



ANALYSE AF MILJØTILSTANDEN I HORSENS FJORD FRA 1985 TIL 2006

Empirisk modellering

Faglig rapport fra DMU nr. 733 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

ANALYSE AF MILJØTILSTANDEN I HORSENS FJORD FRA 1985 TIL 2006

Empirisk modellering

Faglig rapport fra DMU nr. 733 2010

Stiig Markager
Marc Bassompierre
Ditte Jansen Petersen



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 733
Titel:	Analyse af miljøtilstanden i Horsens Fjord fra 1985 til 2006
Undertitel:	Empirisk modellering
Forfattere:	Stiig Markager, Marc Bassompierre & Ditte Jansen Petersen
Afdeling:	Afd. for Marin Økologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Marts 2010
Redaktion afsluttet:	Marts 2010
Faglig kommentering:	Steen Schwærter, Miljøcenter Århus
Finansiell støtte:	Miljøministeriet ved Miljøcenter Århus
Bedes citeret:	Markager, S., Bassompierre, M. & Petersen, D.J. 2010. Analyse af miljøtilstanden i Horsens Fjord fra 1985 til 2006. Empirisk modellering. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 84 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 733. http://www.dmu.dk/Pub/FR733.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Miljøtilstanden i Horsens fjord er analyseret for perioden 1985 til 2006, og der er opstillet kvantitative modeller for sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og en række parametre, som beskriver miljøtilstanden i fjorden. Analysen er lavet med henblik på at styrke det faglige grundlag for implementeringen af EU's vandrammedirektiv. Ud fra en samlet vurdering af alle parametrene for fjordens miljøtilstand, vurderes det, at tilførslerne til fjorden skal reduceres til 13 tons fosfor og 560 tons kvælstof pr. år for at opnå god økologisk tilstand. En reduktion til dette niveau vil betyde at fytoplanktons vækst er næringsbegrænset i hele vækstperioden, samtidig med at klorofyllniveauet reduceres markant. Det forventes at tilførsler på det niveau over en periode på antagelig 20 til 30 år vil reducere frigivelsen af næringsstoffer fra bunden, give markante forbedringer i lysforholdene og forbedre iltforholdene. Det vil så i sidste ende tillade en rekolonisering af fjorden med ålegræs, som er det afgørende kriterium for opfyldelse af målsætningen om god økologisk tilstand. En betydelig tidsforsinkelse betyder dog at det ikke er sandsynligt at opnå god økologisk tilstand i år 2015. En større reduktion i tilførslerne, eller inddragelse af alternative virkemidler, vil fremskynde processen.
Emneord:	Horsens Fjord, empiriske modeller, eutrofiering, vandplaner, EU's vandrammedirektiv, næringsstofftilførsler, miljøtilstand, regimeskift
Layout:	Karin Balle Madsen
Illustrationer:	Forfatterne
Forsidefoto:	Indsejlingen til Horsens Fjord ved Snaptun en sommermorgen. Stiig Markager©
ISBN:	978-87-7073-115-7
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	84
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR733.pdf

Indhold

Sammenfatning 5

Summary 7

1 Indledning 9

2 Datagrundlag 10

- 2.1 Forkortelser 10
- 2.2 Data og kvalitetskontrol 11
- 2.3 CD-ROM indhold 12
- 2.4 Data for tilførsler af næringsstoffer 12

3 Metodebeskrivelse 13

4 Resultater 22

- 4.1 Hjælp til læserne 22
- 4.2 Tilførsel af kvælstof og fosfor 22
- 4.3 Empiriske modeller 27
- 4.4 Antal dage med næringsstofbegrænsning 41

5 Diskussion 43

- 5.1 Fjordens udvikling 43
- 5.2 Fjordens udvikling ved reduktioner i næringsstofftilførsler 44
- 5.3 Samlet vurdering 46

6 Konklusion 50

7 Referenceliste 52

Bilag 1: Figurer af empiriske sammenhænge 53

- Horsens Inderfjord – TP-modellering 53
- Horsens Inderfjord – DIP2-modellering 56
- Horsens Inderfjord – TN-modellering 59
- Horsens Inderfjord – DIN2-modellering 61
- Horsens Inderfjord – Kd1-modellering 63
- Horsens Inderfjord – Kd2-modellering 65
- Horsens Inderfjord – CHL1-modellering 68
- Horsens Yderfjord – TP-modellering 71
- Horsens Yderfjord – DIP2-modellering 73
- Horsens Yderfjord – TN-modellering 75
- Horsens Yderfjord – DIN2-modellering 77
- Horsens Yderfjord – Kd1-modellering 79
- Horsens Yderfjord – Kd2-modellering 81

Bilag 2: Rådata-filer til empiriske sammenhænge (CD-ROM) 83

Bilag 3: Regneark til scenarier (separate Excel-filer) 84

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

Denne rapport beskriver resultaterne af en analyse af miljøtilstanden i Horsens Fjord med data fra perioden 1985 til 2006. Rapporten er udført af Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med Miljøcenter Århus. Formålet med analysen er at tilvejebringe et fagligt grundlag for en vandplan for Horsens Fjord og dens opland, jf. Miljømålsloven. Hovedformålet er derfor at estimere de nødvendige reduktioner i tilførsler af næringsstoffer for at opnå en god økologisk tilstand i 2015. Rapporten er den fjerde af en række rapporter (Markager et al. 2006, 2008 og Sømod et al. 2009), hvor DMU anvender statistiske analyser af tidsserier for fjordens tilstand samt tilførsler af næringsstoffer og klima til at etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og fjordens tilstand. Ud fra disse sammenhænge har DMU analyseret fjordens mulige udvikling ved en reduktion af tilførslerne af fosfor og kvælstof.

Analysen viser, at der i perioden er sket et fald på 71% i de afstrømningskorrigerede tilførsler af fosfor til fjorden og et fald i tilførslerne af kvælstof på 40%. De faktiske tilførsler af især kvælstof er faldet betydeligt mindre pga. af en række år med høj nedbør sidst i perioden.

I fjorden er koncentrationerne af næringsstofferne fosfor og kvælstof ligeledes faldet markant. Det gælder især for fosfor. Ændringerne i koncentrationerne af klorofyl er betydeligt mindre, men dog målbare i forsommeren. Lysforholdene i fjorden er kun marginalt forbedret i perioden, igen mest i forsommeren. Fjordens miljøtilstand er således forbedret men kun i meget begrænset omfang for lysforholdene ved bunden, som er afgørende for en genetablering af ålegræs. Analysen viser også, at koncentrationerne af uorganiske næringsstoffer nu har nået et niveau, hvor de for alvor begynder at være begrænsende for fytoplanktons vækst. Det må derfor forventes, at yderligere reduktioner i tilførslerne, og dermed i koncentrationerne af tilgængelige næringsstoffer, vil få en positiv effekt på miljøtilstanden i fjorden.

Generelt viser de empiriske modeller, at miljøtilstanden i fjorden kun ændrer sig relativt lidt, når tilførslerne af næringsstoffer reduceres. Dette er mest udtalt for klorofyl og lyssvækkelse men gælder til dels også for koncentrationen af total kvælstof. Hvis modellerne ekstrapoleres tilbage til meget lave tilførsler, fx til et niveau svarende til det naturlige baggrundsniveau, får man således urealistisk høje værdier for flere af parametrene for miljøtilstanden. Fx er det ikke muligt med modellerne at beregne en forbedring i lysforholdene, som tillader forekomst af ålegræs i de dybere dele af fjorden. Her skal det dog pointeres, at man på den måde anvender modellerne langt uden for deres gyldighedsområde. Alligevel indikerer resultaterne, at fjordens nuværende tilstand er meget langt fra tilstanden før fjorden blev væsentligt påvirket af næringsstoffer i 50'erne og således også er meget langt fra god økologisk tilstand. Fra gamle observationer er det kendt, at ålegræs tidligere var vidt udbredt i fjorden og dannede store sammenhængende bestande. I dag er ålegræs og anden makrovegetation meget sparsom. Antagelig er der tale om to fundamentalt forskellige tilstande for fjordens økosystem, hvor overgangen fra den ene tilstand til den anden sker ved en given tærskelværdi for

tilførsler af næringsstoffer. Dog foregår det antageligt sådan, at der er en hysteresis effekt, dvs. at reetablering af makrovegetationen først sker ved en væsentlig lavere tilførsel end den tilførsel, hvor makrovegetationen forsvandt.

Ud fra en samlet vurdering af alle parametrene for fjordens miljøtilstand skønnes det, at tilførslerne til fjorden skal reduceres til 13 tons fosfor og 560 tons kvælstof pr. år for at opnå god økologisk tilstand. Der er en betydelig usikkerhed i disse talstørrelser. Det er ikke muligt at lave en egentlig usikkerhedsberegning men et skøn for usikkerheden er ± 2 tons for fosfor og ± 150 tons for kvælstof. En reduktion til dette niveau vil betyde, at fytoplanktons vækst er næringsbegrænset i hele vækstperioden, samtidig med at klorofylniveauet er reduceret markant. Vi forventer, at tilførsler på dette niveau over en periode på antagelig 20-30 år også vil reducere frigivelsen af næringsstoffer fra bunden, give markante forbedringer i lysforholdene og forbedre iltforholdene. Det vil så i sidste ende tillade en rekolonisering af fjorden med ålegræs, hvilket må betragtes som væsentligt for opfyldelse af målsætningen for god økologisk tilstand. Tidsforsinkelsen på effekten af tiltagene betyder dog, at det ikke er muligt at have målopfyldelse i år 2015 som forudsat i Miljømålsloven. En større reduktion i tilførslerne, eller inddragelse af andre virkemidler, vil fremskynde processen.

Summary

In this report, the state of the environment in Horsens Fjord during the period from 1985 to 2006 was analysed. Horsens Fjord is a shallow eutrophic estuary on the east coast of Jutland, Denmark. The study was initiated by the Environment Centre Århus who financed the report, together with the National Environmental Research Institute at Aarhus University, Denmark. The aim was to establish a scientific background for the implementation of the water action plan for the estuary according to the Water Framework Directive. Thus, a key issue was to identify the maximal allowable nutrient loadings to the estuary in order to establish good ecological status in 2015. This is the forth report using empirical models to establish quantitative relationships between loadings and the environmental state of Danish estuaries.

Data for nutrients, chlorophyll concentrations, and light attenuation were analysed and quantitative relationships were established to nutrient loadings, taking into account effects of inter annual variations in climate.

The analysis showed that there has been a significant reduction in loadings of phosphorous (71% corrected for inter annual variations in runoff). The corresponding value for nitrogen was 40%, but due to high runoff late in the period, the actual reductions in nitrogen loadings were substantially lower.

The results showed that concentrations of nutrients have been reduced over the period as a consequence of reductions in nutrient loadings. However, for most of the growing season, concentrations of inorganic nutrient concentrations are still above values limiting for phytoplankton growth. This can explain why the response for chlorophyll concentrations and light attenuation are weak and in some cases absent. The results indicate that until now the reductions in loadings have mostly removed a surplus of nutrients in the estuary.

Observations of depth limits for occurrence of eelgrass (*Zostera marina*) over a period of hundred years showed that macrovegetation was widespread also at great depth. Our models for light attenuation are unable to predict values low enough to simulate this, even at zero loadings. This indicates that the present state of the estuary is very different from the situation before loadings increased in the 1950s. Most likely the present state, without widespread macro vegetation, will change into a non-linear way when loadings are reduced. However, a considerable time lag must be expected due to the pool of nutrients stored in the sediments and the time lag for re-growth of eelgrass.

