

Technical University of Denmark



## Kommentarer til Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder

Møller, Jan Kloppenborg; Christiansen, Lasse Engbo

*Publication date:*  
2015

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Møller, J. K., & Christiansen, L. E. (2015). Kommentarer til Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder.

### DTU Library Technical Information Center of Denmark

---

#### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# Kommentarer til Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder

Jan Kloppenborg Møller og Lasse Engbo Christiansen

DTU Compute, Danmarks Tekniske Universitet

17. juni 2015

## 1 Formål

Formålet med denne rapport er at kommentere og diskutere resultaterne præsenteret i den tredelte rapport “Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder”, som er udarbejdet af DHI og Aarhus Universitet, DCE.

Det primære fokus i gennemgangen vil være på de statistiske modeller og brugen af data.

Som nævnt er rapporten delt i tre, først en samlende oversigts rapport (Del 1)[2], dernæst en gennemgang af de mekanistiske modeller lavet DHI i del 2[1] og endelig indeholder del 3 en uddybning af den statistiske modellering[3].

Vi vil starte med at kommentere del-rapport 2 og 3.

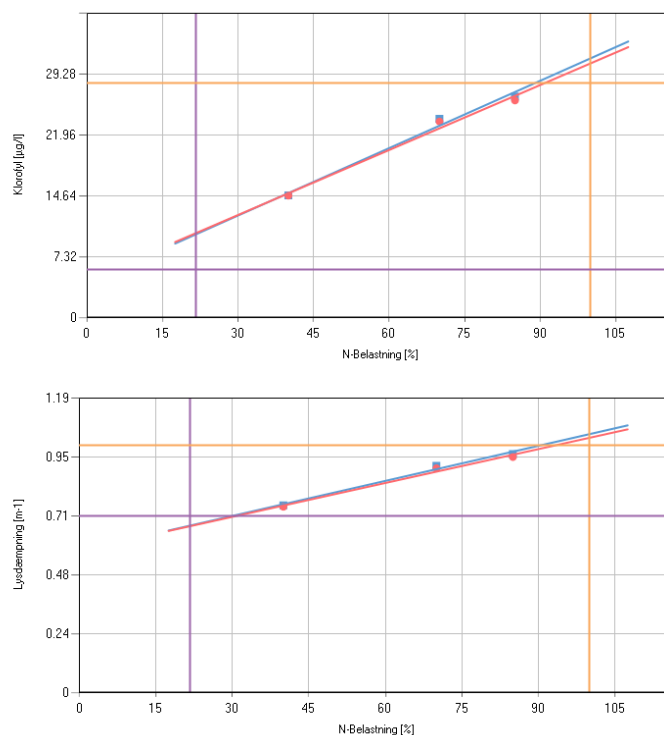
## 2 Del 2

Den spatielle opløsning af de forskellige mekaniske modeller er ikke oplyst.

### 2.1 Dansk andel

For at undersøge effekten af den danske tilførsel af kvælstof har man gennemført modelkørsler med 15%, 30% og 60% reduktion af den danske kvælstofstilførsel (N-load). Disse resultater bruges til at estimere indsatsbehovet vha. lineærregression.

Et væsentligt element i den mekanistiske modellering er at den inkluderer udvekslingen af vand mellem delområder og ikke mindst med Østersøen og Nordsøen. På side 33 er der en tabel, som viser den danske kvælstofsudlednings andel af klorofyl og Kd målene. Det undrer os, at der er så stor forskel i den danske andel når man sammenligner klorofyl og Kd indenfor vandområder. Og dette gør sig også gældende i de indre farvande, ja selv i de indre dele af limfjorden. Og hvordan hænger dette sammen med at der andre steder gives udtryk for at der er usikkerheder i modellen - specielt for ålegræs.



Figur 1: Hjarbæk fjord grafer for klorofyl (Øverst) og Lysdæmpning (Kd) (Nederst) - hentet fra <http://vandplan.dhi.dk> ved at vælge vandområde "Hjarbæk Fjord". Gul er den nuværende belastning, lilla den ønskede referencebelastning, rødt og blå er regressionslinjer med og uden reduktion i fosfor tilførslen.

