningstiden. Denne undersøgelse er kun lavet for denne ene flowpath, men det antages at være tilnærmedsvist ens for de andre, og det undersøges derfor ikke yderligere.

Resultater for vandstand

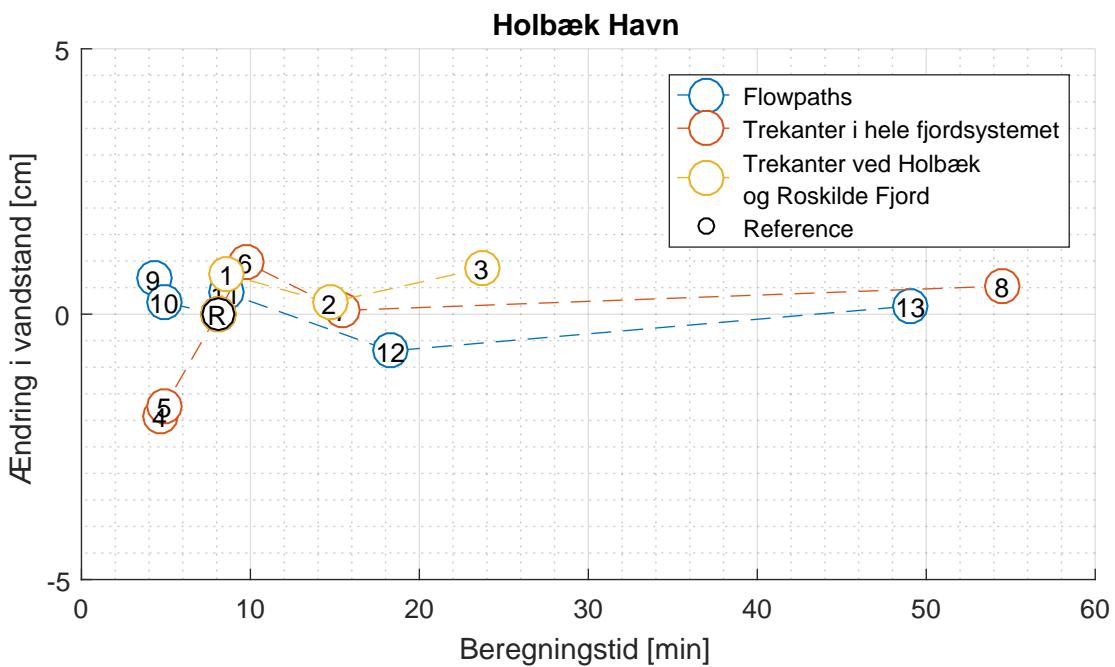
Ændringer i vandstanden for Roskilde, Frederiksværk og Holbæk Havn er vist i hhv. figur L.5, L.6 og L.7. Hvert punkt i figuren beskriver den opnåede vandstandsændring ift. referencen med den tilhørende cellestørrelse fra tabel L.1. Y-aksen beskriver vandstandsændringen ift. reference-beregningens net, og X-aksen beskriver beregningstiden for et givent beregningsnet. En længere modelleringstid er grundet en finere diskretisering af beregningsnettet. En ændring i vandstanden med en grovere diskretisering forventes at beskrive vandstanden mindre præcist end referenceberegningens net, og en vandstandsændring ved en finere diskretisering vil beskrive den mere præcist.



Figur L.5. Resultater for analysen af beregningsnettet for Roskilde Havn.



Figur L.6. Resultater for analysen af beregningsnettet for Frederiksværk Havn.



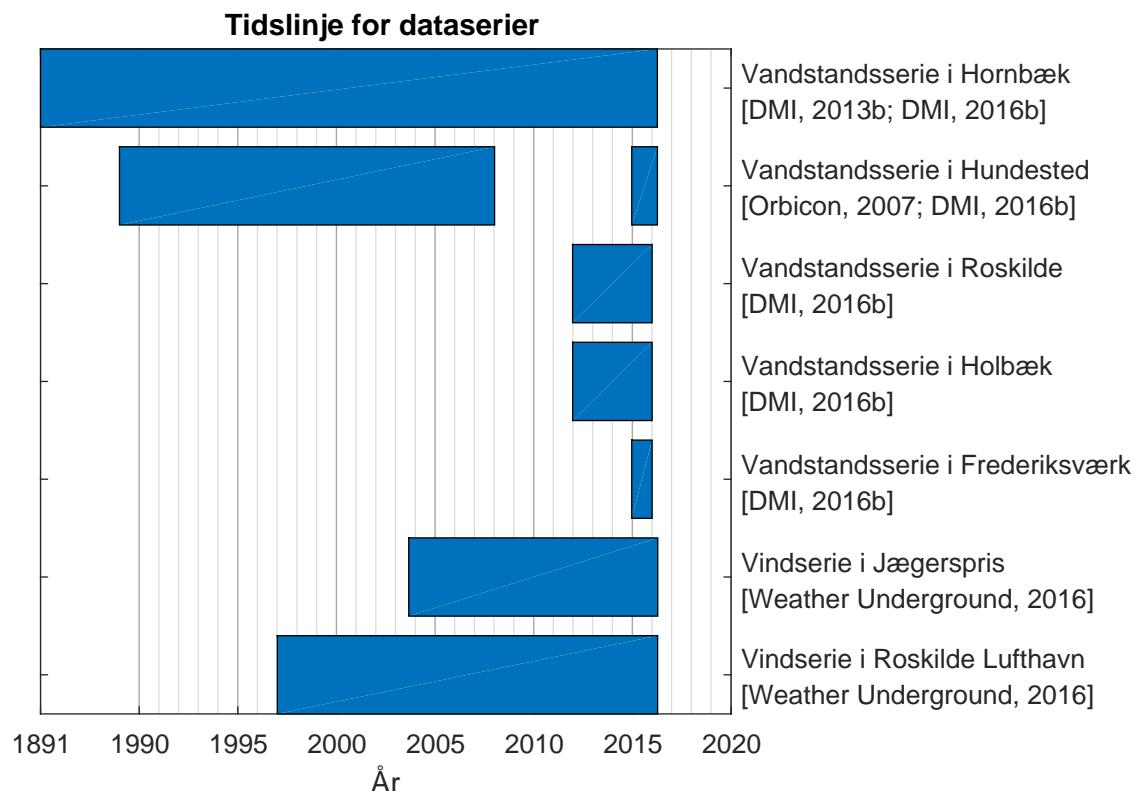
Figur L.7. Resultater for analysen af beregningsnettet for Holbæk Havn.

Den største ændring i vandstanden forekommer i Roskilde Havn, når de trekantede celler i hele fjordsystemet gøres større. Da diskretiseringen bliver grovere, forventes det, at vandstanden ikke beskrives lige så præcist som ved referencen. Den største ændring i vandstanden, som forekommer, når der anvendes en finere diskretisering, er ca. 1 cm, hvilket resulterer i en fordobling i modelleringstiden.

På baggrund af analysen er det valgt at fortsætte med referenceberegningsnettet i kalibreringen af oversvømmelsesmodellen, da dette vurderes at beskrive vandstanden tilstrækkeligt ift. beregningstiden.

Tidslinje for datasæt

M



Figur M.1. Tidslinje for vind- og vandstandsserier.

Tilpasning af Hornbæk målestation

N

Målestasjonen i Hornbæk Havn tilpasses, således den kan anvendes som randbetingelse i oversvømmelsesmodellen mellem Hundested og Rørvig under stormen Bodil. Formålet er at muliggøre simulering af oversvømmelse samt analyse af løsninger under stormen Bodil, da der ikke foreligger data for vandstanden i Hundested Havn under stormen Bodil.

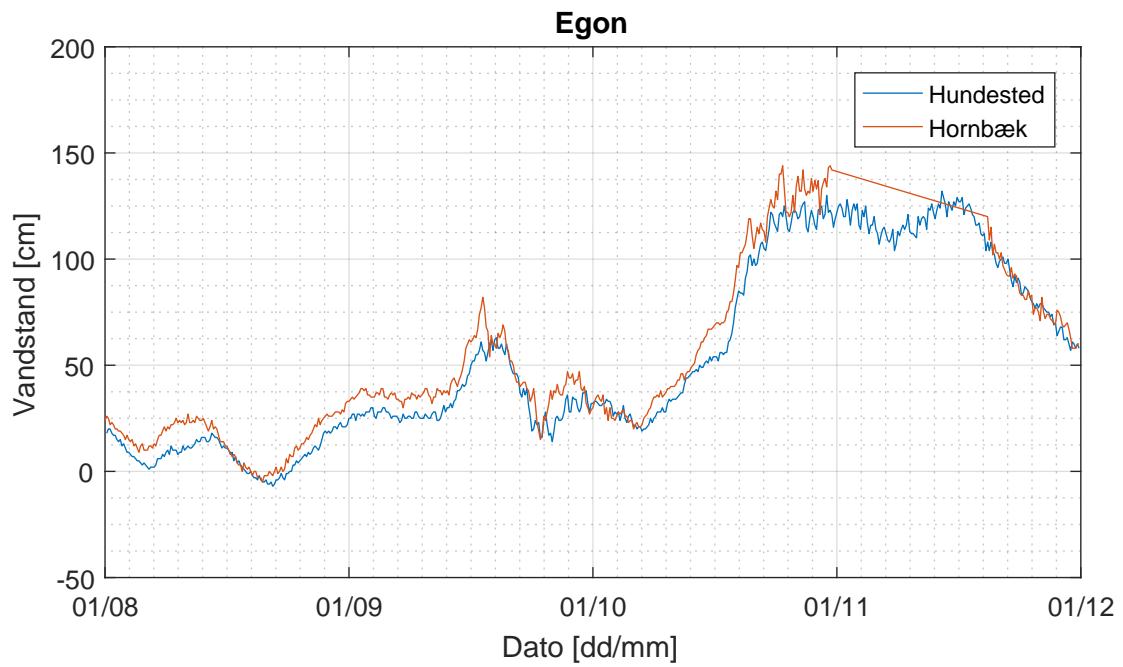
Vandstandsmålinger for målestationerne i Hundested og Hornbæk sammenlignes, hvor der søges en korrelation i vandstand mellem de to stationer, således vandstanden under stormen Bodil ved Hundested Havn kan estimeres ud fra vandstanden i Hornbæk Havn.

Afvigelsen mellem vandstandsmålinger ved målestationerne samt modelresultater uden korrigering ses i tabel N.1, hvor det ses, at oversvømmelsesmodellen med ikke-korrigerede målinger fra Hornbæk Havn som randbetingelse angiver for høje vandstande i begge målestationer, der foreligger data for vandstand under Bodil.