Based on an overall assessment of parameters it is concluded that the maximal allowable loadings are about 13 tons of phosphorous and 560 tons of nitrogen per year in order to re-establish good ecological status of the estuary. There is a considerable uncertainty in these numbers. Our judgement is that the uncertainty is about ± 2 tons for phosphorous and ± 150 tons for nitrogen. However, even applying these reductions, it will

probably take about 20 to 30 years before the good ecological status is reached. Hence, it is probably not possible to fulfil the requirements in the water framework directive by 2015. Greater reductions in nutrient loadings or the use of alternative measures will probably speed up the process.

1 Indledning

Horsens Fjord er en lavvandet fjord med god vandudveksling med Bælthavet. Gennem årtier har fjorden modtaget store mængder fosfor og kvælstof fra oplandet. Miljøet i fjorden påvirkes i dag både af de næringsstoffer, som i dag kommer med ferskvandet til fjorden, af koncentrationerne af fosfor og kvælstof i Bælthavet og af en stor pulje af næringsstoffer i sedimentet, som gradvist frigives. I dag er fjordens miljø præget af uklart vand med høje koncentrationer af fytoplankton, og den naturlige makrovegetation, primært ålegræs, er næsten fraværende. Tidligere var der udbredte bestande ålegræs, som i de ydre dele af fjorden voksede ned til omkring 11,5 meters dybde (D. Krause Jensen, pers. medd.). Selvom DMU ikke har direkte målinger af fx koncentrationer af næringsstoffer og lys fra dengang, kan man ud fra viden om lyskravene hos ålegræs slutte, at vandet må have været meget klarere end i dag, og at koncentrationerne af næringsstoffer var meget lavere.

Årsagen til den ringe miljøtilstand i dag er uden tvivl mange års store tilførsler af næringsstoffer, både direkte til fjorden og til de åbne indre farvande generelt. For Limfjorden og Randers Fjord er det fx beregnet, at kvælstoftilførslerne fra omkring år 1900 og frem til 1980'erne er forøget med omkring en faktor 5 (Christiansen et al. 2006, Sømod et al. 2009). Der er ingen grund til at tro, at det forholder sig anderledes for Horsens Fjord.

Negative effekter af næringsstofftilførsler er velkendte for søer, fjorde og kystnære områder verden over, og der er ingen tvivl om, at miljøtilstanden i fjorden som udgangspunkt kun kan forbedres ved, at reducere tilførslerne af næringsstoffer. Centrale spørgsmål er derfor: hvor meget skal tilførslerne reduceres, og hvor lang tid går der, fra tilførslerne reduceres, til man ser en mærkbar effekt i fjorden?

Denne rapport beskriver resultaterne af en analyse af miljøtilstanden i Horsens Fjord i perioden fra 1985 til 2006, udført af Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med Miljøcenter Århus. Formålet med analysen er at tilvejebringe et fagligt grundlag for en vandplan for Horsens Fjord og dens opland som forudsat i EU's vandrammedirektiv. Den er den fjerde af en række rapporter (Markager et al. 2006, 2008 og Sømod et al. 2009), hvor DMU anvender statistiske analyser af tidsserier for fjordens tilstand, tilførsler af næringsstoffer og en række klimavariabler til at etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og fjordens tilstand. Ud fra disse sammenhænge har DMU analyseret fjordens mulige udvikling ved en reduktion af tilførslerne af fosfor og kvælstof.

2 Datagrundlag

2.1 Forkortelser

I rapporten er anvendt en række udtryk og forkortelser. Disse er beskrevet i Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Ordforklaring til udtryk og forkortelser der er anvendt i denne rapport.

Udtryk/forkortelse	Forklaring
DIN2 (5-10)	Koncentration af opløst uorganisk kvælstof (sum af $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) (μM) for perioden maj til og med oktober.
DIP2 (3-7)	Koncentration af opløst uorganisk fosfor (PO_4^-) (μM) for perioden marts til og med juli.
Forklaringsvariable	De variable, som anvendes i modellen til at forklare en responsvariabel (y-variabel), og som i modellerne er en lineær kombination af en række forklaringsvariable. Kaldes også x-variable. Se også b-koefficienter. I denne rapport anvendes følgende forklaringsvariable: tilførsler af næringsstoffer (kvælstof og fosfor), klima (rad, NAO, vandtemp., og vind ³).
FV	Forklaringsvariable
Kalibreringssæt	Datapunkter (år) som anvendes til at kalibrere modellen.
Kd	Lyssvækkelseskoefficient. $K_d = \frac{2,1}{S_d} \text{ m}^{-1}$, hvor 2,1 er en empirisk konstant.
Kd1 (4-6)	Lyssvækkelseskoefficient for perioden april til og med juni (m^{-1}).
Kd2 (7-9)	Lyssvækkelseskoefficient for perioden juli til og med september (m^{-1}).
MLR	Multipel Lineær Regression
NAO	North Atlantic Oscillation. NAO-indekset er defineret som trykforskellen mellem højtryksområdet ved Azorerne og lavtryksområdet vest for Island. NAO-indekset har en overordnet effekt på klimaet i Nordeuropa, især om vinteren. En stor trykforskel medfører kraftigere vinterstorme fra sydvestlige retninger og dermed milde og våde vintre.
Q	Ferskvandstilførsel til fjorden (m^3).
R	Korrelationskoefficient mellem de sande, observerede værdier og de estimerede værdier.
r^2	Korrelationskoefficient (r) i anden potens. Udtryk for den andel af variationen i y, som kan forklares af modellen.
Residual	Forskellen mellem modelestimatet og den observerede værdi. Positive værdier betyder, at de observerede værdier ligger over modelestimatet.
Responsvariable	TP, TN, DIN2, DIP2, Sd1 & 2, Kd1 & 2, PA1. Modellerne forklarer en responsvariabel (y-variabel) som en lineær kombination af en række forklaringsvariable: $y = b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + b_3 \cdot x_3 + b_i \cdot x_i + \text{residual}$. Se også forklaringsvariable og b-koefficienter.
RMSECV	Root Mean Square Error of Cross Validation: gennemsnitlig total kvadratafgivelse mellem den sande værdi og estimatet af denne for alle tænkelige kombination ved krydsvalidering. Angiver kalibreringsfejlen på den endelige model.
RMSECV ₄	Samme som ovenfor, men hvor de sidste fire år ikke er med, men anvendes som uafhængige valideringssår til bestemmelse af RMSEP ₄ .
RMSEP ₄	Root Mean Square Error of Prediction: gennemsnitlig total kvadratafgivelse mellem den sande værdi og estimatet af denne ved anvendelse af et uafhængigt valideringsdatasæt. Beskriver modellens evne til at bestemme nye ukendte år, dvs. prædiktionsfejlen.
TN (1-12)	Middel koncentrationen af total kvælstof (TN) for perioden januar til og med december.
TP (1-12)	Middel koncentrationen af total fosfor (TP) for perioden januar til og med december.
Valideringssæt	Datasæt der holdes ude fra kalibreringssættet i forbindelse med variabeludvælgelse og modelkalibrering. Valideringssættet kan anvendes til bestemmelse af modellens kvalitet (se RMSEP).

Tabel 2.1 Ordforklaring til udtryk og forkortelser, der er anvendt i denne rapport.

Udtryk/forkortelse	Forklaring
Vind ³ eller vin	Udtryk for vindpåvirkningen. Vinden i 3. potens repræsenterer tilnærmet den energi som afsættes på vandoverfladen og medvirker til omrøring af vandsøjlen (m s^{-1}) ³ .
X	Datasæt bestående af flere x-variable (forklaringsvariable).
x-variable	Forklaringsvariable/uafhængige variable: tilførsler af fosfor og kvælstof, indstråling (Rad), vandtemperatur, vind ³ og NAO-indeks.
Y	Datasæt bestående af y-variable (responsvariable).
P	Forklaringsvariabel: middelfosfortilførsel (tons år^{-1}).
N	Forklaringsvariabel: middelkvælstoftilførsel (tons år^{-1}).
Sal	Forklaringsvariabel: salinitet (‰).
Rad	Forklaringsvariabel: indstråling (MJ m^{-2}).
b-koefficienter	Responsvariabeln (y variabelen) er en lineær kombination af en eller flere forklaringsvariable: $y = b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + b_3 \cdot x_3 + b_i \cdot x_i + \text{residual}$, hvor $b_1, b_2, b_3, \dots, b_i$ er "b-koefficienterne" og residual er afvigelsen mellem modelestimatet og de observerede værdier. b kan bestemmes, når Y og X er kendte og residualen må anses for at være meget tæt på 0. b_{hat} er et estimat af b ved mindste kvadraters metode $b_{\text{hat}} = (X'X)^{-1}X'y$.
y-variabel	Responsvariabel/tilstandsvariabel: koncentrationer af total kvælstof og fosfor (TN og TP), uorganisk kvælstof og fosfor (DIN og DIP), klorofyl koncentration og lyssvækkelseskoefficient (Kd)
vandtemp	Vandtemperatur (°C)

2.2 Data og kvalitetskontrol

Datagrundlaget for denne rapport består af to dele. Den første del er de data, som beskriver fjordens miljøtilstand (afhængige variable, y-variable, responsvariable), den anden del er data for de forhold, som antages at påvirke fjordens miljøtilstand, dvs. tilførsler af næringsstoffer, klima og vandudveksling (uafhængige variable, x-variable, forklaringsvariable).

Alle data om fjordens miljøtilstand stammer fra Miljøministeriets database STOQ og er trukket ud derfra af Afdeling for Marin Økologi, DMU, AU. Data er indsamlet over perioden 1986 til 2006 i henhold til de tekniske anvisninger for de forskellige marine overvågningsprogrammer i perioden (se fx Kaas & Markager 1998) for perioden fra 1998 og frem. Data for koncentrationer af næringsstoffer er beregnet som middelværdien af alle diskrete dybder mellem 0 og 10 meter. I de tilfælde, hvor der kun foreligger blandingsprøver, er værdien for 0-10 meter prøven anvendt. Data for lyssvækkelse, sigtdybde og areal-primærproduktion er alle uafhængige af dybden. Data blev undersøgt for tilstedeværelsen af afvigende værdier ved hjælp af kontrolplot (også benævnt "Shewhart charts"), og alle værdier, der lå mere end $\pm$ tre gange standardafvigelsen fra middelværdien, blev fjernet fra datasættet. Derefter blev der interpoleret lineært mellem observationerne, således at der er én observation per dag, inden der beregnes middelværdier for hver måned. Denne procedure sikrer, at månedsmiddelværdier, så vidt det er muligt, er uafhængige af antal og fordeling af prøvetagninger over året.

Data for indstråling og vind er indsamlet af Danmark Meteorologiske Institut i Ålborg Lufthavn. Disse er omregnet til middelværdier pr. måned. Data for temperatur er vandtemperaturen mellem 0 og 10 meter fra CTD-profiler i STOQ. Disse er omregnet til månedsmiddelværdier på samme måde som for de vandkemiske data. Data for NAO-indeks er hentet fra hjemmesiden for University of East Anglia, og månedsmiddelværdier er anvendt. Data for tilførsler af næringsstoffer og ferskvand

er indsamlet og beregnet af Miljøcenter Århus som månedsmiddelværdier.