På side 29 refereres til <http://vandplan.dhi.dk> for yderligere grafer for de resterende vandområder - både for klorofyl og Kd. I rapporten er medtaget to eksempler for klorofyl, men ingen for Kd. Som et eksempel har vi kigget på Hjarbæk Fjord (Område ID 158), se figur 1. Det bemærkes, at regressionslinjerne ved den nuværende belastning (gul) rammer lidt over det nuværende klorofyl indhold og lysdæmpning, hvilket kan tilskrives usikkerhed. Men, hvis man bruger rapportens definition så skyldes det en negativ effekt af BSAP og GP, jf. Figur 7 side 27.

Det er også værd at bemærke at regressionslinjen for lysdæmpning rammer under referencepunktet, så den maksimale effekt af DK N er over 100% jf. definitionen i figur 8 på side 28. Reelt skyldes det nok usikkerhed og da Hjarbæk er meget isoleret fra andre end danske kilder vil det være naturligt, hvis regressionslinjen gik igennem nutidsobservationen og referencepunktet - svarende til 100%. Men når man så kigger på tabel 3 på side 33 ser man at DHI kommer frem til at andelen af Kd som kan forklares ved kvælstoftilførsel fra dansk

land er 21,3% for Hjarbæk fjord - hvilket umiddelbart er i modstrid med deres definition. For klorofyl angives 93,9%, hvilket er i bedre overensstemmelse med figur 1.

Da Kd-indikatoren er et af de to hovedmål undrer det os at præsentationen i resten af del-rapporten har det primære fokus på klorofyl. Fx. kunne det have været godt med en figur svarende til figur 11 (side 31) som viser Kd. Og afsnit ”6.7 Opsummering mht. screeningsværktøj” (side 34 i del 3) indeholder også kun konkrete kommentarer for klorofyl.

For Odense Fjord nævnes det flere steder, at målestationen i den indre fjord ikke er repræsentativ, da der er lavvandet. Det bemærkes også, at målestationen i Haderslev Fjord ikke repræsenterer fjorden. Dette er så to eksempler, hvor modellen ikke kom til at passe godt nok med data, men vi savner en undersøgelse af hvor repræsentative de andre NOVANA målestationer er for deres repræsentative vandområder. Dette kan fx. gøres ved en form for krydsvalidering i de vandområder, hvor der er flere målestationer i det samme vandområde.

Det nævnes flere steder, at der er usikkerheder i de mekanistiske modeller, men der gøres ikke noget for at kvantisere denne usikkerhed. Og da Kd er en ny udviklet del i modellerne mener vi det er væsentligt at redegøre for disse usikkerheder. En tilgang til dette kunne være en sensitivitsanalyse, hvor de væsentligste parametre undersøges i hele det interval, som giver fysisk/biologisk mening. I del-rapport 3 står der endvidere:

”Hvis scenarierne derimod afviger meget fra de nuværende forhold (fx scenarier med store reduktioner i næringsstofftilførsler) kan det påvirke modelusikkerheden. Det er desværre ikke muligt at kvantificere sådanne scenariers modelusikkerheder, da der i sagens natur ikke findes data at holde modelresultaterne op imod, men generelt vil usikkerheden på modelresultaterne øges jo længere væk man kommer fra kalibreringsområdet.” (Del 3[3], side 23)

## 2.2 Indsatsbehov

For at bestemme indsatsbehovet for den danske tilførsel beregnes først et behov for indsats:

$$\text{Behov for indsats} = \frac{\text{Status} - \text{Miljømål}}{\text{Status}} \cdot 100\% \quad (1)$$

Ved at bruge de estimerede hældninger fra analyserne af den danske andel kommer man frem til definitionen på Indsatsbehov:

$$\text{Indsatsbehov} = \frac{\text{Behov for indsats}}{\text{Hældning}} = \frac{\text{Status} - \text{Miljømål}}{\text{Status}} \frac{1}{\text{Hældning}} \cdot 100\% \quad (2)$$

Her skal det bemærkes, at estimerterne af både Status og Hældning er behæftet med usikkerhed og de bør derfor betragtes som stokastiske variable. Usikkerheden for Status er formentlig så lille, at sandsynligheden for at den er nul er forsvindende, men dette gør sig ikke gældende for estimerterne af hældningen. Hældningerne er ikke angivet i rapporterne, men de er direkte sammenhængende med estimerterne af andelen af klorofyl/lysdæmpning, som kan forklares

ved kvælstoftilførsel fra dansk jord. Når andelen er lav er estimatet af hældningen også lav. Da der kun indgår 3 punkter i regressionerne vil der være væsentlige sandsynligheder for at dividere med nul! Og dermed vil usikkerheden på de estimerede indsatsbehov også være meget stor.