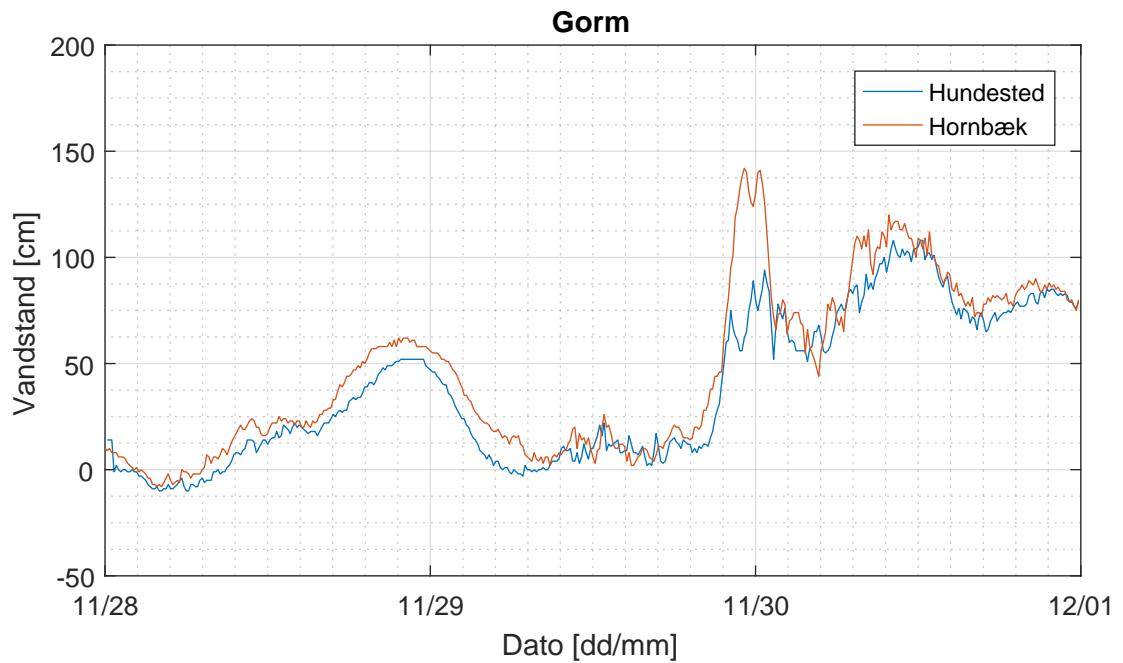
Ukorrigeret			
Vandstand [cm]			
	Målt	Modelleret	Afvigelse
Roskilde Havn	206	239	33
Holbæk Havn	194	215	21

Tabel N.1. Forskel mellem målte og modellerede vandstande under stormen Bodil med vandstanden i Hornbæk som randbetingelse uden korrigering.

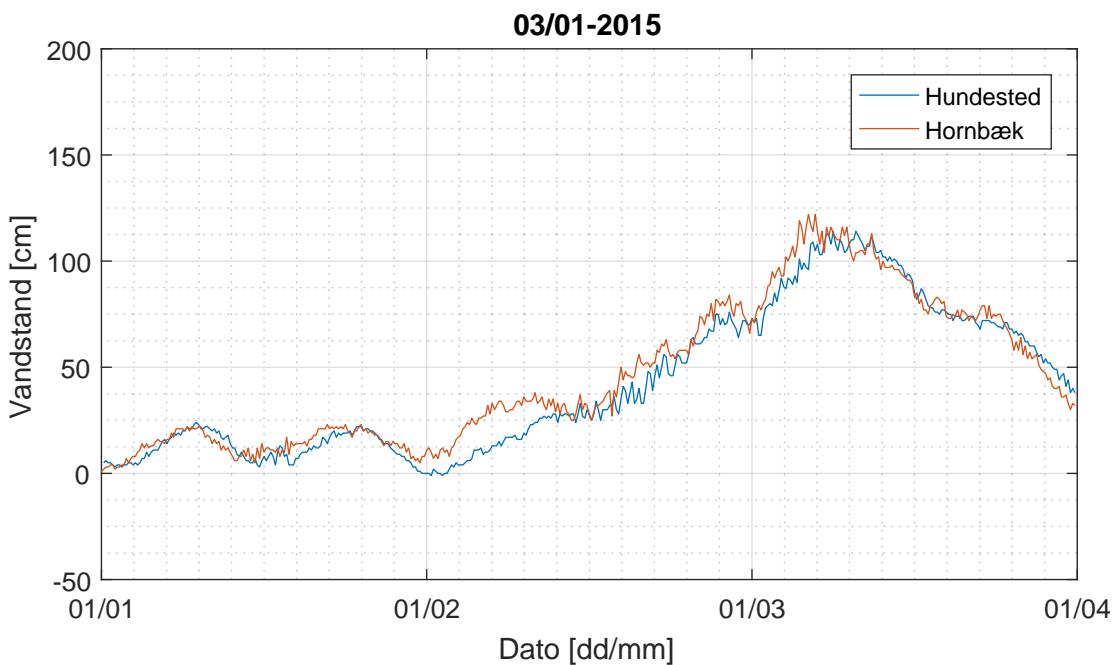
Målestasjonen i Hornbæk Havn sammenlignes med målestasjonen i Hundested Havn under de storme, som der kalibreres efter. De tre storme, der sammenlignes for, er Egon, Gorm og stormen, der skete d. 03/01-2015. Vandstanden ses på figur N.1-N.3. Det ses, at vandstanden i Hornbæk Havn generelt er højere end i Hundested Havn under de tre storme.



Figur N.1. Vandstanden i Hundested og Hornbæk Havn under Egon.



Figur N.2. Vandstanden i Hundested og Hornbæk Havn under Gorm.



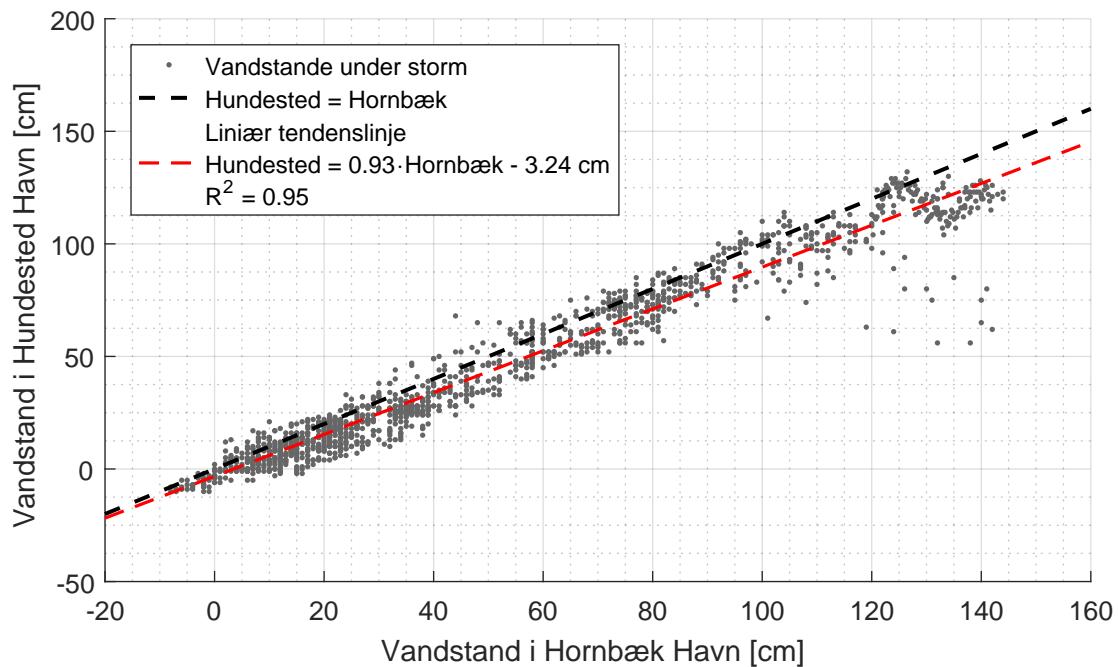
Figur N.3. Vandstanden i Hundested og Hornbæk Havn under stormen d. 03/01-2015.

Der anvendes to forskellige metoder til at tilpasse målestationen i Hornbæk:

- Lineær regression mellem begge stationer for stormene, der kalibreres efter
- Kalibrering af målestationen i Hornbæk

Lineær regression

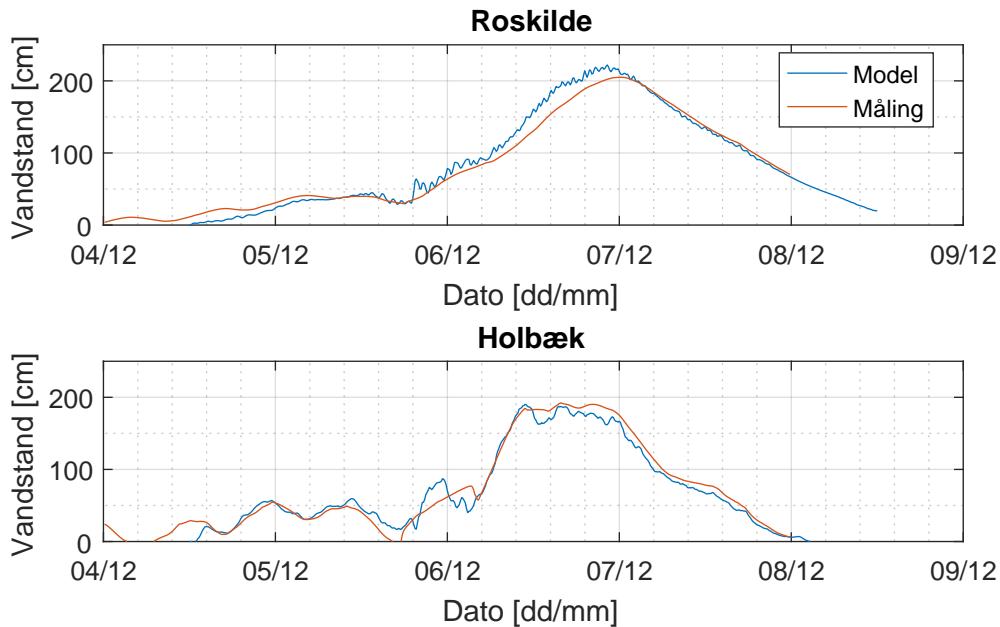
Figur N.4 viser en lineær regression mellem vandstanden i Hundested Havn og Hornbæk Havn under de tre storme. Her ses det, at der opnås en regressionsværdi, R^2 , på 0,95 ved en lineær tendenslinje på $VS_{\text{Hundested}} = 0,93 \cdot VS_{\text{Hornbæk}} - 3,24 \text{ cm}$. Dette betyder, at vandstanden ved Hundested generelt er lavere, og at forskellen i vandstand mellem de to stationer øges ved højere vandstande.



Figur N.4. Lineær regression mellem vandstanden i Hundested Havn og Hornbæk Havn.

Korrelationen mellem de to målestationer er sandsynligvis stormspeficif som følge af vindretning, varighed og vindstyrke. Samtidig er korrelationen beregnet på baggrund af tre storme, hvor vandstanden er betydelig lavere end under Bodil. Det er derfor usikkert, hvorvidt denne korrelationen kan beskrive den korrekte vandstand i Hundested Havn under Bodil.