2.3 CD-ROM indhold

- De data, som ligger til grund for modelleringen, er at finde på medfølgende CD-ROM i MatLab filen: "Horsens fjord X&Ydata.mat". X-variable er at finde under "theXmin" og Y-variable under "theY", og de dertil relaterede variabelnavne har tilsvarende navne med tilføjelse af "var".
- Alle rådata (klima, vandkemi, miljøbelastning m.m.): de oprindelige observationer uden tidsmæssig interpolering i csv-format.
- De arbejdsdokumenter og figurer, som er vist i bilagene.
- Denne rapport i PDF format.

2.4 Data for tilførsler af næringsstoffer

Data for tilførsler af næringsstoffer er beregnet af Miljøcenter Århus. Værdierne er beregnet i 2007 og indeholder både bidrag via ferskvandsafstrømning, atmosfærisk deposition på fjorden og punktkilder som fx dambrug.

3 Metodebeskrivelse

3.1.1 Udformning af datasættene, x og y

y-data blev defineret ved en bestemt periode af året på mellem tre og tolv måneder afhængigt af arten af den enkelte y-variabel. Data blev efterfølgende importeret til MATLAB, hvor den resterende dataanalyse blev udført.

x-variablene blev defineret med udgangspunkt i tidsperioderne for de tilsvarende undersøgte y-variable med følgende regler for de forskellige tidsperioder af x-variablene:

1. Disse skulle have den samme slutmåned som y-variablen (x-variabel skal ligge før y-variabel). Samtidig skulle starten på x-variablene være enten den samme måned som for y, eller en, to, fire eller otte måneder før starten af y.
2. Eller de skulle have den tidligst mulige startmåned, dvs. januar året før og samme slutmåned som y.
3. Eller de skulle have den tidligst mulige startmåned og slutmåned lige før y-variablens start.
4. Eller de skulle have en slutmåned lige før y-variablens start, samtidig med at x-variablene skulle have samme længde som y eller en, to, fire eller otte måneder længere.

For y-variable med en tidsperiode på 12 måneder blev afgrænsningen af x-variablene begrænset til punkt 1 til 3. Tilsammen giver disse kombinationer mulighed for, at modellerne kan beskrive et godt udsnit af de mulige tidsforsinkelser i responsen mellem x- og y-variable i data sættet.

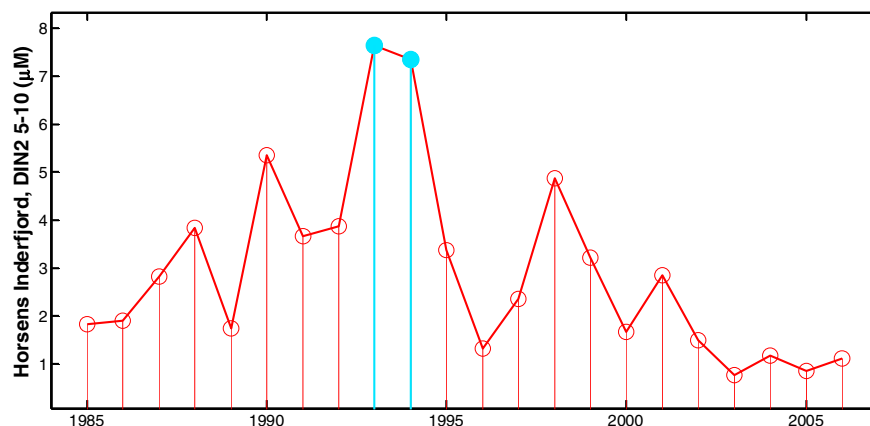
3.1.2 Præprocessering

Indledningsvis blev tidsserien for y-værdier gennemgået visuelt for ekstreme værdier. Disse blev udelukket ud fra en vurdering af, at de enten skyldes fejl i målinger eller dataprocessering eller skyldes meget specielle forhold i fjorden, som ikke bør influere på den overordnede analyse. Et eksempel på sådanne forhold kan være en prøvetagning i forbindelse med isdække. Dernæst blev både x- og y-variable autoskalerede ved at fratrække middelværdien og dividere med standardafvigelsen:

$$\frac{x - \bar{x}}{\sigma}$$

Lign. 1.

Figur 3.1. Tidsmæssig udvikling af en responsvariabel, her DIN-koncentration i Horsens Inderfjord i perioden maj til oktober. Værdierne for 1993 og 94 er identificeret som afvigende datapunkter ud fra regressionsanalysen.



Alle x- og y-variable får herved en middelværdi på 0 og en standardafvigelse på 1. Derved udlignes forskelle i numeriske værdier og varians, og det sikres, at alle variable indgår med samme vægt i analysen.

3.1.3 Multipel Lineær Regressionsmetode (MLR)

MLR er en metode, som kombinerer de x-variable i den lineære løsning, som korrelerer bedst muligt med den specifikke y-variabel (vektor) og resulterer i:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_px_p \quad \text{Lign. 2}$$

eller

$$y = Xb + f, \quad \text{Lign. 3}$$

hvor b er en vektor for regressionskoefficienterne, og f er den mindst mulige fejl (residual, der ikke er beskrevet af modellen), og b opnået ved modellen:

$$b_{\text{hat}} = (X^T X)^{-1} X^T y \quad \text{Lign. 4.}$$

3.1.4 Krydsvalidering og krydsvalidering med fuldstændig udelukkelse af observationen

Et kritisk forhold i regressionsanalyser er at undgå, at en enkelt eller en særlig gruppe af observationer påvirker resultatet uforholdsmæssigt meget. For så vidt muligt at undgå det, og for at kvantificere en evt. fejl, har vi anvendt to teknikker – Jack-knifing, hvilket vil sige en iterativ udelukkelse af alle observationer én for én og en udelukkelse af de sidste 4 år af tidsserien. Først udelukkes de sidste 4 år af tidsserien, og analysen gennemføres på den resterende tidsserie med en Jack-knifing-teknik. Alle Observationer udelukkes én for én, og analysen gennemføres lige så mange gange, som der er år i tidsserien. Martens & Dardenne (1998) beskriver denne metode som rimelig under forudsætning af, at dét sæt, man arbejder med, er repræsentativt for den population, som ønskes modelleret. Hvis en bestemt observation i denne procedure påvirker resultaterne i særlig grad, udelukkes den permanent fra analysen. Metoden fungerer dermed som en objektiv identificering af afvigende obser-

variationer ("outliers"), dvs. år som, når de inkluderes i datasættet, giver store ændringer i modellen.

Ved udelukkelse af de sidste 4 år fra starten får vi et grundlag for at validere modellen efter variabeludvælgelsen. Fordelen ved at udelukke de sidste 4 år er, at vi får et godt grundlag for at vurdere modellens evne til at forudsige udviklingen de kommende år (de relaterede figurer er typisk at finde i Bilag 1).

3.1.5 Variabeludvælgelse

Objektiv, trinvis, iterativ og automatisk variabeludvælgelse foregik ved hjælp af en krydsvalideret Multipel Lineær Regressionsmetode (MLR) kombineret med en løbende tilbageholdelse af den forklaringsvariabel, der gav den laveste modelfejl i form af "*Root Mean Square Error of Cross Validation*" (RMSECV). Metoden er en variant af en metode beskrevet som "forwards selection" af Broadhurst (1997).

I første iteration blev den forklaringsvariabel identificeret, som alene gav den laveste RMSECV, dvs. den forklaringsvariabel, som kunne forklare den største andel af variationen i y-variablen. Derefter blev denne variabel udelukket fra datasættet, og blandt de resterende forklaringsvariable blev variablen med den laveste RMSECV udvalgt. En forudsætning for udvælgelsen af forklaringsvariable var, at der kun måtte vælges én variabel fra hver klasse af x-variable (fx N-tilførsel, vindstyrke og salinitet). Hele x-datasættet blev undersøgt på denne iterative måde, indtil 7 forklaringsvariable var udvalgt. Således blev der for hver kombination af år (dvs. tidsserien minus de sidste 4 år og minus et år af gangen) udvalgt de 7 variable, der gav den bedste løsning med hensyn til RMSECV.

Herved blev der dannet et antal modeller svarende til antallet af år, der var til rådighed, ganget med det potentielle antal af udvalgte variable (dvs. 7).

Disse forskellige modelløsninger gav mulighed for at vurdere forklaringskraften af de enkelte x-variable ud fra deres udvælgelsesfrekvens og udviklingen i RMSECV som funktion af antallet af valgte variable.

Hele proceduren blev gennemført under 4 forskellige betingelser:

1. en "*fri*", *utvungen* løsning, dvs. at proceduren kan vælge frit mellem alle typer af forklaringsvariable,
2. en løsning, hvor den første variabel, der vælges, *skal* være en P-tilførselsvariabel,
3. en løsning, hvor den første variabel, der vælges, *skal* være en N-tilførselsvariabel, og
4. en løsning, hvor den første variabel, der vælges, *skal* være en N-tilførselsvariabel, og den anden *skal* være en P-tilførselsvariabel.

Den første betingelse svarer til en objektiv løsning, som kun er baseret på statistiske kriterier. I de tre øvrige tvinges næringsstofftilførsler ind i mo-

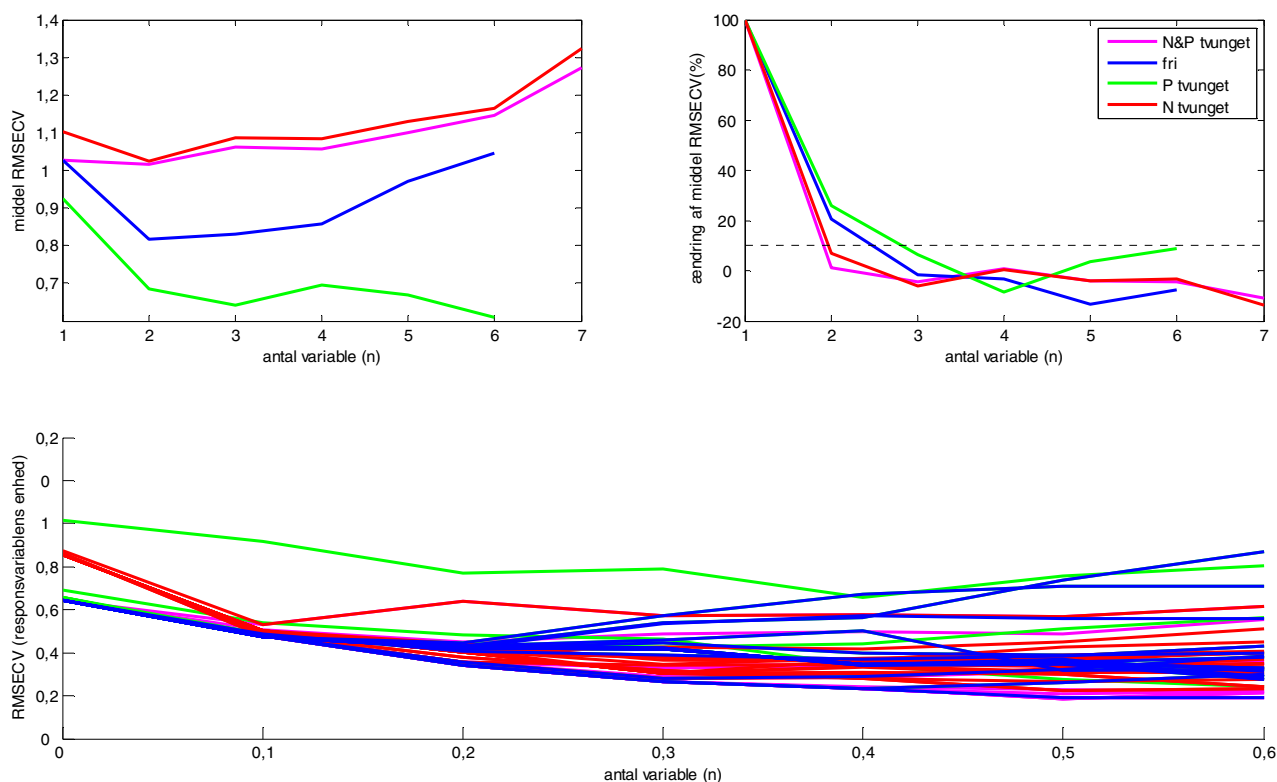
dellen med det formål at identificere de bedst mulige modeller under antagelse af, at næringsstoffertilførsler er af betydning for fjordens tilstand.