NB: Der står også noget om, hvordan målestationerne bruges til at justere tal for hele områder, men det er nok i del 3 ...

### 3 Del 3

De statistiske modeller er baseret på data fra perioden 1990-2012 og da der kun rapporteres en værdi af miljøindikatorerne per år giver op til 23 observationer per målestation. I den statistiske modellering deles data i et kalibreringsdatasæt og et valideringsdatasæt - så der er meget få observationer. Det beskrives også, at hver af de 8 forklarende variable testes i op til 43 månedsintervaller [3, Side 7]. Når der senere i rapporten angives hvilke variable der er valgt fremgår det ikke hvilket månedsinterval, som er brugt. Når de forklarende variable er valgt vha. krydsvalidering inddrages al data igen til parametriseringen af den endelige model, men det fremgår ikke, hvilken type denne er. Fra referencerne lader det til at være PLS (Partial Least Squares), men det er ikke helt klart.

I Tabel 3[3, Side 10-11] kan man se, hvilke forklarende variable, som er blevet valgt. Men det fremgår ikke, hvormange observationer der er brugt i de enkelte modeller og man kan heller ikke se nogen estimater af hældninger blot et mål for den gennemsnitlige absolutte afvigelse og  $R^2$ , som ikke siger noget om usikkerheden på de estimerede hældninger. Som tidligere nævnt fremgår det heller ikke, hvilken periode der er brugt for de forklarende variable i hver enkelt model. De giver dog en samlet vurdering af hver af modellerne: 49 får OK (grøn(En enkelt har forkert farve)), 30 betegnes som varsomme (gul) og endelig er der 9, hvor der ikke er fundet nogen forklarende variable (blanke). Så det er kun for godt halvdelen af vandområderne, at der findes modeller, som "beskriver systemet korrekt".

Som i del 2 findes indsatsbehovet vha:

$$\text{Indsatsbehov} = \frac{\text{Status} - \text{Miljømål}}{\text{Status}} \frac{1}{\text{Hældning}} \cdot 100\% \quad (3)$$

Status og miljømål er de samme, men der bruges estimater af hældninger fra de estimerede modeller. Alle tre variable er behæftet med nogen usikkerhed. Og denne er ikke kvanticeret. Det bemærkes, at N-load ikke indgår i alle de relevante modeller - i disse områder bruges en metaanalyse.

I sidste afsnit på side 14 i del 2 er en klassisk ansvarsfraskrivelse, som er væsentlig, da der laves forudsigelser uden for det område, hvor der er data - dette øger usikkerheden, som stadig ikke er kvanticeret.

Ligning 3 bruges direkte til at bestemme indsatsbehovet for korofylindikatoren. Men for lyssvækkelsesindikatoren omdøber de indsatsbehovet i ligningen til en afstand, som så bruges til at slå op i en tabel [3, Side 17]. Dette gøres så indsatsbehovet begrænses til intervallet fra 0 til 0.75 - hvor det ellers ville være

over 2.0 svarende til 200% i nogle områder - eller som der står: "Ifølge modellerne er det for mange vandområder ikke muligt, på kort sigt, at opnå lysforhold, som svarer til lysforholdene i en reference situation eller i god tilstand, alene ved at regulere danske tilførsler fra land." Men ved at lave tabuleringen kommer det til at se ud som om det er muligt - og det er disse tal, som bringes videre når der senere laves et vægtet gennemsnit for at få et samlet indsatsbehov baseret på de statistiske modeller. I vores øjne er dette med til at rejse tvivl om forudsætningerne for at bruge ligning 3 til at bestemme indsatsbehov uden en dybere analyse af forudsætningerne for metoden, herunder korrelationer mellem områder.