Fjordsystemet simuleres igennem oversvømmelsesmodellen under Bodil med den korrigerede målestation i Hornbæk som randbetingelse. Resultaterne sammenlignet med data fra målestationerne i Roskilde og Holbæk ses på figur N.5. Den maksimale vandstand i begge målestationer sammenlignet med modelresultater ses i tabel N.2. Her ses det, at modellen angiver for høj vandstand ved Roskilde Havn.



Figur N.5. Vandstanden i målestationer i Roskilde og Holbæk sammenlignet med resultater for oversvømmelsesmodellen med den korrigerede målestasjon i Hornbæk.

Lineær regression				
	Vandstand [cm]	Målt	Modelleret	Afvigelse
Roskilde Havn	206	222	16	
Holbæk Havn	194	190	-4	

Tabel N.2. Forskel mellem målte og modellerede vandstande under Bodil med den korrigerede målestasjon i Hornbæk.

Det undersøges ved kalibrering om afvigelsen kan mindskes.

Kalibrering af Hornbæk

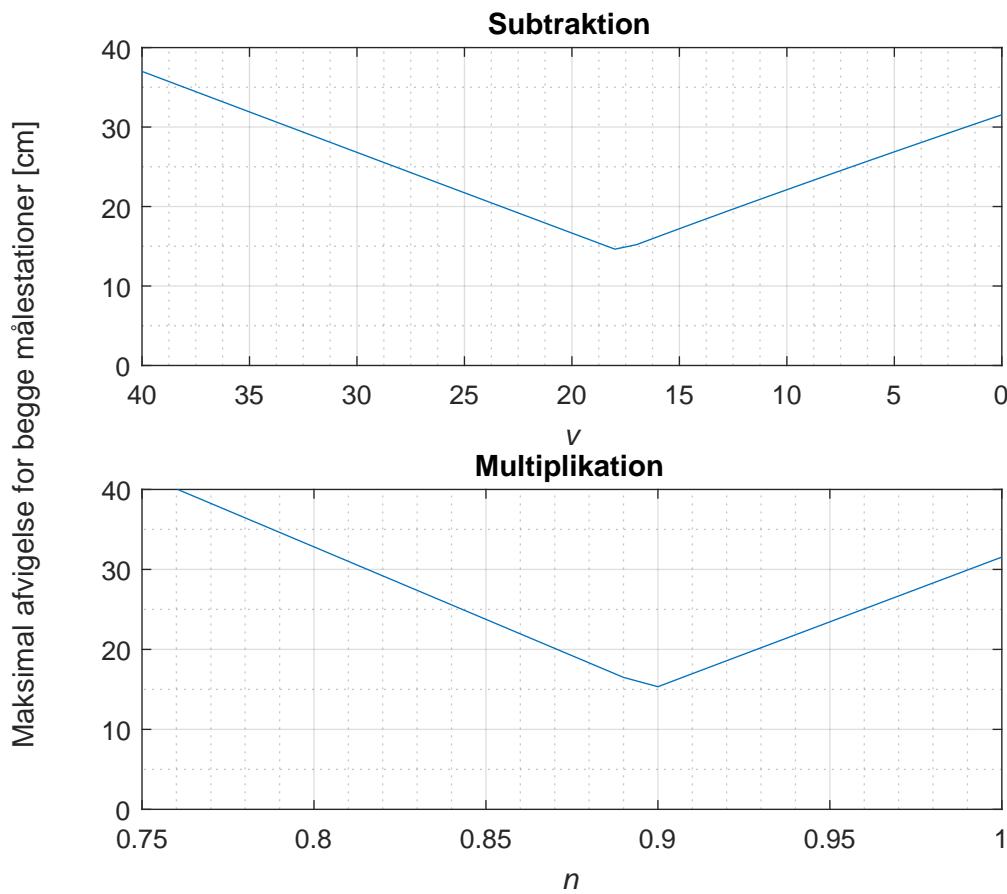
Målestationen i Hornbæk Havn forsøges kalibreret med to forskellige metoder:

- Subtrahere Hornbæk Havn med en vandstand, v
- Multiplicere Hornbæk Havn med en faktor, n

De to parametre n og v kalibreres således, afvigelsen mellem den maksimale målte og modellerede vandstand i Roskilde Havn og Holbæk Havn minimeres. En kombination af subtraktion og multiplikation forsøges ikke.

Resultaterne af kalibreringen ses på figur N.6. Den maksimale målte vandstand for Roskilde Havn og Holbæk Havn undersøges ift. den maksimale modellerede vandstand. Den største afvigelse af de to målestationer er vist på figur N.6 og minimum ca. 15 cm. Afvigelsen iht. stationer ses i tabel N.3 og N.4. Afvigelsen i Roskilde Havn er reduceret med 1 cm – 2 cm, men er øget med 11 cm i Holbæk Havn. Der anvendes derfor den lineære

regression i stedet til beskrivelse af vandstanden i Hundested til modellering af stormen Bodil i fjordsystemet.



Figur N.6. Afgangelse mellem måling og model ved den maksimale vandstand ved anvendelse af begge metoder.

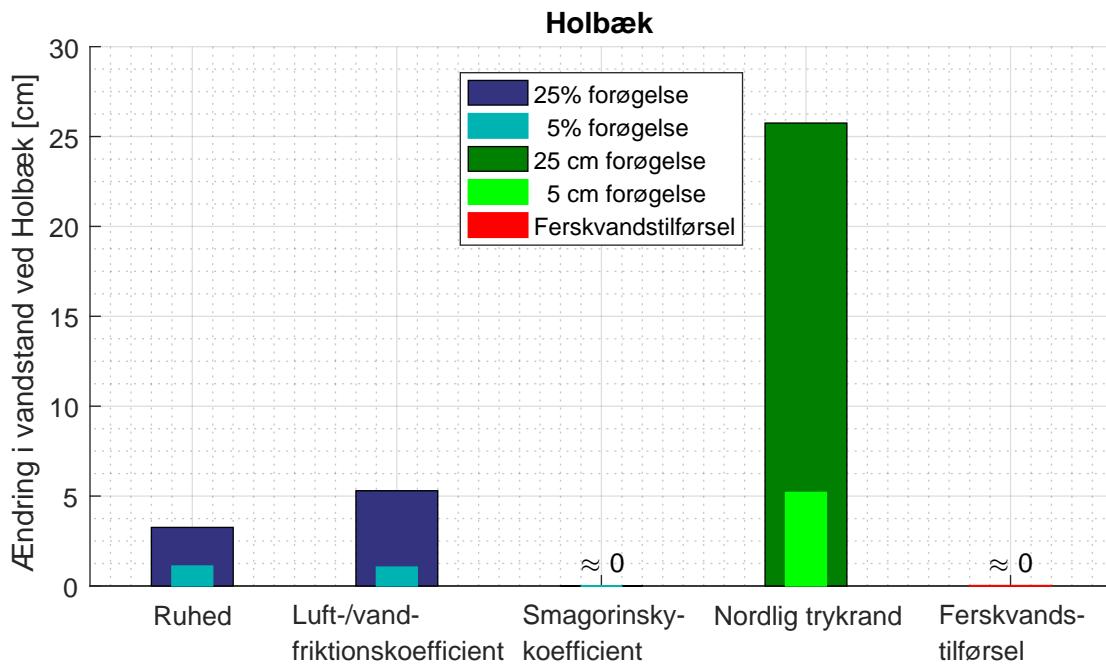
Subtraktion, -18			
Vandstand [cm]			
	Målt	Modelleret	Afvigelse
Roskilde Havn	206	220	14
Holbæk Havn	194	179	-15

Tabel N.3. Forskel mellem målte og modellerede vandstande under Bodil med den kalibrerede målestation i Hornbæk ved subtraktion.

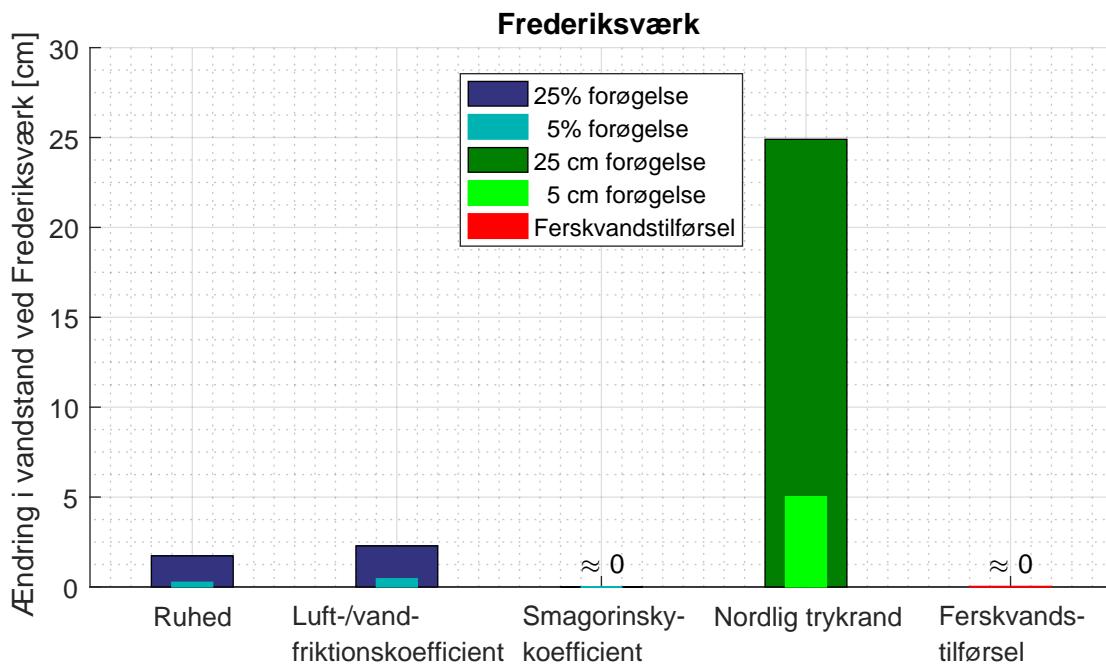
Multiplikation, ×0,9			
Vandstand [cm]			
	Målt	Modelleret	Afvigelse
Roskilde Havn	206	221	15
Holbæk Havn	194	179	-15

Tabel N.4. Forskel mellem målte og modellerede vandstande under Bodil med den kalibrerede målestation i Hornbæk ved multiplikation.