3.1.6 Strategi for udvælgelse af modeller

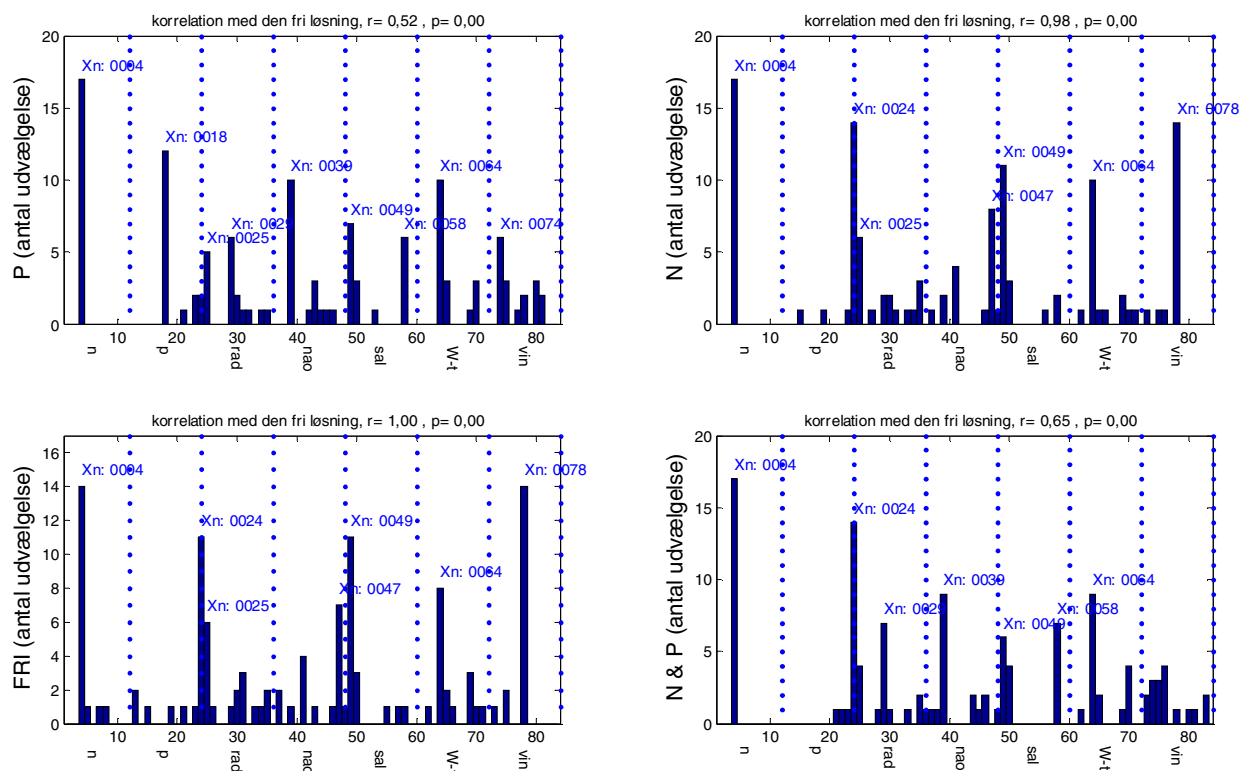
Som en følge af ovennævnte variabeludvælgelsesprocedure fik vi et antal MLR-modeller svarende til:

Antal MLR-modeller = 4 x 7 x antallet af år i undersøgelsesperioden.

Det første trin i udvælgelsen af en passende model var at finde en model, der var anvendelig som miljøforvaltningsværktøj, dvs. at definere og udpege den af næringsstofkombinationerne, som lå tættest op ad en (fordoms-) fri løsning. Den pågældende løsning blev valgt og antallet af modelvariable bestemt ud fra et eventuelt sammenfaldende RMSECV-minimum (Figur 3.2).



Figur 3.2. Eksempel på værktøj til bestemmelse af antallet af variable, der skal indgå i modellen. Her i en situation, hvor kvælstof er styrende, tyder det på, at en løsning med to variable er optimal til at modellere (første minimum på den blå kurve, øverst til venstre). y-aksen øverst til venstre er de gennemsnitlige værdier af krydsvalideringsfejlen (RMSECV) som funktion af antal variable (x-aksen). Tilsvarende er at finde øverst til højre, men hvor det er mindskning af RMSECV, som en funktion af antal variable. I nederste figur viser hver enkelt modelløsning plottet med RMSECV som Y og antal variable i modellen som X (her ser man en del minima med tre variable).



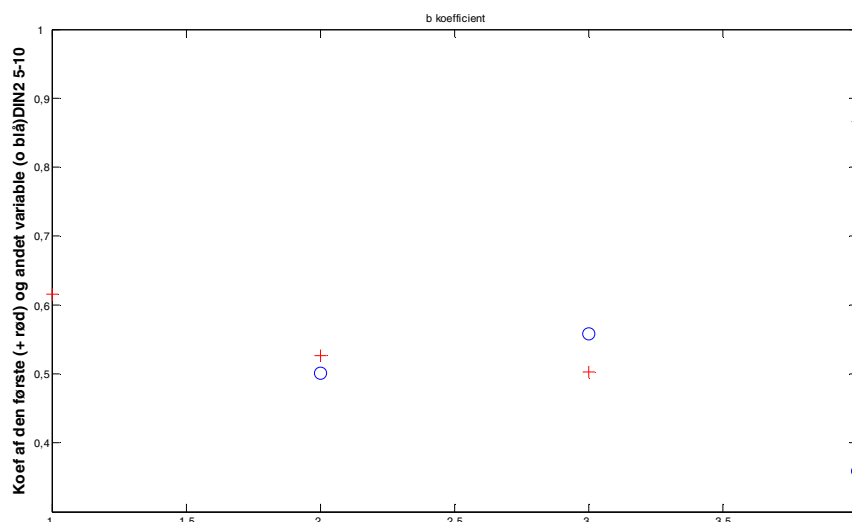
Figur 3.3. Eksempel på frekvensfordeling (Y-aksen er antal gange, hvor den pågældende X-forklaringsvariabel - nummeret på X-aksen - er valgt) for udvælgelsen af de enkelte variable under de 4 løsningsbetingelser. Figuren viser, at den kvælstofvugne (N) løsning (øverst til højre) matcher den objektive, utvungne løsning. Derfor vil modeller, hvor kvælstoftilførslerne anvendes i scenarier til forudsigtelse af udvikling af miljøtilstand, være hensigtsmæssige.

Med afsæt i disse objektive variabeludvælgelseskriterier har vi udpeget modeller til brug for scenarier. I nogle tilfælde har det ikke været muligt at finde en model, hvor tilførsler af næringsstoffer indgår. Det betyder at vi, med det foreliggende datagrundlag, ikke kan vise en effekt af næringsstofftilførsler.

Figur 3.4 beskriver udvikling af b-koefficienterne som funktion af antal variable. Er de modellerede b-koefficienter konstante, er modellen robust overfor antallet af valgte forklaringsvariable. I dette eksempel er b-koefficienterne for fosfortilførsel (rødt +) og vindstyrke (blåt o) relativt konstante op til tre variable.

Figur 3.4. Eksempel på udviklingen af b-koefficienterne fra MLR med stigende antal udvalgte variable. Figuren viser, at koefficienten for kvælstoftilførslen (rødt +) er relativt stabil i modeller med 1-3 forklaringsvariable, hvorefter den stiger væsentligt.

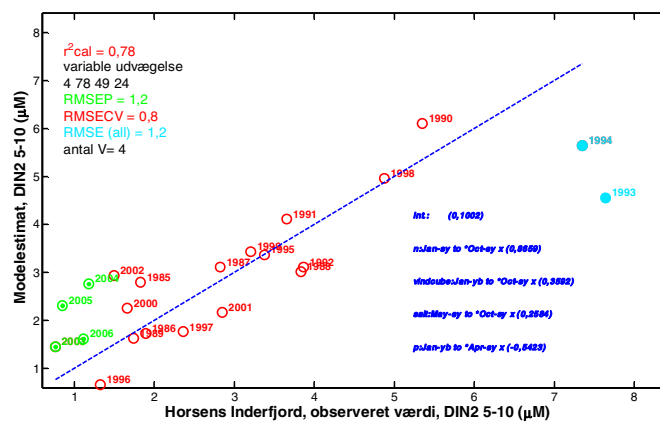
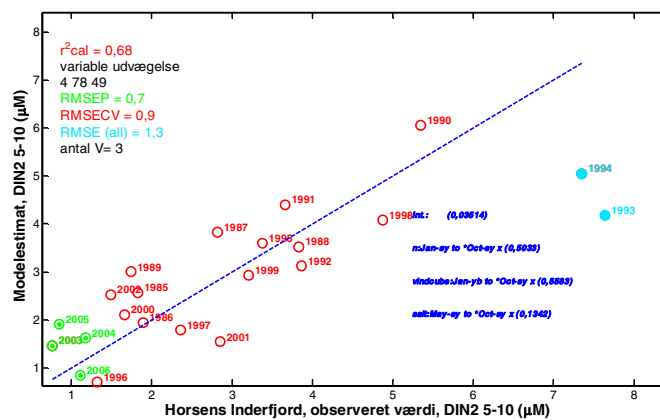
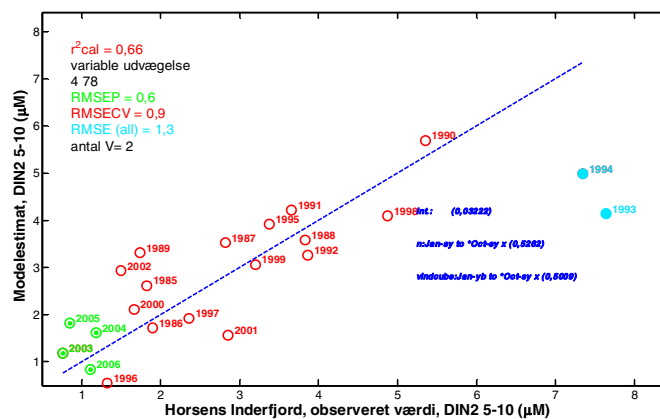
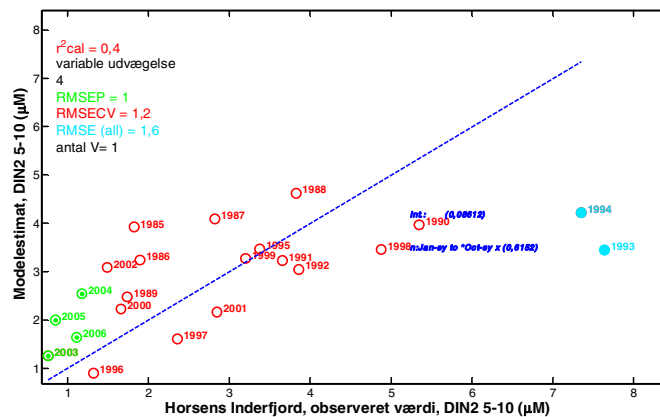
X-aksen er antal variable i modellen og Y-aksen værdien af b-koefficienterne for de to første variable.