Det beskrives også, at der er tidsforsinkelser pga. ophobning af organisk bundet kvælstof i sedimenterne [3, Side 12] - dette vil give autokorrelation i residualerne og dermed øge usikkerhederne på estimerne.

For de andre indikatorer er der også ikke-kvanticerede usikkerheder.

På side 21 angives det, at der for Limfjorden er "taget højde for, at reduktioner i et opstrømsvandområde vil betyde, at det beregnede indsatsbehov for det tilstødende nedstrøms vandområde kan reduceres." Det er dog ikke angivet, hvordan dette er gjort. Endelig har man i tabel 6 både afrundet og grupperet indsatsbehov - så de fremkomne indsatsbehov får en klar afhængighed i visse områder (Det ser dog ud til at det ikke er de afrundede estimer, som er bragt videre til del 1). Et eksempel er vandområde 156 i Limfjorden, hvor der angives et indsatsbehov på 30%, som dog reduceres til 0%, hvis "de beregnede reduktioner til vandområde 157 og Thisted Bredning implementeres" (Fodnote 3, side 22). Her skal bemærkes at Thisted Bredning også er en del af vandområde 156, så der er klare forskelle mellem stationer inden for vandområder.

Endelig er der lavet en meta-analyse og endnu en gang er der ikke taget højde for usikkerheder, som her må forventes at være større end for de områder, hvor der er tilstrækkelige data.

## 4 Del 1

Gennemgang af hvad der sker på siden med sammenligning ...

### 4.1 Usikkerheder

Som det er dokumenteret ovenfor er der væsentlige elementer af usikkerhed, som ikke er kvantiseret i de to modelleringstilgange. I del-rapport 1 [2, s. 27] er der så medtaget en sammenligning af resultaterne for de 11 områder, hvor både mekanistiske og statistiske modeller er brugt. Udgangspunktet er Tabel 7, som er gengivet som Tabel 1.

Inden vi kommenterer på fremgangsmåden vil vi starte med at vise, hvordan de sidste fem kolonner er fremkommet. MEK og STAT målbelastningerne er fundet ved:

$$\text{målbelastning} = \text{Nuværende belastning} \cdot \frac{100\% - \text{reduktion}}{100\%}$$

omrID	Nuværende belastning ton N/år	MEK N red. %	STAT N red. %	MEK mål- belastning ton N/år	STAT mål- belastning ton N/år	est. mål- belastning ton N/år	usik. 95% niveau ton N/år	usik. 95% niveau %
2	448	4	11	430	399	414	44	11
44	135	0	18	135	111	123	34	28
92	132	23	26	102	98	100	6	6
96	163	34	44	108	91	99	23	23
102	138	41	50	81	69	75	18	23
147	556	7	2	517	545	531	39	7
156	9020	37	31	5683	6224	5953	765	13
157	1566	52	60	752	626	689	177	26
214	346	30	40	242	208	225	49	22
216	595	36	32	381	405	393	34	9
224	834	56	58	367	350	359	24	7

Tabel 1: Reproduktion af Tabel 7[2].

De estimerede målbelastninger fundet som gennemsnittet af de to modellers målbelastninger. Og man har valgt at angive et 95% niveau for usikkerheden som 2 gange standardafvigelsen af de to modellers målbelastninger. Og endelig fremkommer den sidste kolonne ved at dividere målet for usikkerhed med den estimerede målbelastning. Dette er altså gjort for hvert vandområde for sig.

Statistisk set kan det give mening, at betragte de to modellers estimater af N reduktionen i % som uafhængige stokastiske variable (Det vil dog være svært, at argumentere for at de har den samme varians). Hvis man så vil give et 95% niveau for usikkerheden skal man huske, at der kun er 2 observationer og derfor skal standardafvigelsen ikke ganges med 2, som gjort, men med 97.5% fraktilen i en t-fordeling med 1 frihedsgrad: 12.71. Dette medfører, at alle værdier i de to sidste kolonner bør ganges med  $12.71/2 = 6.35$ . Så de enkelte 95% usikkerhedsniveauer spænder fra 36% til 177%! ( Der skal ca. 60 uafhængige observationer til før 97.5% fraktilen i en t-fordeling er 2).