Følsomhedsanalyse iht. Holbæk og Frederiksværk



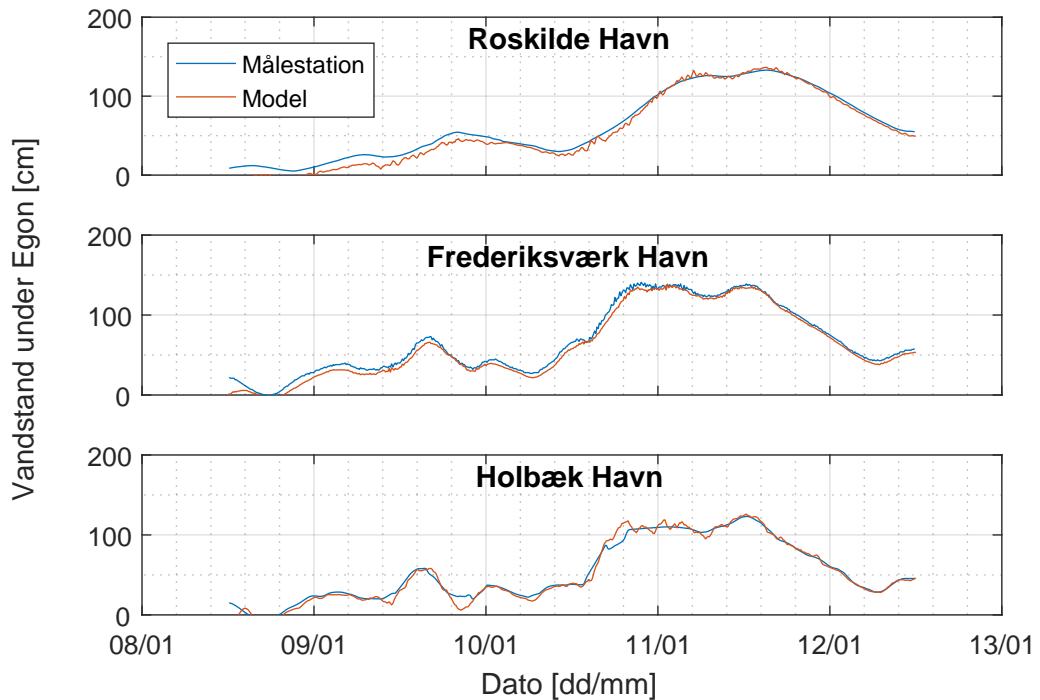
Figur O.1. Absolut vandstandsændring i Holbæk Havn ved følsomhedsanalyse.



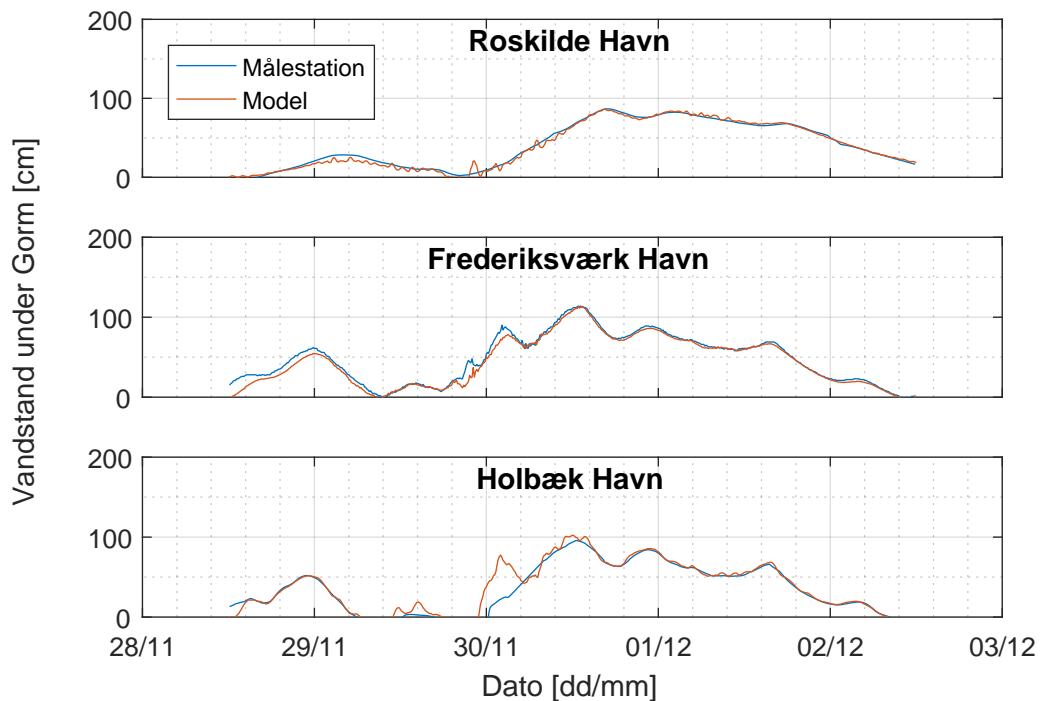
Figur O.2. Absolut vandstandsændring i Frederiksværk Havn ved følsomhedsanalyse.

Kalibreret vandstand

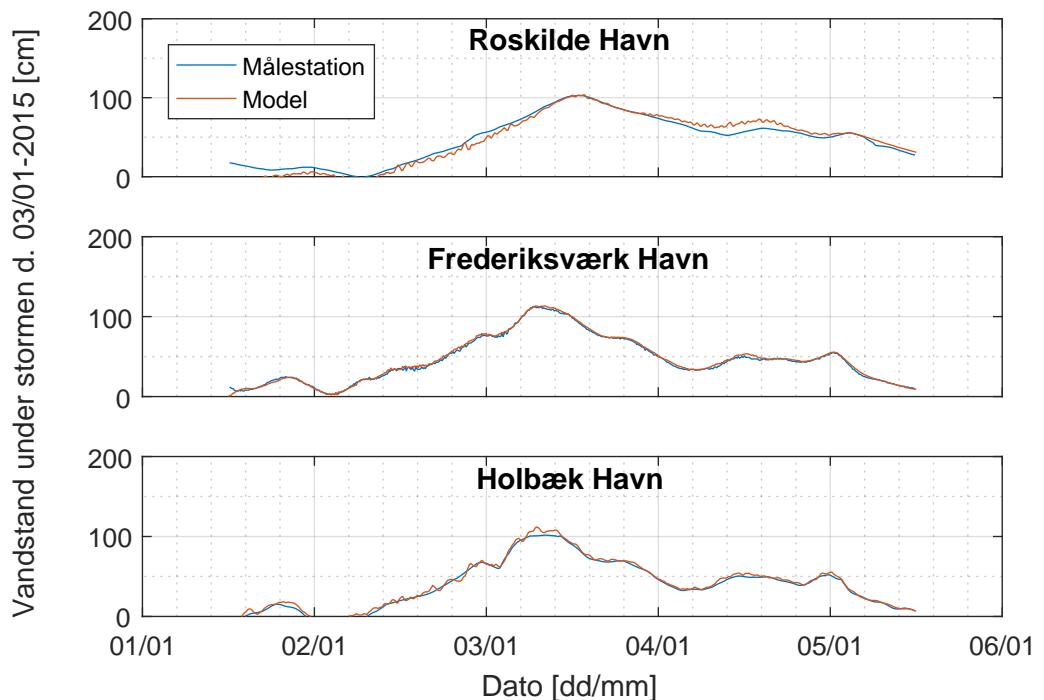
P



Figur P.1. Vandstanden i de tre målestationer under stormen Egon sammenlignet med den kalibrerede model.



Figur P.2. Vandstanden i de tre målestationer under stormen Gorm sammenlignet med den kalibrerede model.

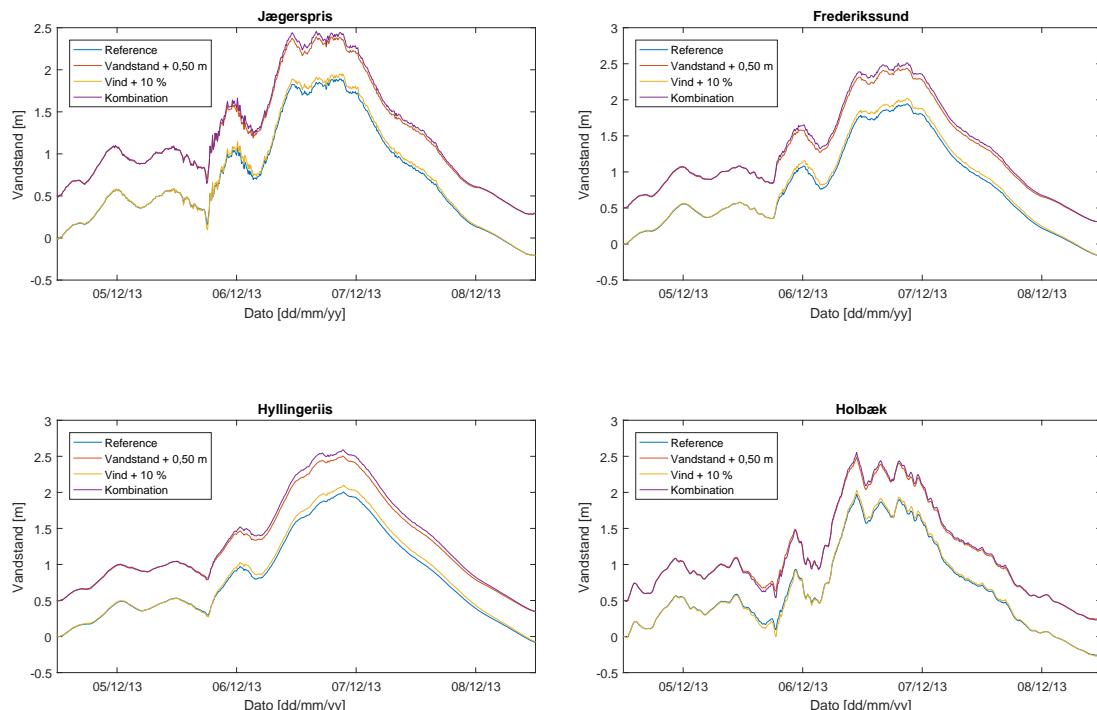


Figur P.3. Vandstanden i de tre målestationer under stormen d. 03/01-2015 sammenlignet med den kalibrerede model.

Vandstand i udsatte byer ved oversvømmelsesanalyse

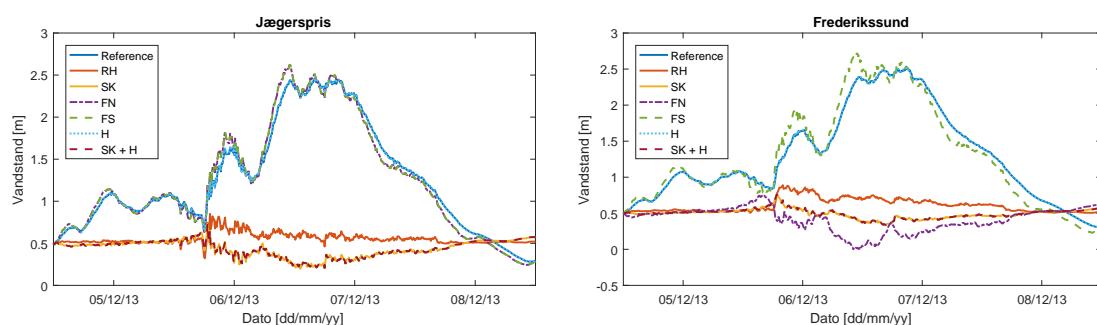


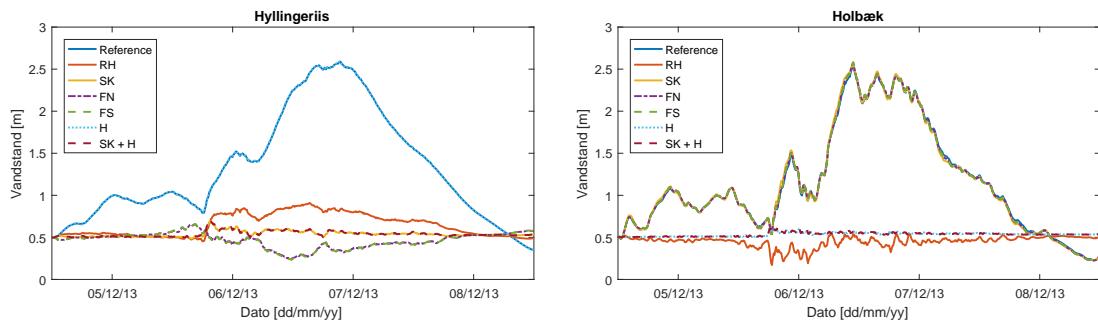
Klimaforandringer



Figur Q.1. Vandstand i de udsatte byer under stormen Bodil med forskellige klima scenarier.