Den endelige model blev dannet ud fra de specifikke og endeligt udvalgte variable, og kvaliteten vurderet i forhold til følgende:

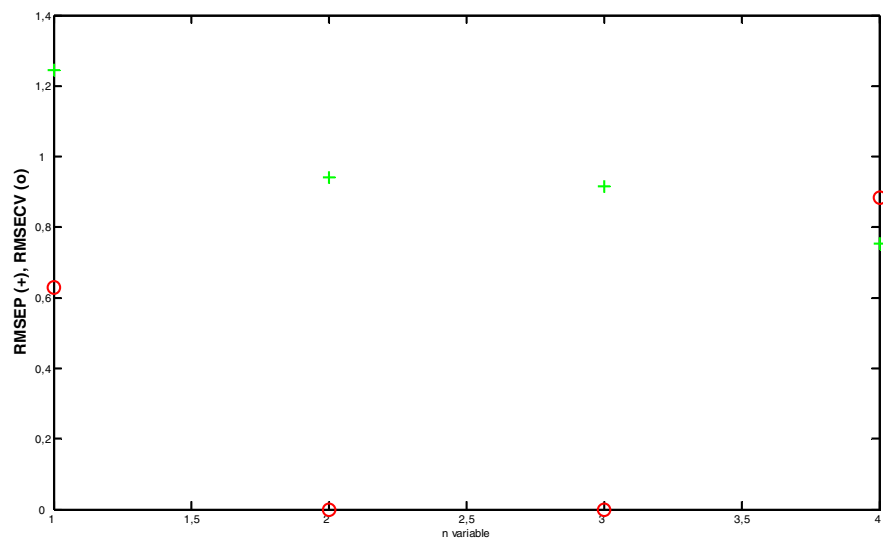
1. Sammenfald mellem den objektive, utvungne løsning og en forvaltningsrelateret løsning, hvor tilførsler af kvælstof eller fosfor er tvunget ind i modellen (Figur 3.3). Dette betyder, at vi objektivt kan vise, at næringsstoftilførsler påvirker fjordens tilstand.
2. Tydeligt minimum på RMSECV (Figur 3.2) udtrykker, at MLR vil forsøge at modellere støj ved tilføjelse af yderlige forklaringsvariable. Hvor tilpasningen (r^2 -værdi) vil stige med antallet af forklaringsvariable, vil værdier som RMSECV og RMSEP udtrykke en eventuel overtilpasning.
3. Hvordan b-koefficienten fra MLR udvikler sig med stigende antal variable i modellen (Figur 3.4). Hvis de er stabile, viser det, at modellen er robust med hensyn til antallet af variable.
4. Forskellen mellem observerede og modellerede værdier (Figur 3.): korrelationskoefficienten (b-koefficienterne), fejlen på kalibreringsdata (RMSECV) og fejlen på valideringssæt (RMSEP), fejlen på alle data samt fordeling af de år, som er med i kalibreringen (rød), og dem, som er holdt uden for (grøn for de sidste fire år, og blå for mulige afvigende år). Regressionskoefficienten r^2 viser, hvor godt modellen gengiver de observerede data. I Bilag 1 kan man se alle de løsninger, som tager udgangspunkt i forskellige antal af udvalgte variable.
5. Eventuelle afvigende og forstyrrende værdier, dvs. år, der bør udelukkes fra kalibreringssættet (Figur 3.1, Figur 3.2, Figur 3.3 og Figur 3.5, de mulige afvigende år er med blå symboler).

Figur 3.5. Fire eksempler på MLR-løsninger (en til fire variable). År med turkis symbol (●) er ikke taget med overhovedet (her er 1993 og 1994 betragtet som væsentlige afvigende punkter) i kalibreringen, mens årene med grønt symbol (●) er taget med som uafhængigt valideringssæt (de sidste fire år i serien) til at danne et objektivt grundlag for, hvordan de kommende år vil blive forudsagt på basis af kalibreringssættet i rød skrift (●). X- og Y-akser er i den undersøgte variabels oprindelige enhed.

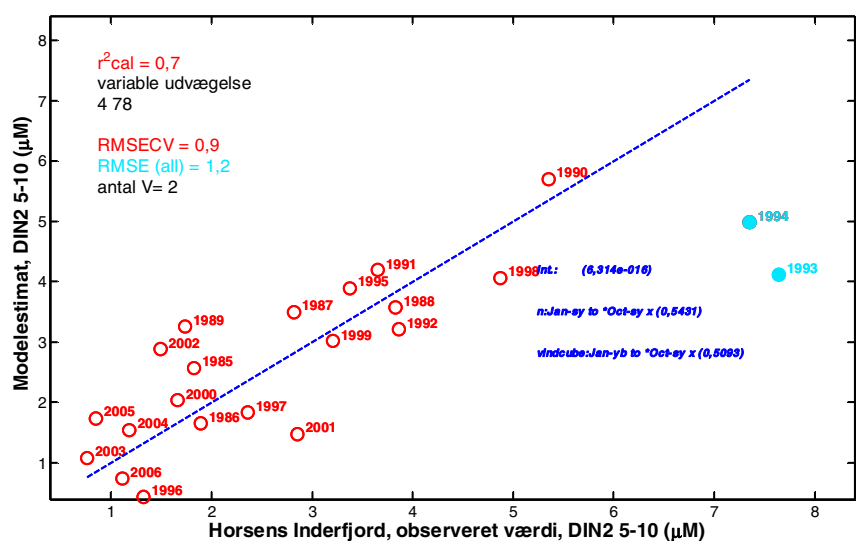


6. b-koefficienternes størrelse og fortegn, dvs. om disse er i overensstemmelse med den eksisterende viden på området (Figur 3.4, Figur 3.5 og Figur 3.6).
7. Er der en tendens i residualerne (Figur 3.8)? Hvis ja, kan det være en indikation af, at der er en systematisk tidslig udvikling i data, som modellen ikke formår at beskrive.
8. For til sidst at levere en optimal og unik løsning (Figur 3.7), hvor resultaterne på MLR-linjen opnået ved krydsvalidering eventuelt vil kunne anvendes til forvaltningsscenarier.

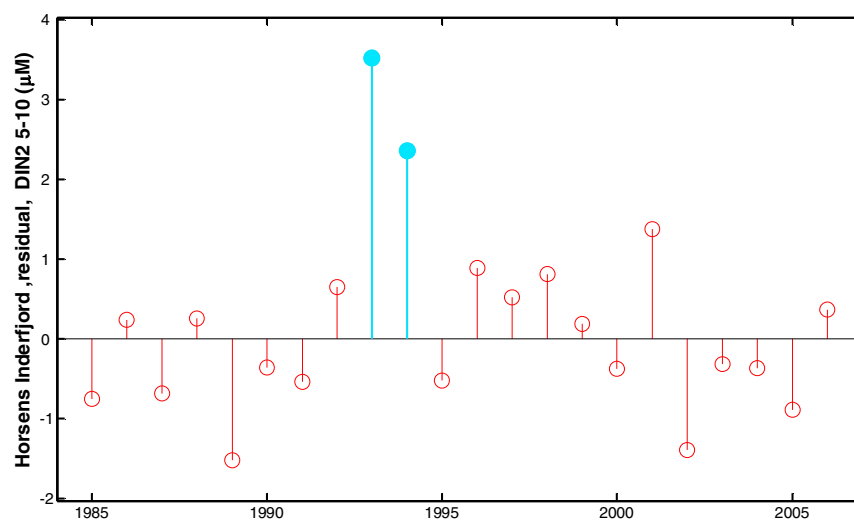
Figur 3.6. Eksempel på nogle MLR-løsninger for en til fire variable. Dette plot viser RMSECV krydsvalideringens kalibreringsfejl og prædiktionsfejlen (RMSEP/forudsigelsesfejl) på ukendte år for modellen. Det forventes, at RMSECV og RMSEP mødes og har et minimum: her lader løsninger med de to-tre første variable åbenbart til at være beskrivende, hvorimod den sidste er forstyrrende.



Figur 3.7. Den endelige MLR-model: Eksempel på prædiktionsplot med den endelige MLR-løsning, her med tre udvalgte variable. X- og Y-akser er i den undersøgte variabls oprindelige enhed. b-koefficienterne kan anvendes i forvaltningsscenarier.



Figur 3.8. Eksempel på residualplot opnået ved den endelige MLR-løsning. Y-aksen er i den undersøgte variabels oprindelige enhed. X-aksen er år.



4 Resultater

4.1 Hjælp til læserne

I kapitel 3 - Metodebeskrivelse - redegøres for den sekvens af trin, der er fulgt for at komme frem til de modeller, som ligger til grund for rapportens analyser og konklusioner. I dette kapitel præsenteres to figurer for hver af de responsvariable, som er modelleret. Disse figurer viser udvikling af den pågældende responsvariabel i den undersøgte periode (svarende til Figur 3.7) og den valgte model (svarende til Figur 3.7). Alle figurer for de valgte modeller og øvrige alternative modeller findes i bilag 1. Ud over analysen af den tidlige udvikling med de valgte modeller (afsnit 4.3) præsenteres resultater for udvikling i tilførsler af næringsstoffer (afsnit 4.2) og længden af perioder med potentiel næringsstofbegrænset vækst (afsnit 4.4).