I det efterfølgende gøres et forsøg på at kumulere usikkerheden. Hvis vi ser bort fra 2-tallet, så er det rigtigt, at variansen af en sum af uafhængige stokastiske reduceres som angivet:

$$Var \left[ \sum_{i=1}^N X_i \right] = \sum_{i=1}^N Var[X_i]$$

Dette gælder dog kun når de stokastiske variable er uafhængige. Da nogle af de 11 vandområder er nært beslægtede, e.g. vandområde 156 og 157 i Limfjorden og omkring Lillebælt, mener vi ikke at disse estimater er helt uafhængige og den samlede varians vil dermed være større. Endvidere bemærkes det at kumuleringen af variansen er foretaget for usikkerhederne i ton N per år. Denne er domineret af bidraget fra vandområde 156 efterfulgt af vandområde 157. Netop disse to vandområder er formentlig de mest korrelerede og dermed reduceres variansen ikke så meget ved at lægge dem sammen. Det skal dog siges at man ved at kumulere disse 11 tal får flere frihedsgrader og derfor kan man nu bruge en

faktor 2.2 (I stedet for 12.7) og man vil finde en nedre grænse for usikkerheden på 10%, hvis og kun hvis de 11 vandområder er uafhængige.

Afslutningsvis laves et forsøg på at skalere til hele landet. Her er man kommet frem til en usikkerhed på 95% niveau på landsplan på 1714 ton N/år. Dette er (måske inddirekte) fremkommet ved følgende udregning:

$$\sqrt{\frac{41988}{8962}} \cdot 792\text{ton/år} = 1714\text{ton/år}$$

For det første er målbelastningen på landsplan og i disse 11 vandområder behæftede med usikkerhed. Dette ville kunne give mening, hvis man lavede begge modeller for alle vandområder i hele landet (Uden at bruge meta-modeller og lignende). Her er der derimod tale om en skalering og det reducerer ikke usikkerheden, så med en kumuleret målbelastning på 41988 ton N/år fås en nedre grænse for usikkerheden til:

$$\frac{41988}{8962} \cdot 792\text{ton/år} = 3711\text{ton/år}$$

(På baggrund af de 9% så i praksis vil den være endnu større ...)

Når man skalerer på denne måde antager man at de modellerede vandområder er repræsentative for resten af landet. Da størstedelen af belastningen og dermed usikkerheden kommer fra de indre dele af Limfjorden mener vi ikke nødvendigvis at disse er repræsentative for resten af landet - det vil i hvert fald kræve yderligere argumentation.

En alternativ analyse vil være at lave en to-vejs variansanalyse med model og vandområde som forklarende variable. Dette kræver igen, at observationerne er uafhængige og at de har samme varians. Sidstnævnte vil ikke være tilfældet, hvis man kigger på udledninger, men kan vælge at kigge på de procentvise reduktioner, hvor antagelsen om ens varians formentlig vil være mere rimelig. Den analyse giver en p-værdi for forskelle mellem modeller på 6.3%, hvilket er marginalt større end den sædvanlige grænse på 5%, så modellen reduceres til en en-vejsanova, som kun indeholder vandområderne som forklarende variabel. Analysen giver et estimat af standardafvigelsen på 6.06% med 11 frihedsgrader, så et 95% niveau for usikkerhed bliver på 13.3%.

Som det fremgår af kommentaren til side 21 i del-rapport 3 er de estimerede indsatsbehov for vandområde 156 og 157 korrelerede således at indsatsbehovet enten er 31% eller 0% (Hvor en del af vandområde 156 er holdt udenfor). Samtidig er vandområde 156 det vandområde som har den største nuværende belastning, og dermed en stor indflydelse på den samlede målbelastning. Hvis man gentager beregningerne som i Tabel 1 med denne ene ændring fås tallene i Tabel 2.

Dette ændrer målbelastningen for de ensemble modellerede områder til 10359 ton N/år.

Og tilsvarende bliver usikkerheden (på 95% niveau) 4724 ton N/år.