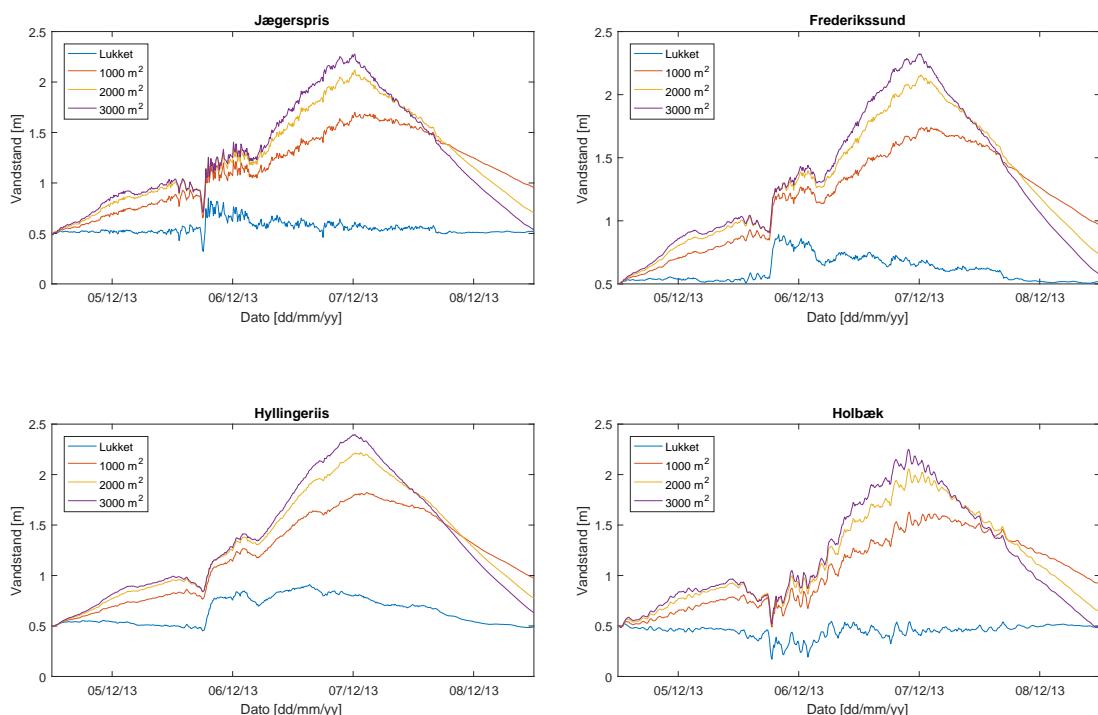
Mulige placeringer af højvandsbarrierer





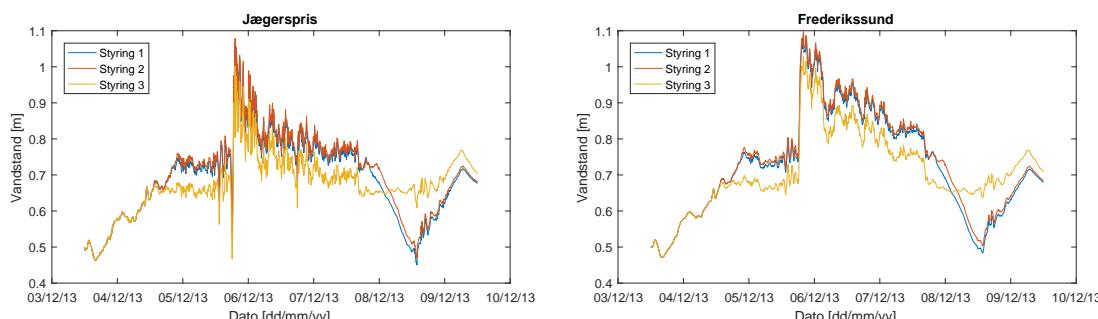
Figur Q.2. Vandstand i de udsatte byer ved implementering af højvandsbarrierer på forskellige lokationer.

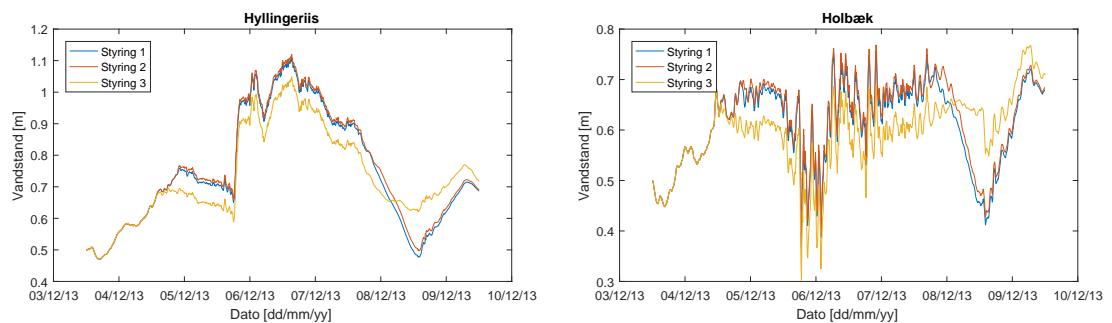
Undersøgelse af gennemstrømningsarealer



Figur Q.3. Vandstand i de udsatte byer ved undersøgelser af forskellige gennemstrømningsarealer af gennemløb.

Undersøgelse af slusestyringer





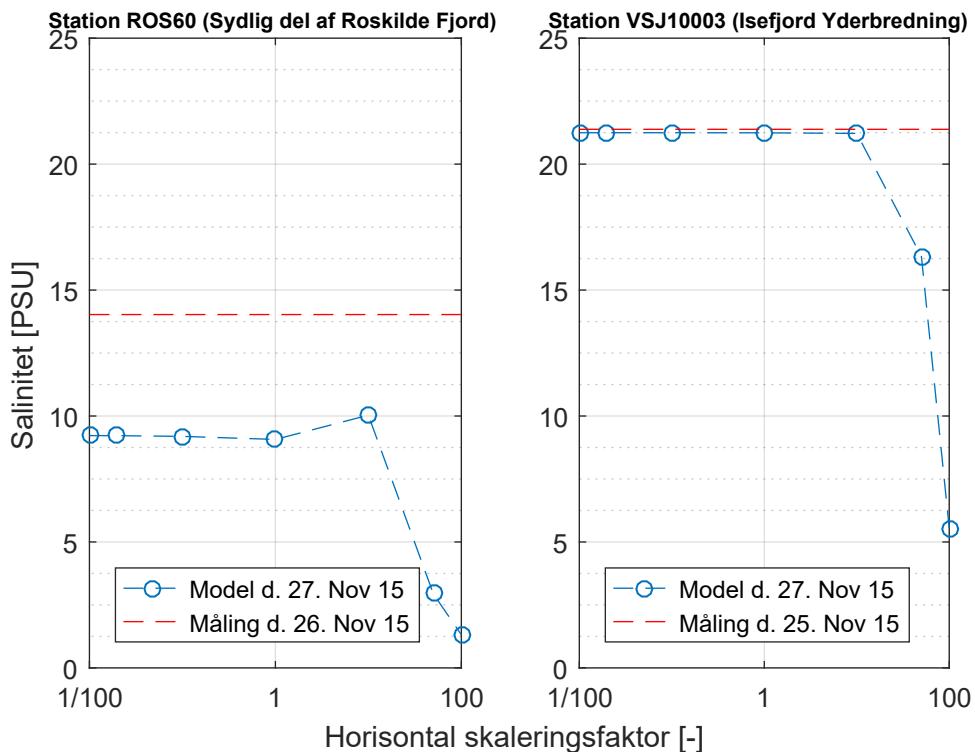
Figur Q.4. Vandstand i de udsatte byer ved de forskellige slusestyringer i oversvømmelsesmodellen.

Kalibrering af salinitetsmodel

R

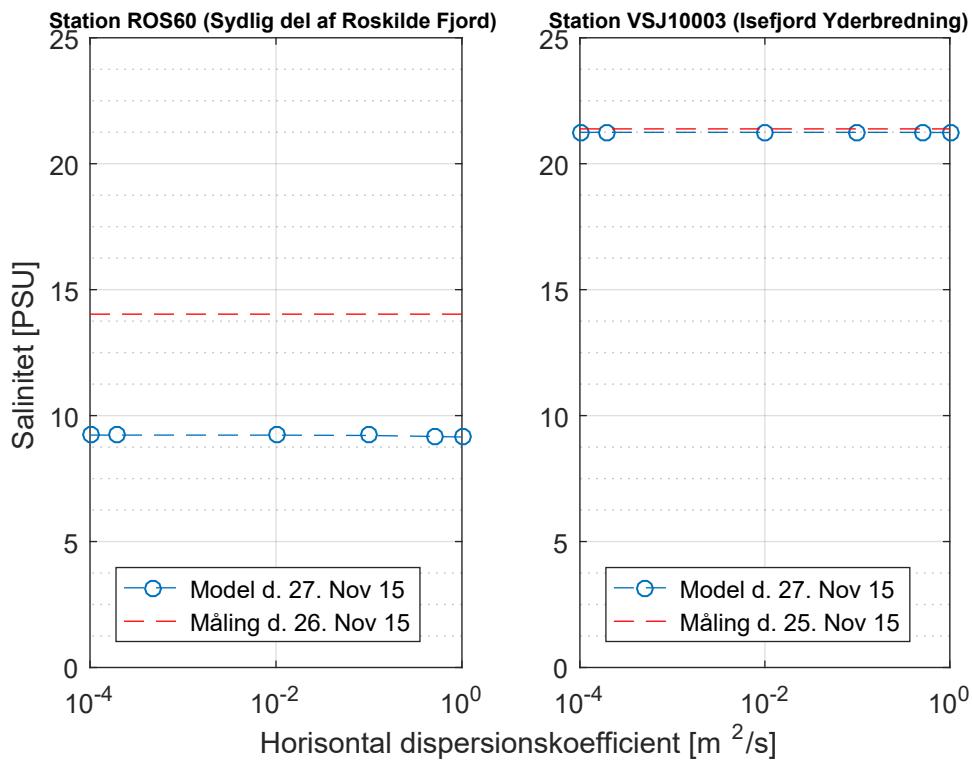
Beregningstiden for MIKE 3-modellen for salinitet er ca. 20 timer for et år. Idet det tager ca. 8 måneder for saliniteten i modellen at stabilisere, vurderes dette for tidskrævende til at muliggøre kalibrering af horisontal dispersion. Der udføres derfor en 2-dimensionel model, idet det vurderes, at lagdeling ikke har en betydningsfuld effekt på horisontal transport af salt, og der er ingen variationer i saltprofilen. Denne har en beregningstid på ca. 3 timer. Kalibreringen foretages uden fordampningen beskrevet i afsnit 12.1.2.