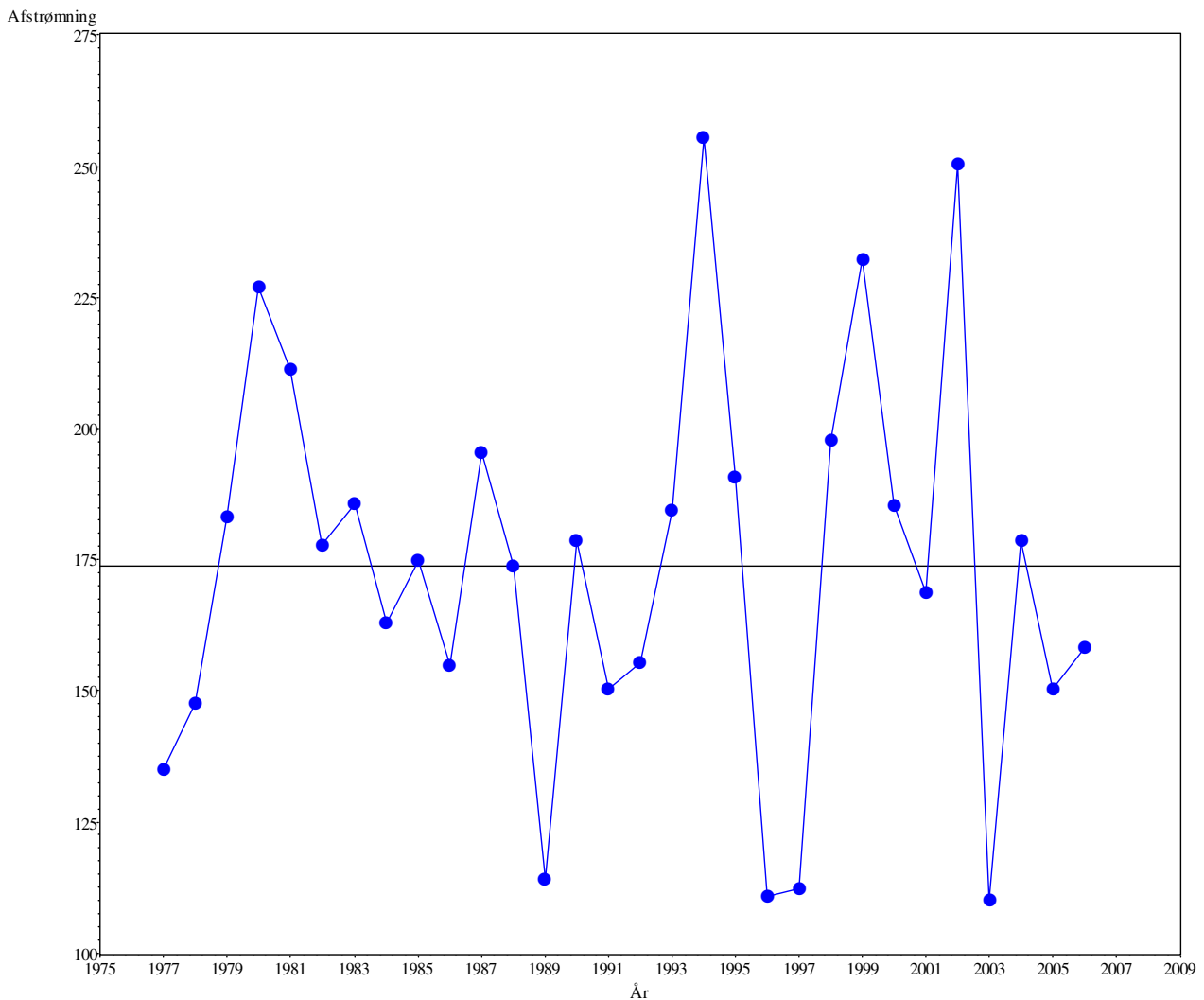
I tillæg til analyserne af fjordens udvikling og de tilhørende empiriske modeller er der lavet en række scenarieberegninger for fjordens tilstand ved ændringer i tilførslerne af næringsstoffer. Disse beregninger er vedlagt rapporten som et Excel-regneark (filnavn: "scenarieberegninger ved normalt klima HorsensInderfjord" og "scenarieberegninger scenarieberegninger ved normalt klima HorsensYderfjord").

4.2 Tilførsel af kvælstof og fosfor

Som grundlag for en samlet analyse af fjordens tilstand og udvikling har DMU analyseret udviklingen i tilførsler af næringsstoffer til fjorden. Analysen er baseret på data for de samlede næringsstofftilførsler til fjorden, dvs. at den atmosfæriske deposition og bidrag fra havbrug er med. Data for tilførsler omfatter perioden tilbage fra 1977, dvs. 9 år mere end de empiriske modeller for fjordens tilstand. Årene fra 1977 til 1984 er taget med, idet de øvrige resultater tyder på, at der er en betydelig forsinkelse i fjordens respons på tilførsler.

Afstrømning

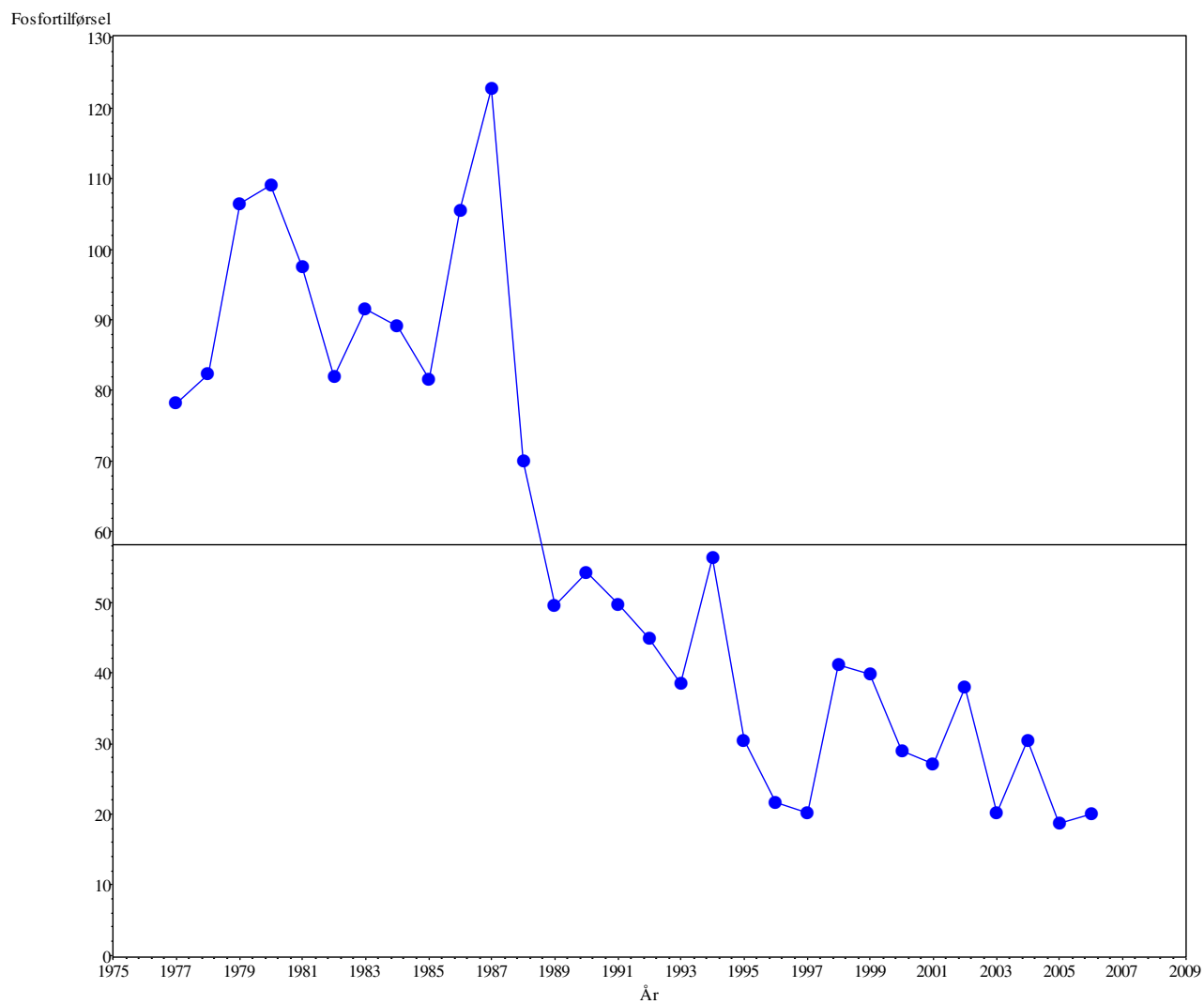
Tilførslen af næringsstoffer til fjorden styres i høj grad af afstrømningen, som bringer næringsstoffer fra land ud i fjorden. Det gælder for kvælstof i hele perioden og for fosfor efter omkring 1995, hvor punktkilderne til fjorden blev reduceret væsentligt. Figur 4.1 viser den årlige afstrømning til fjorden. Middelværdien er på $174 \times 10^6 \text{ m}^3$ men varierer mellem $110 \times 10^6 \text{ m}^3$ i 1996 og $255 \times 10^6 \text{ m}^3$ i 1994. Årene fra 1998 til 2002 har alle haft en afstrømning omkring eller over middel, hvilket betyder, at en del af reduktionen i tilførslerne siden midt i 90'erne er kompenseret af en højere nedbør, således at fjorden kun i mindre grad har oplevet en nedgang i tilførslen af især kvælstof.



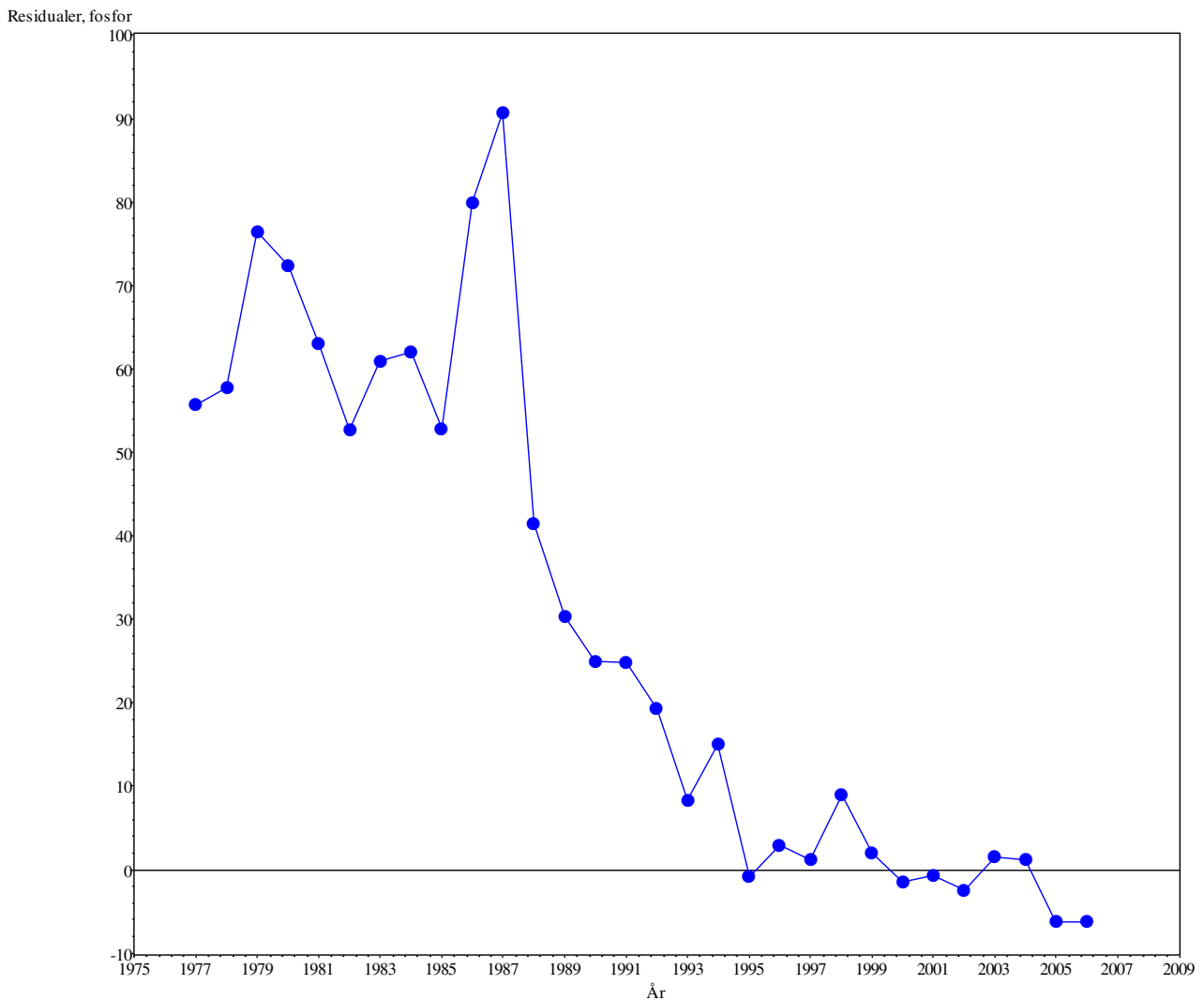
Figur 4.1. Årlig afstrømning fra 1977 til 2006 til Horsens Fjord (10⁶ m³). Middelværdien er angivet med en vandret streg.