Og usikkerheden i % er derfor 46%.



omrID	Nuværende belastning ton N/år	MEK N red. %	STAT N red. %	MEK mål-belastning ton N/år	STAT mål-belastning ton N/år	est. mål-belastning ton N/år	usik. 95% niveau ton N/år	usik. 95% niveau %
2	448	4	11	430	399	414	44	11
44	135	0	18	135	111	123	34	28
92	132	23	26	102	98	100	6	6
96	163	34	44	108	91	99	23	23
102	138	41	50	81	69	75	18	23
147	556	7	2	517	545	531	39	7
156	9020	37	0	5683	9020	7351	4720	64
157	1566	52	60	752	626	689	177	26
214	346	30	40	242	208	225	49	22
216	595	36	32	381	405	393	34	9
224	834	56	58	367	350	359	24	7

Tabel 2: Genberegning af Tabel 1, hvor eneste ændring er at STAT reduktionen for vandområde 156 er sat ned til 0% jf. del-rapport 3.

(Her er brugt en faktor 2 for at komme til usikkerhedsniveauet - dette er gjort for at lette sammenligningen med rapporten. Selvom vi mener, at man mindst bør bruge en faktor 2.2.)

Hvis man også laver variansanalysen for reduktionerne i % finder man, at estimatet af standardafvigelsen er steget til 9.9% - stadig med 11 frihedsgrader - så et 95% niveau for usikkerheden bliver 21.7%.

Vi er klar over, at Thisted Bredning er en del af vandområde 156 og derfor er en reduktion på 0% ikke retvisende, men vi har ikke grundlaget til at finde et bedre estimat, hvor der er korrigeret for påvirkningen fra vandområde 157. Derfor har vi valgt at medtage ovenstående analyse for at illustrere, hvor følsomt resultatet er.

Dette eksempel viser også, at det største bidrag til usikkerheden (Med den valgte tilgang) kommer fra vandområde 156, hvor belastningen er størst, og dermed betydningen af dette særlige vandområde.

## 5 Afrunding

Samlet set bliver der påpeget mulige kilder til usikkerheder en række steder i rapporterne, men disse kvantificeres ikke og bliver heller ikke taget med når der gøres et forsøg på at lave en samlet vurdering af usikkerheden [2, Side 27].

Den skalering, som er brugt i rapporterne til at komme fra de ensemble modellerede områder til landsplan, antager at man har lavet samme analyse i alle vandområder, ellers får man ikke den fundne reduktion i usikkerheden. Når skaleringen laves rigtigt forbliver 95% usikkerhedsniveauet på landsplan 9% og ikke 4.1%. Og de 9% er stadig en nedre grænse.

Vi mener, at den fundne usikkerhed (på 95% niveau) er en nedre grænse, som kun opnås, hvis alle estimater for de 11 ensemble modellerede områder er uafhængige, men i delrapport 3 påpeges det, at de ikke er uafhængige. Derfor har

vi medtaget et eksempel, hvoraf det fremgår at estimaterne er meget følsomme for udfaldet af en enkelt model i et enkelt område.

Et af de usikkerhedselementer, som ikke er beskrevet i rapporterne er effekten af usikkerheden på de estimerede hældninger, som bruges til at bestemme indsatsbehov. Da der divideres med estimatet er det meget vigtigt at man forholder sig til risikoen for at dividere med nul (Pga. fordelingen af estimaterne).

Det vil være godt, hvis man medtager estimater af usikkerhederne i alle dele af den statistiske modellering. Da der kun er mellem 15 og 23 observationer i hvert datasæt og da der forudsiges uden for de områder, hvor der er observationer, er der væsentlige usikkerheder på estimaterne.

Sluttelig er det meget vanskeligt at forholde sig til værdien af de præsenterede resultater når de omtalte usikkerheder ikke er kvantificeret og præsenteret for alle del-modeller.

## Litteratur

- [1] Anders Chr. Erichsen and Hanne Kaas. Modeller for danske fjorde og kystnære havområder - del 2. Technical report, DHI, Marts 2015.
- [2] Anders Chr. Erichsen, Hanne Kaas, Karen Timmermann, Stiig Markager, Jesper Christensen, and Ciarán Murray. Modeller for danske fjorde og kystnære havområder - del 1. Technical report, Aarhus universitet og DHI, December 2014.
- [3] Karen Timmermann, Jesper P.A. Christensen, Ciarán Murray, and Stiig Markager. Statistiske modeller for danske fjorde og kystnære havområder (del 3) (udkast version 190514). Technical report, Aarhus universitet, 2014.