Der simuleres igennem i hele dataperioden, dvs. 01/12-2014 til 01/12-2015. Der kalibreres på skaleringsfaktoren for den horisontale hvirvel-viskositet jf. afsnit 12.1.4. Der varieres mellem en skaleringsfaktor på 0,01, 0,02, 0,1, 1,0, 10, 50 og 100. Resultaterne for kalibreringen er vist på figur R.1.



Figur R.1. Saliniteten i Isefjord og Roskilde Fjord ved forskellige skaleringsfaktorer. De røde linjer er gennemsnit over hele det målte saltprofil.

Saliniteten i den sydlige del af Roskilde Fjord er generelt for lav ved anvendelse af alle skaleringsfaktorerne. Dette kan få en betydning for strømningsforholdene og resulterer i en ukorrekt beskrivelse af vandmiljøet i fjordsystemet. Det vurderes, at resultaterne ikke er tilfredsstillende, og der kalibreres derfor vha. en konstant dispersionskoefficient. Resultatet af denne kalibrering er vist på figur R.2. Der varieres mellem en dispersionsfaktor på $0,0001 \text{ m}^2/\text{s}$ – $1 \text{ m}^2/\text{s}$. Standardværdien i Mike 21 er $0,01 \text{ m}^2/\text{s}$.



Figur R.2. Saliniteten i Isefjord og Roskilde Fjord ved forskellige dispersionskoefficienter. De røde linjer er gennemsnit over hele det målte saltprofil.

Det ses, at saliniteten er tilnærmelsesvis upåvirket, når den horisontale dispersionskoefficient varieres indenfor det valgte interval. Da ingen af kalibreringerne resulterer i et resultat tættere på målingerne, anvendes en dispersionskoefficient beregnet på baggrund af hvirvel-viskositeten og en skaleringsfaktor på 1, da dette anbefales i DHI [2016b].

Det er derfor usikkert, hvad der skyldes den generelt lave salinitet i den sydlige del af Roskilde Fjord.

Miljøpåvirkning fra ferskvandstilførsel

S

I dette afsnit undersøges derfor forskellige ferskvandstilførsler til fjordsystemet. Dette har betydning for saliniteten i fjordsystemet og næringstilførslen, hvilket har betydning for vandmiljøet. Hvis en højvandsbarriere lukker fjordsystemets udveksling med Kattegat falder saliniteten sandsynligvis i fjordsystemet grundet ferskvandstilførslen.

Ferskvandstilførsler til fjordsystemet er nedbør i fjorden, afstrømning fra vandløb, udledning fra rensningsanlæg og afstrømning fra befæstede arealer.

Nedbør

Regnserier benyttes fra tre regnmålere i henholdsvis Holbæk, Roskilde og Frederikssund, jf. figur S.1.



Figur S.1. De benyttede regnmålere nær fjordsystemet.

Tilførslen af ferskvand fra nedbør inkluderes i analysen af vandmiljøet, som et gennemsnit af de tre regnmålere.

Vandløb

Der foreligger data for døgnvandføringen i 13 vandløb, der udmunder i fjordsystemet. Målestationerne og vandløbene fremgår af bilag H.

Det ses, at den samlede vandføring fra alle 13 vandløb er 196,8 mio m³/år jf. bilag H. Idet ferskvandstilførslen til fjordsystemet er 350 mio m³/år, er der ikke datagrundlag for 44 % af ferskvandstilførslen, hvilket der skal tages forbehold for i modelleringen af både saliniteten og vandmiljøet.

Udledning fra renseanlæg

I dette afsnit undersøges udledningen fra renseanlæg og private virksomheder til Isefjord og Roskilde Fjord. Et renseanlæg renser spildevand og udleder det herefter til en recipient. Virksomheder kan enten selv rense spildevandet eller lede det urensset til fjordsystemet.

Der undersøges kun udledning for renseanlæg med en kapacitet større end 30 PE, da det vurderes, at mindre anlæg ikke har betydelig virkning. Der er i alt 72 renseanlæg og 8 virksomheder, der udleder direkte til fjordsystemet, eller vandløb og sører, som er i forbindelse med fjordsystemet. Dette er bestemt på baggrund af vandplanen for hovedvandoplantet Isefjord og Roskilde Fjord, og ved undersøgelse af spildevandsplanerne for de forskellige kommuner er det afgjort, hvorvidt renseanlæggene er aktive eller ej. Data for renseanlæg fremgår af [Bilags-CD, Renseanlaeg].

Al vand fra renseanlæg og virksomheder, som udledes til sører og vandløb, vurderes inkluderet i vandmængderne fra vandløbene, som er beskrevet i afsnit S. Der ses bort fra renseanlæg, der udleder nedstrøms for målestationerne i vandløbene. Der er i alt 26 renseanlæg og 4 virksomheder, som udleder direkte til fjordsystemet. Udledningerne til hvert fjordområde er angivet i tabel S.1. Alle data er angivet på [Bilags-CD, Renseanlaeg].

	Vandføring [mio. m ³ /år]
Roskilde Fjord - Nordlig del	3,6
Roskilde Fjord - Syddig del	8,2
Isefjord - Yderbredningen	1,7
Isefjord - Inderbredningen	4,1

Tabel S.1. Årlige udledninger fra renseanlæg til fjordsystemet.[Miljø- og Fødevareministeriet, 2014][Bilags-CD, Renseanlaeg]

Der tages ikke forbehold for variation i udledningerne fra renseanlæggene, da flere udledninger lægges sammen til hvert fjordområde, hvorved variationen henover døgnet og året vurderes minimal.

Regnbetingede udledninger

Der undersøges udelukkende udledninger direkte til fjordsystemet, da det ligesom for renseanlæg og virksomheder vurderes, at alt, som udledes til søer og vandløb, allerede er inkluderet i vandmængderne fra vandløbene, jf. afsnit S.

Endvidere undersøges der ikke udledninger fra overløbsbygværker, da det er uvist, hvor ofte disse er i brug, og hvor store udledningsmængderne er, uden en undersøgelse af afløbssystemerne i de forskellige byer.

På figur 1.1 fremgår kommunerne i oplandet til fjordsystemet. Befæstede arealer og udledningsmængder er bestemt i på [Bilags-CD, Udlob_kloak].

Benyttes nedbøren på 179 mm/år, vil der sammenlagt blive udledt 1,65 mio m³/år direkte til fjordsystemet fra separatkloakerede opland hvert år. Denne andel er dog kun ca. 0,5 % ift. den samlede tilstrømning fra vandløb på 350 mio m³/år, jf. kapitel 6. Det vurderes at ferskvandet, der tilføres fra de befæstede arealer, ikke har en mærkbar effekt på fjorden og medtages derfor ikke i de efterfølgende undersøgelser.

Målestationer for vandkemi



I dette kapitel præsenteres målestationer for vandkemi i fjordsystemet og i vandløb. Målingerne foretaget i fjordsystemet anvendes til sammenligning i modelleringen af saliniteten og vandmiljøet. Vandkemidata for vandløb anvendes i modelleringen af vandmiljø.

Målestationer for vandkemi i fjordsystemet

Der er placeret to målestationer indenfor fjordsystemet og én udenfor. Målestationerne er en del af nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA). Der måles vandkemiske data 24 gange årligt i hver målestation. [Naturstyrelsen, 2016b]



Figur T.1. Vandkemistationer i og udenfor fjordsystemet. [Naturstyrelsen, 2016c]

I målestationerne måles nitrogen, fosfor, ilt, silicium, klorofyl-a, fluorescens, sigtedybde, salinitet og temperatur. Stofkoncentrationerne måles 1 m under vandspejlet og ved bunden i det målte punkt. Saliniteten og temperaturen måles hver 20 cm fra toppen til bunden af vandsøjlen.

Der forelægger data fra 2006 til 2016, som kan benyttes til sammenligning med det modellerede vandmiljø.

Målestationer for vandkemi i vandløb

Der er placeret målestationer for ni af vandløbene, som udmunder i fjordsystemet. I disse stationer er der foretaget målinger af pH, suspenderede stoffer, BI_5 , nitrogen, fosfor, jern. Målingerne er foretaget fra 2006 til 2016. Placeringen af målestationerne er vist på figur T.2. [Naturstyrelsen, 2016c]



Figur T.2. Vandkemistationer i vandløb ved fjordsystemet. [Naturstyrelsen, 2016c]

Stofbalancer i modellering af vandmiljø

De 12 variable, der modelleres i den basale Ecolab model 1 for eutrofiering, fastlægges med de nedenstående differentialligninger for massebalancer. [DHI, 2015]

Fytoplankton

Carbon

$$\frac{dPC}{dt} = \text{produceret} - \text{græsset} - \text{sedimenteret} - \text{død} \quad (\text{U.1})$$

Nitrogen

$$\frac{dPN}{dt} = \text{optaget} - \text{græsset} - \text{sedimenteret} - \text{død} \quad (\text{U.2})$$

Fosfor

$$\frac{dPP}{dt} = \text{optaget} - \text{græsset} - \text{sedimenteret} - \text{død} \quad (\text{U.3})$$

Klorofyl-a

$$\frac{dCH}{dt} = \text{produceret} - \text{død} - \text{sedimentering} \quad (\text{U.4})$$

Zooplankton

$$\frac{dZC}{dt} = \text{produceret} - \text{død} \quad (\text{U.5})$$

Detritus

Carbon

$$\frac{dDC}{dt} = \text{dannet} - \text{sedimenteret} - \text{mineraliseret} \quad (\text{U.6})$$

Nitrogen

$$\frac{dDN}{dt} = \text{dannet} - \text{sedimenteret} - \text{mineraliseret} \quad (\text{U.7})$$

Fosfor

$$\frac{dDP}{dt} = \text{dannet} - \text{sedimenteret} - \text{mineraliseret} \quad (\text{U.8})$$

Uorganisk

Nitrogen

$$\frac{dIN}{dt} = \text{input fra mineralisering} - \text{optaget} \quad (\text{U.9})$$

Fosfor

$$\frac{dIP}{dt} = \text{input fra mineralisering} - \text{optaget} \quad (\text{U.10})$$

Opløst oxygen

$$\frac{dDO}{dt} = \text{produceret} - \text{forbrug} + \text{geniltning} \quad (\text{U.11})$$