Fosfortilførsel

Fosfortilførslen kan inddeles i tre perioder. Fra 1977 til 1987 ligger den på et højt niveau; omkring 95 tons pr. år (Figur 4.2). Fra 1987 til 1997 falder den næsten en faktor 5 ned til et niveau omkring 25 tons pr. år. Tilførslerne har holdt sig på dette niveau siden 1997. Således er tilførslerne fra 1997 til 2006 i gennemsnit 28,5 tons pr. år. For at fjerne effekten af de årlige svingninger i afstrømning har DMU beregnet sammenhængen mellem afstrømning og fosfortilførsel fra 1995 og frem vha. lineær regression ($P\text{-tilførsel (tons år}^{-1}) = 1,41 + 0,156Q \text{ (10}^6 \text{ m}^3)$, $r^2=0,75$). Denne tilførsel repræsenterer den afstrømningskorrigerede tilførsel fra 1995 og frem. Derefter er denne relation anvendt på alle årene, og afvigelsen (residualerne) mellem denne og den observerede tilførsel er beregnet (Figur 4.3). Figuren viser, at fosfortilførslen er reduceret med ca. 70 tons pr. år fra før 1987 og frem til de seneste år. Den viser endvidere, at fosfortilførslen fortsat er faldende. En lineær regression mellem år og residualer fra 1995 og frem viser, at faldet i gennemsnit er på 0,670 tons år⁻¹ ($r^2=0,35$, $p<0,044$). Ved at indsætte normalnedbøren på $174 \times 10^6 \text{ m}^3$ og fremskrive det årlige fald i tilførslen kan tilførslen i 2009 (ved normalnedbør) beregnes til 23,0 tons. Naturbidraget er vurderet til 8,1 tons fosfor år⁻¹ ved normal nedbør (Miljøcenter Århus) svarende til 35% af den nuværende tilførsel.



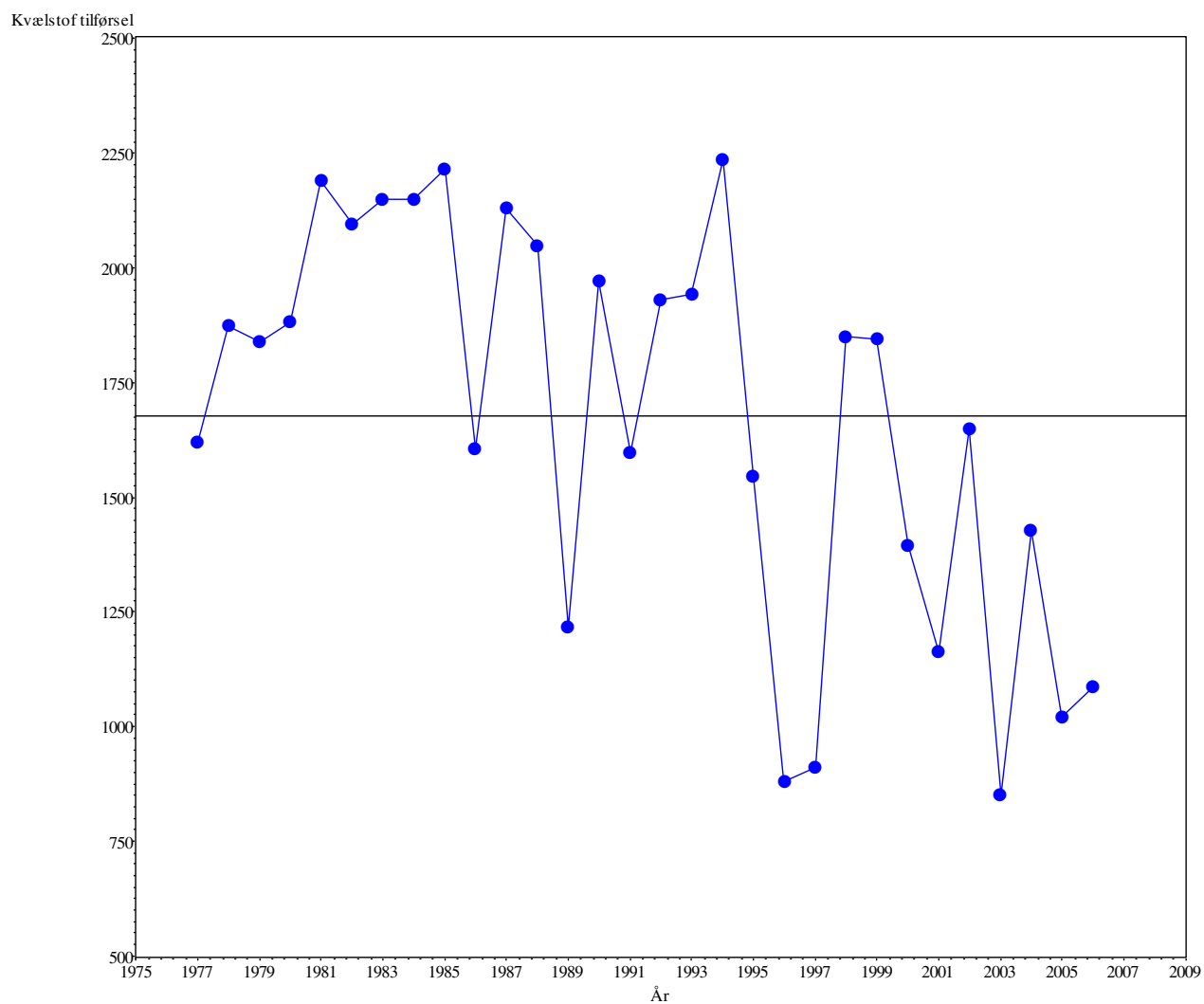
Figur 4.2. Årlig fosfortilførsel fra 1977 til 2006 til Horsens Fjord (tons år⁻¹). Middeltilførslen på 58,2 tons år⁻¹ er angivet med en vandret streg.



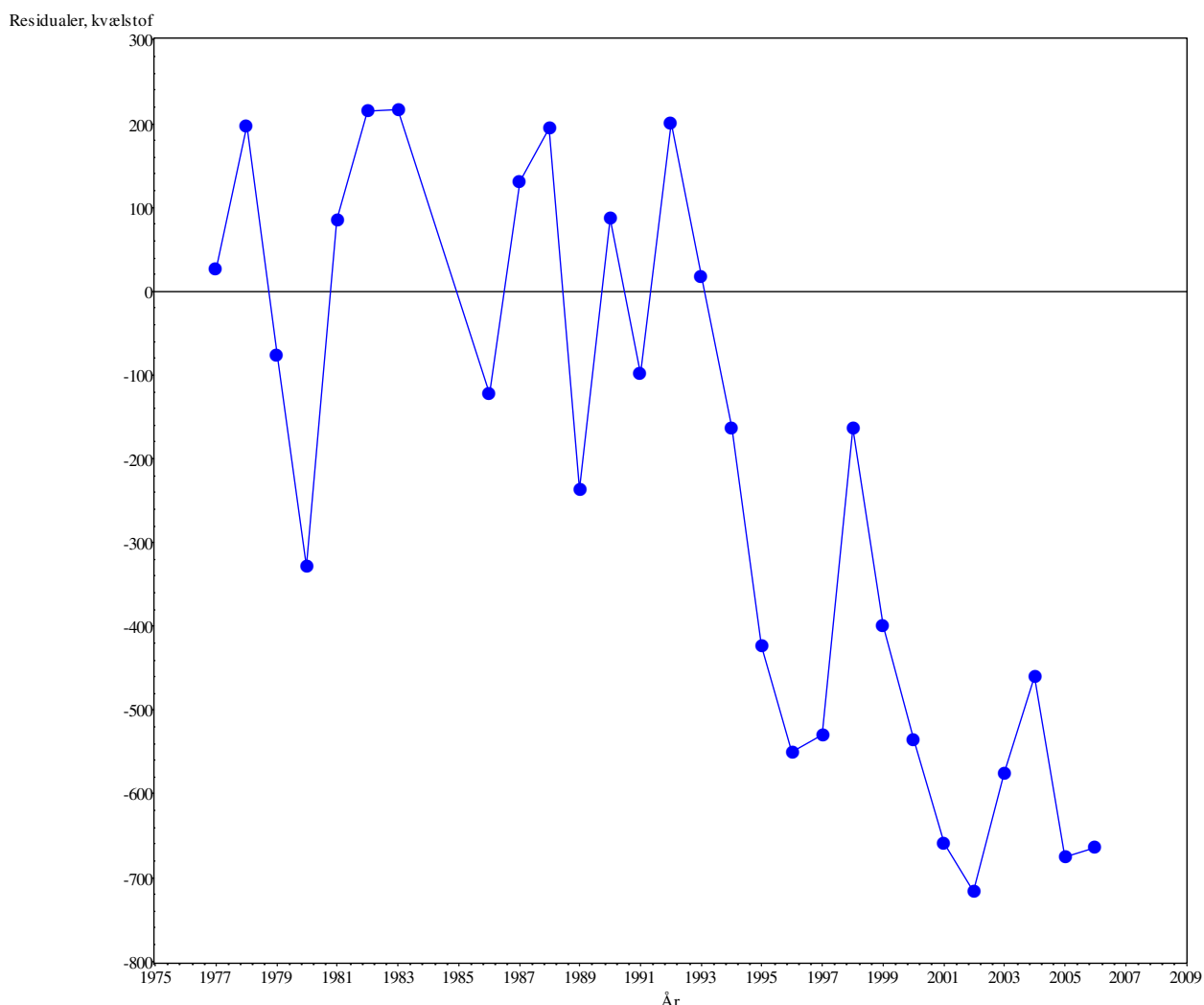
Figur 4.3. Afvigelse mellem faktisk tilførsel af fosfor til Horsens Fjord og den gennemsnitlige afstrømningskorrigerede tilførsel i årene 1995 til 2006. Enheden er den samme som for tilførslen: tons fosfor år⁻¹.

Kvælstoftilførsel

Kvælstoftilførslen varierer mellem 851 og 2237 tons pr. år med et gennemsnit på 1677 tons pr. år (Figur 4.4). Tilførslerne steg i de første ca. 5 år og lå på et konstant højt niveau frem til ca. 1994. Billedet påvirkes dog meget af år til år variationerne i afstrømning, fx betyder årene med høj afstrømning fra 1999 til 2002, at det faktiske fald i tilførslerne er mindre, end hvis afstrømningen havde været normal i hele perioden. Analyserer man sammenhængen mellem afstrømning og kvælstoftilførsel fra 1988 til 1994, får man en signifikant sammenhæng: $N\text{-tilførsel (tons år}^{-1}) = 688 + 6,71Q (10^6 \text{ m}^3)$, $r^2=0,74$. Anvendes denne sammenhæng på samme måde som for fosfor, får man, at kvælstoftilførslen er faldende fra 1993 og frem til omkring år 2000. De sidste 6 år er der ikke sket nogen reduktion i tilførslen, og den ligger omkring 612 tons under niveauet før 1994. En analyse af sammenhængen mellem residualer og år viser en tendens til en negativ sammenhæng, men den er ikke signifikant ($N\text{-residual} = 44406 - 22,5\text{år}$, $r^2=0,28$, $p=0,08$). Den nuværende tilførsel ved normal nedbør er således 1243 tons pr. år. Naturbidraget for kvælstof er skønnet til 252 tons pr. år ved normal afstrømning af Miljøcenter Århus, svarende til 16%. Naturbidraget udgør således en meget mindre andel af den samlede tilførsel for kvælstof end for fosfor.