Bentisk vegetation

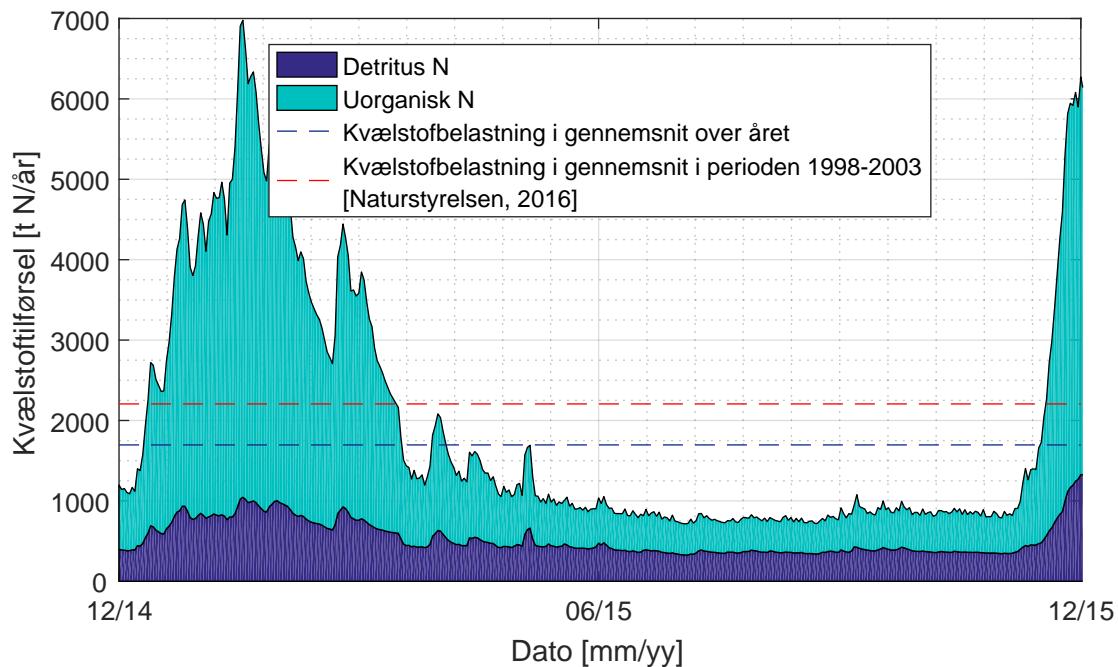
$$\frac{dBC}{dt} = \text{produceret} - \text{tabt} \quad (\text{U.12})$$

Total næringsstoftilførsel til fjordsystemet

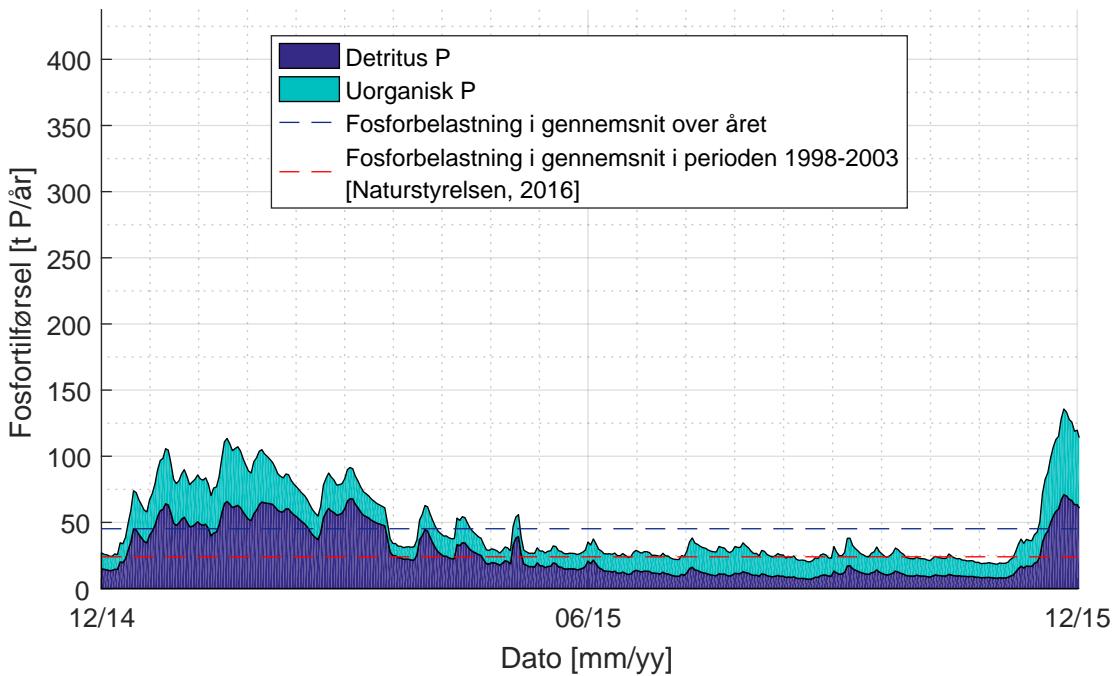
V

I dette bilag foretages en analyse af næringsstoftilførslen til fjordsystemet for at sammenligne med historiske målinger, og hvor tilførslerne kommer fra.

Næringstilførslen af detritus og uorganisk kvælstof og fosfor ses på figur V.1 og V.2 over det modellerede år. Næringsbelastningen i vinterperioderne er væsentligt højere end sommerperioderne for både kvælstof og fosfor.



Figur V.1. Kvælstoftilførslen til fjordsystemet opgjort i detritus og uorganisk kvælstof.



Figur V.2. Fosfortilførslen til fjordsystemet opgjort i detritus og uorganisk fosfor.

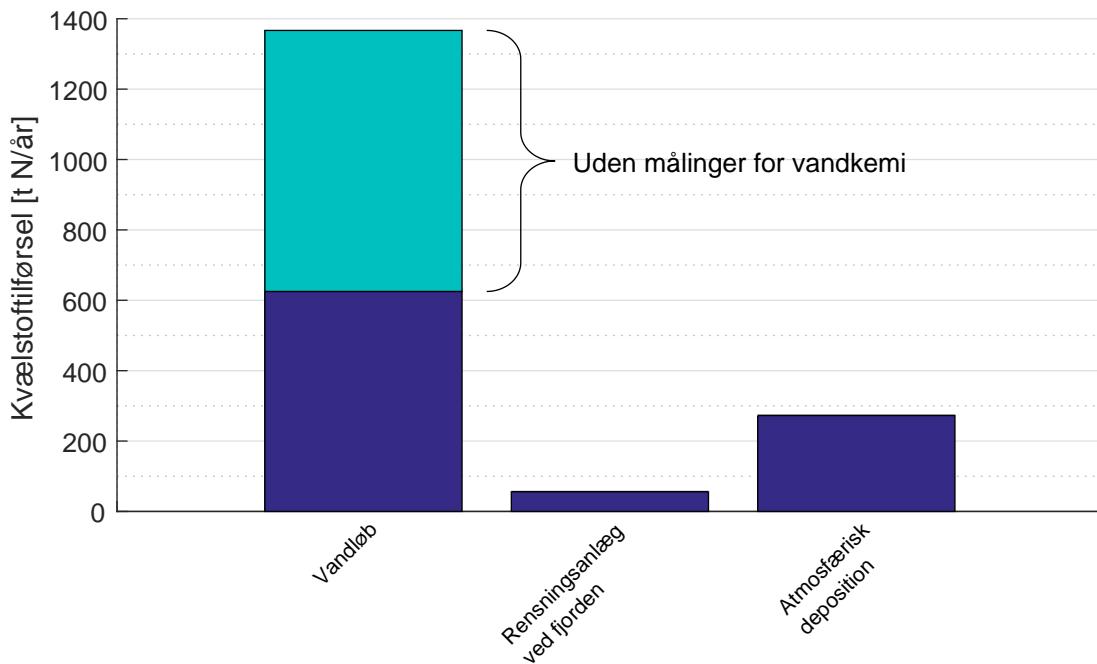
Næringsbelastningen fra vandløb, rensningsanlæg og atmosfærisk deposition sammenlignes med en analyse af næringsbelastningen i perioden 1998-2003, vist på figur V.1 og V.2 med rød stiplet linje.

Her ses det, at kvælstofbelastningen i modellen er lavere end næringsbelastningen i perioden 1998-2003 fra Naturstyrelsen [2016a]. Dette skyldes sandsynligvis en reduktion i næringsbelastning over det sidste årti, men kan også skyldes datamangel, herunder især for de vandløb, hvor der ikke foreligger målinger for kemiske parametre og døgnvandføring.

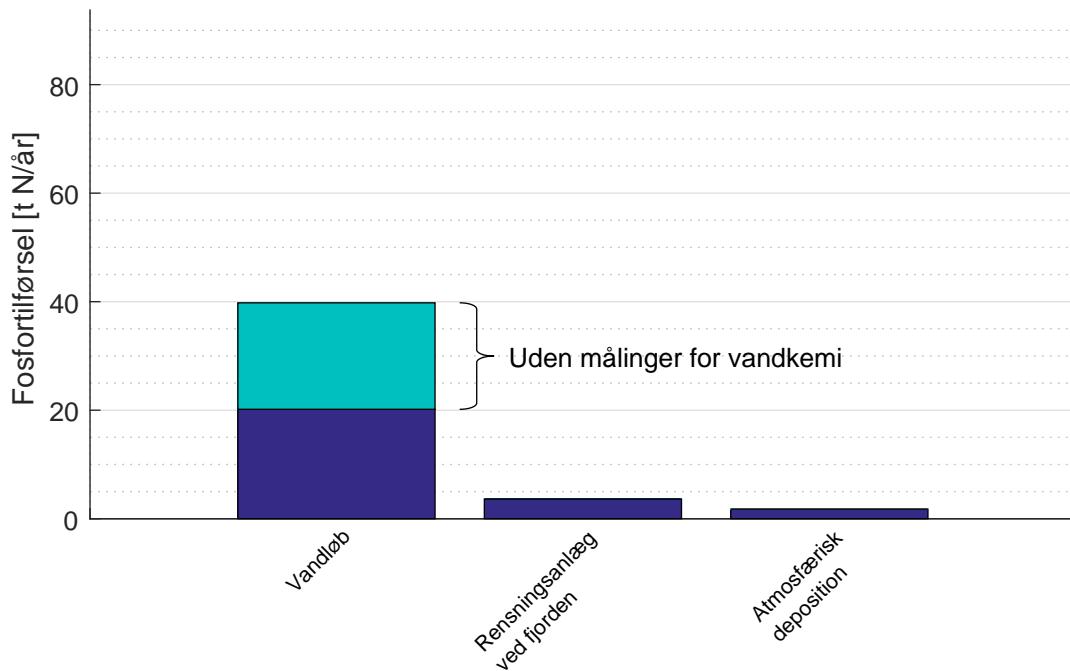
Det ses samtidig, at fosforbelastningen i modellen er højere end næringsbelastningen i perioden 1998-2003. Det er usandsynligt, at fosforbelastningen til fjordsystemet er forøget til sådan en grad over det sidste årti.

Det er dog usikkert, hvorvidt fosforbelastningen til fjordsystemet i 1998-2003 fra Naturstyrelsen [2016a] er korrekt. Der er angivet en fosforbelastning for år 2002 og 2003 for Isefjord alene på hhv. 39 t P og 24 t P, i forhold til den angivit gennemsnitlige fosforbelastning for hele fjordsystemet på 24 t P/år. Såfremt den gennemsnitlige fosforbelastning er korrekt, er det i så fald et udtryk for en stor år-til-år-variation.

Figur V.3 og V.4 viser belastningen opgjort i de forskellige kilder. For både kvælstof- og fosforbelastningen udgør bidraget fra vandløb, hvor der ikke foreligger målinger for kemiske parametre, over halvdelen af det totale bidrag fra vandløb, hvilket sandsynligvis medfører store usikkerheder på næringsbelastningen.



Figur V.3. Kvælstoftilførslen til fjordsystemet opgjort efter kilde.



Figur V.4. Fosfortilførslen til fjordsystemet opgjort efter kilde.

Rensningsanlæggene og atmosfærisk deposition udgør en mindre andel af næringsstofbelastningen ift. vandløbene.

Proceskonstanter til modellering af vandmiljø

W

Forkortelse	Beskrivelse	Enhed	Værdi
latitu	Latitude		
mymd	Pelagic paramenters: Growth rate diatoms	d^{-1}	0,5
myng	Pelagic paramenters: Growth rate green algae	d^{-1}	1
sep	Pelagic paramenters: Sedimentation rate <2m	d^{-1}	0,1*
seve	Pelagic paramenters: Sedimentation rate >2m	m^{-1}	0,2*
kgrb	Pelagic paramenters: Max. grazing rate	d^{-1}	1,5
kdma	Pelagic paramenters: Death rate phytoplankton	d^{-1}	0,1*
kdzb	Pelagic paramenters: Zooplankton death rate 1st order	d^{-1}	0,1
kdz	Pelagic paramenters: Zooplankton death rate 2nd order	d^{-1}	12
kra	Pelagic paramenters: Oxygen reaeration constant	d^{-1}	1*
kmdm	Pelagic paramenters: Detritus C mineralisation rate	d^{-1}	0,05*
sed	Pelagic paramenters: Detritus C settling rate <2m	m^{-1}	0,01*
sevd	Pelagic paramenters: Detritus C settling rate >2m	$\frac{m^2}{d}$	0,02*
pla	Pelagic paramenters: Light extinction constant phytoplankton	$\frac{gChl - a}{m^2}$	20
bla	Pelagic paramenters: Light extinction background constant	m^2	0,35
dla	Pelagic paramenters: Light extinction detritus C	$\frac{m^2}{gDetritusC}$	0,1
mla	Pelagic paramenters: Light extinction constant macroalgae	$\frac{gMacroalgaec}{m^2}$	0,02
sla	Pelagic paramenters: Light extinction constant suspended solids	$\frac{gSS}{m^2}$	0,1
kslm	Macroalgea parameters: Sloughing rate at 20 degrees	d^{-1}	0,01
myba	Macroalgea parameters: Production rate at 20 degrees	d^{-1}	0,25
rbma	Macroalgea parameters: Respiration rate at 20 degrees	d^{-1}	0
kmsc	Simple sediment description: Proportional factor for sediment respiration	-	1
kmrn	Simple sediment description: Proportional factor for N release from sediment	-	1

Tabel W.1. Konstanter inkluderet i vandmiljømodellen. Værdier med * er fastsat på baggrund af Dahl-Madsen [1972]. De resterende værdier er standardværdier fra MIKE.[DHI, 2015]

Forkortelse	Beskrivelse	Enhed	Værdi
kmsp	Simple sediment description: Proportional factor for P release from sediment	-	1
tetd	Phytoplankton ecosystem parameters: Temperature dependency growth rate diatoms	-	1,05
tetg	Phytoplankton ecosystem parameters: Temperature dependency growth rate green algae	-	1,05
kgrm	Phytoplankton ecosystem parameters: 0. order dependency of grazing rate on algea concentration	-	4,6*
kgrs	Phytoplankton ecosystem parameters: 1. order dependency of grazing rate on algea concentration	d^{-1}	25
tetz	Phytoplankton ecosystem parameters: Temperature dependency for max. grazing rate	-	1,05
sida	Phytoplankton ecosystem parameters: Day no. depicting change to green algae domination	-	100
chmi	Phytoplankton ecosystem parameters: Coefficient for min. chlorophyll-a production	$1/(E/m^2/d)$	0,04
chma	Phytoplankton ecosystem parameters: Coefficient for max. chlorophyll-a production	$1/(E/m^2/d)$	1,1
mdo	Oxygen ecosystem parameters: Half-saturation constant	$\frac{mg}{1}$	1*
ndos	Oxygen ecosystem parameters: Half-saturation constant in sediment	$\frac{mg}{1}$	2
ndo	Oxygen ecosystem parameters: Coefficient for oxygen dependency	-	1
tere	Detritus ecosystem parameters: Temperature dependency for C mineralisation	-	1,14
kmdn	Detritus ecosystem parameters: Proportional factor for release of N from mineralisation	-	1
kmdp	Detritus ecosystem parameters: Proportional factor for release of P from mineralisation	-	1
babc	Macroalgea ecosystem parameters: Threshold values for self-shading	$\frac{gC}{m^2}$	20
tetl	Macroalgea ecosystem parameters: Temperature dependency sloughing rate	-	1,07
tepr	Macroalgea ecosystem parameters: Temperature dependency production rate	-	1,05
tetrn	Sediment ecosystem parameters: Temperature dependency sediment N release	-	1,1
tetp	Sediment ecosystem parameters: Temperature dependency sediment P release	-	1,14*
nrel	Sediment ecosystem parameters: N-release under anoxic conditions	$gN/m^2/d$	0,05
prel	Sediment ecosystem parameters: P-release under anoxic conditions	$gP/m^2/d$	0,01
ters	Sediment ecosystem parameters: Temperature dependency sediment respiration	-	1,07
pnni	Phytoplankton physiological parameters: Min. intracellular concentration of nitrogen	$\frac{gN}{gC}$	0,07*
pnma	Phytoplankton physiological parameters: Max. intracellular concentration of nitrogen	$\frac{gN}{gC}$	0,17*

Tabel W.2. Konstanter inkluderet i vandmiljømodellen. Værdier med * er fastsat på baggrund af Dahl-Madsen [1972]. De resterende værdier er standardværdier fra MIKE.[DHI, 2015]

Forkortelse	Beskrivelse	Enhed	Værdi
ppmi	Phytoplankton physiological parameters: Min. intracellular concentration of phosphorous	$\frac{gP}{gC}$	0,002*
ppma	Phytoplankton physiological parameters: Max. intracellular concentration of phosphorous	$\frac{gP}{gC}$	0,04*
kc	Phytoplankton physiological parameters: Half-saturation concentration for phosphorus	$\frac{gC}{gP}$	0,005*
kni	Phytoplankton physiological parameters: N uptake under limiting conditions	$\frac{gN}{gC/d}$	0,3
kpi	Phytoplankton physiological parameters: P uptake under limiting conditions	$\frac{gP}{gC/d}$	0,05
kpn	Phytoplankton physiological parameters: Half-saturation constant for N uptake	$\frac{gN}{m^3}$	0,3
kpp	Phytoplankton physiological parameters: Half-saturation constant for P uptake	$\frac{gP}{m^3}$	0,2
vm	Phytoplankton physiological parameters: Fraction of nutrients released at phytoplankton death	-	0,1
fac	Phytoplankton physiological parameters: Correction for dark reaction	$\frac{-}{E/m^2/d}$	1,33*
alfaau	Phytoplankton physiological parameters: Light saturation intensity	$E/m^2/d$	23
teti	Phytoplankton physiological parameters: Temperature dependency for light saturation intensity	-	1,04
epsi	Phytoplankton physiological parameters: Specification for nutrient saturation	-	0,001
vefo	Zooplankton physiological parameters: Growth efficiency	$\frac{gC}{gN}$	0,2*
vzn	Zooplankton physiological parameters: N to C ratio in zooplankton	$\frac{gC}{gN}$	0,07*
vzp	Zooplankton physiological parameters: P to C ratio in zooplankton	$\frac{gP}{gC}$	0,002*
refo	Zooplankton physiological parameters: Respiration constant zooplankton carbon	$\frac{gC}{gDO}$	0,2*
vo	Oxygen chemical parameters: Production/consumption relative to carbon	$\frac{gC}{gDO}$	3,47*

Tabel W.3. Konstanter inkluderet i vandmiljømodellen. Værdier med * er fastsat på baggrund af Dahl-Madsen [1972]. De resterende værdier er standardværdier fra MIKE.[DHI, 2015]

Forkortelse	Beskrivelse	Enhed	Værdi
pnb	Macroalgea physiological parameters: N to C ratio	$\frac{\text{gN}}{\text{gC}}$	0,137
ppb	Macroalgea physiological parameters: P to C ratio	$\frac{\text{gP}}{\text{gC}}$	0,016
kbn	Macroalgea physiological parameters: Half-saturation concentration for N uptake	mg/l	0,5
kbp	Macroalgea physiological parameters: Half-saturation concentration for P uptake	mg/l	0,01
ikb20	Macroalgea physiological parameters: Light saturation intensity at 20 deg.	E/m ² /d	20
tetib	Macroalgea physiological parameters: Temperature dependency for light saturation and photoinhibition	-	1,04

Tabel W.4. Konstanter inkluderet i vandmiljømodellen. Værdier med * er fastsat på baggrund af Dahl-Madsen [1972]. De resterende værdier er standardværdier fra MIKE.[DHI, 2015]

Filer på Bilags-CD

Oversigt med filer på bilags CD'en. De nødvendige filer til simulering er vedlagt.

X.1 ModelKalibrering, MIKE 21-fil

Indeholder modellen anvendt til kalibrering og validering af oversvømmelsesmodellen.

X.2 ModelBodil21_noship, MIKE 21-fil

Indeholder modellen anvendt til undersøgelse af de forskellige højvandsbarrierer.

X.3 Salinitet_3.0P, MIKE 3-fil

Indeholder modellen anvendt til at modellere saliniteten i fjordsystemet i tre-dimensioner.

X.4 Penmann, Matlab-fil

Indeholder matlab-filen der anvendt til at beregne fordampningen fra den frie vandoverflade i fjordsystemet.

X.5 Vandkvalitet, MIKE 21-fil

Indeholder modellen anvendt til at modellere saliniteten og vandmiljøet i to-dimensioner.

X.6 Renseanlaeg, Matlab-fil

Indeholder beregninger for udledte stofbelastninger fra rensningsanlæg.

X.7 Ferskvandstilfoersel, Excel-fil

Indeholder beregninger for ferskvandstilførslen fra vandløb til fjordsystemet.

X.8 Udlob_kloak, Excel-fil

Indeholder data og beregninger for regnbetingede udledninger til fjordsystemet.