Figur 4.4. Årlig kvælstoftilførsel fra 1977 til 2006 til Horsens Fjord i tons kvælstof år^{-1} . Middelværdi på 1677 tons pr. år er angivet med en vandret streg.



Figur 4.5. Afvigelse mellem faktisk tilførsel af kvælstof til Horsens Fjord og den gennemsnitlige afstrømningskorrigerede tilførsel beregnet for årene 1988 til 1994. Enheden er den samme som for tilførslen: tons kvælstof år^{-1} .

4.3 Empiriske modeller

4.3.1 Fosforkoncentrationer

Total fosfor (TP)

Variationen fra år til år i årsmiddelkoncentrationen af TP viser det samme mønster i både Inder- og Yderfjorden (Figur 4.6). TP-koncentrationerne i Horsens Fjord har overordnet set været faldende gennem hele undersøgelsesperioden dog med en tendens til en stabilisering af niveauet fra omkring 1996 og frem.

De valgte modeller for TP-koncentrationen er vist på Figur 4.7. De observerede punkter har en god fordeling omkring 1:1-linjen, og P-tilførslen har en væsentlig vægt i begge modeller, idet den indgår med b-koefficienter på 0,82 og 0,88 for hhv. Inderfjorden og Yderfjorden, hvilket er mere end det dobbelte af de øvrige variable. I Inderfjorden er NAO-indekset valgt som den anden forklaringsvariabel og har en koefficient på 0,31. Den anden forklaringsvariabel i modellen for Yderfjorden er vandtemperaturen, der har en b-koefficient på 0,36. Både NAO-indekset

og vandtemperaturen indgår i begge modeller. For TP i Inderfjorden indgår desuden saliniteten. Forklaringsvariable, koefficienter, r^2 -værdier mv. for alle responsvariable er opsummeret i Tabel 4.1 (Horsens Inderfjord) og Tabel 4.2 (Horsens Yderfjord).

Tabel 4.1. Opsummering af Multilineær Regression (MLR)- modeller, som anvendes for Horsens Inderfjord. b-koefficienten kvantificerer sammenhængen mellem responsvariablen i fjorden og udvalgte forklaringsvariable (FV). Koefficienterne for den årlige tilførsel af næringsstoffer (FV 1) er angivet både i absolutte enheder (tons N eller P år^{-1}) og som autoskalerede værdier. Den relative betydning af en forklaringsvariabel kan direkte aflæses af de autoskalerede koefficienter. Periode angiver start- og slutmåned for beregning af variablen, hvor en asterisk angiver året før det år, som responsvariablen er beregnet for. Kalibreringsfejlen/prædiktionsfejlen ($\text{RMSECV}_4/\text{RMSEP}_4$) er beregnet med de sidste anvendte fire år som kalibrering uafhængige valideringsår, derved bliver præcisionen for scenarier af de anvendte MLR-løsning bestemt. Hvor den endelige kalibreringsfejl RMSCV anvender alle årene, på nær de afvigende, og beskriver derved det bedste bud på præcisionen for scenarier for de kommende år. For en velbegrunderet model vil disse tre fejlestimat være ens.

HORSENS INDERFJORD		Forklarings- variabel- nummer	Periode		b-koefficient (oprindelige enheder/ autoskaleret)	r ² / RMSECV	RMSECV ₄ / RMSEP ₄	Afvigende År (undtaget fra model kali- brering)	Model- vurdering
			Start	Slut					
Responsvariabel: TP (µM)			1	12		0,68/0,2	0,2/0,4	85	
FV 1	P	9	12*	10	0,0148/0,82				
FV 2	NAO	22	1	10	0,31				+
FV 3	Salinitet	34	1*	10	-0,14				
FV 4	Vandtemperatur	42	1*	12*	0,16				
Responsvariabel: DIP2 (µM)			3	7		0,81/0,1	0,1/0,1	96,06	
FV 1	P	22	6*	2	0,00065/0,92				+ men 06 er afvigende
FV 2	vind ³	75	1	7	0,57				
FV 3	NAO	43	10*	2	-0,33				
FV 4	Rad	25	3	7	0,34				
Responsvariabel: TN (µM)			1	12		0,85/3	2,3/4,3	87,96	
FV 1	N	1	1	10	0,0143/0,66				+
FV 2	NAO	24	11*	10	0,48				
Responsvariabel: DIN2 (µM)			5	10		0,70/0,70	0,7/0,7	93,94	
FV 1	N	4	1	10	0,0016/0,56				+
FV 2	Vind ³	78	1*	10	0,53				
Responsvariabel: Kd1 (m ⁻¹)			4	6		0,77/0,1	0,1/0,1	—	
FV 1	P	19	1	3	0,0041/0,56				+
FV 2	Vandtemperatur	64	12*	6	0,57				
Responsvariabel: Kd2 (m ⁻¹)			7	9		0,80/0,0	0,0/0,1	85,89,06	
FV 1	N	9	2	6	0,000024/0,10				+
FV 2	rad	36	1*	6	-0,58				
FV 3	Vandtemperatur	61	7	9	1,17				
FV 4	Salinitet	49	7	9	0,64				
FV 5	Vind ³	84	1*	6	-0,28				
Responsvariabel: Chl1 (mg C m ⁻²)						0,86/0,6	0,6/0,9	85, 94 og 06	
FV 1	P	16	11*	6	0,049/0,7				+ Men 06 af- vigende
FV 2	Vind3	75	1	6	0,65				
FV 3	NAO	44	10*	2	-0,46				
FV 4	rad	29	7*	6	-0,43				
Responsvariabel: Chl2 (mg C m ⁻²)		-	-	-	-	-	-	-	

Tabel 4.2. Opsummering af koefficienter for MLR-modeller for Horsens Yderfjord. Se i øvrigt tabel 4.1.

HORSENS YDERFJORD		Forklarings- variabel- nummer	Perioden		b-koefficient (oprindelige enheder/ autoskaleret)	r ² / RMSECV	RMSECV ₄ / RMSEP ₄	Afvigende år (undtaget fra model cali- brering)	Model- vurdering
			Start	Slut					
Responsvariabel: TP (µM)			1	12		0,70/0,1	0,1/0,2	—	
FV 1	P	11	9*	10	0,0107/0,88				
FV 2	Vandtemperatur	40	5*	10	0,36				+
FV 3	NAO	22	1	10	0,25				
Responsvariabel: DIP2 (µM)			3	7		0,5/0,1	0,1/0,1	—	
FV1	P	24	1*	2	0,0023/0,51				+
FV 2	vind ³	74	1	7	0,72				men 06
FV 3	NAO	43	10*	2	-0,47				afvigende
Responsvariabel: TN (µM)			1	12		0,9/2	1,7/3,5	—	
FV 1	N	1	1	10	0,0099/0,62				
FV 2	Vind ³	48	1'	10	0,54				+
FV 3	salinitet	35	1*	12*	-0,16				
Responsvariabel: DIN2 (µM)			5	10		0,64/0,6	0,4/0,3	86	
FV 1	N	1	5	10	0,0012/0,64				+
FV 2	Vind ³	75	3	10	0,28				
Responsvariabel: Kd1 (m ⁻¹)			4	6		0,84/0,0	0,0/0,0	—	
FV 1	P	17	8*	6	0,0018/0,4				
FV 2	Vandtemperatur	62	12*	6	0,74				+
FV 3	NAO	43	1	3	-0,55				
Responsvariabel: Kd2 (m ⁻¹)			7	9		0,47/0,1		85	
FV 1	N	4	3	9	0,0001/0,52				
FV 2	Vandtemperatur	59	7	9	/0,58				+
FV 3	NAO	42	1*	9	/0,27				
Responsvariabel: Chl1 (mg C m ⁻²)		-	-	-	-	-	-	-	
Responsvariabel: Chl2 (mg C m ⁻²)		-	-	-	-	-	-	-	

Modellernes evne til at forudsige de 4 valideringsår (markeret med grønt i Figur 4.2) er god, idet disse år ligger fordelt på begge sider af 1:1 linjen. Valideringsårene har som forventet ret lave værdier, idet de er de fire sidste år i en tidsserie med aftagende værdier.

Modelresidualernes fordeling over årene for Inderfjorden viser overvejende positive residualer mellem 1988 og 1997 og negative residualer fra 1998 til 2004. For Yderfjorden ses en tendens til det samme mønster. Dette kan indikere, at der går omkring 10 år fra fosfortilførslerne reduceres omkring 1988, og til der igen er ligevægt mellem TP-koncentrationen og de eksterne og interne kilder af fosfor.

Uorganisk fosfor (DIP)

Udviklingen i koncentrationerne af uorganisk fosfor fra marts til juli (DIP2) i undersøgelsesperioden er meget ens for de to dele af fjorden. Ligesom for TP's vedkommende er der sket et fald i koncentrationerne i perioden, og omkring 1997 falder niveauet på ca. 0,2 µM i hele fjorden. Koncentrationerne er generelt omkring 0,1 µM højere i Inderfjorden end i Yderfjorden. (Figur 4.3).

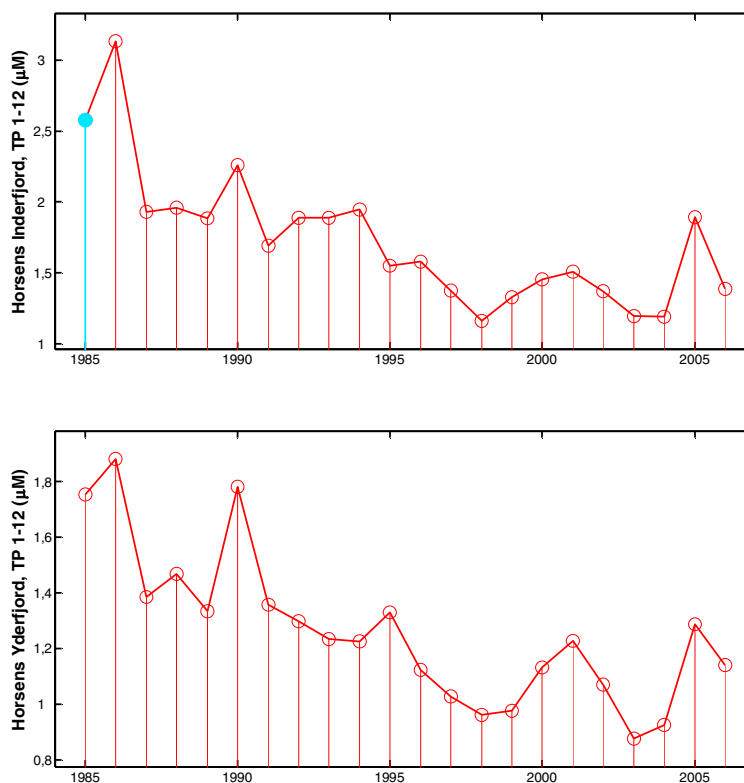
Ligesom for TP kan en betydelig del af år til år variationen beskrives vha. P-tilførslen – for Inderfjordens vedkommende er ligningskoefficienten 0,92 og for Yderfjorden 0,51 ved en model med hhv. 4 og 3 forklaringsvariable (Figur 4.4). Derudover har Inder- og Yderfjorden NAO-indeks og vind³ til fælles som forklaringsvariable; for Yderfjordens vedkommende vægtes vind³ imidlertid tungere end P-tilførslen. De enkelte observationer har en god fordeling omkring 1:1-linjen for observerede versus estimerede værdier.

De fire valideringsår ligger pænt blandt de øvrige observationer, og ingen af dem afviger ekstremt fra 1:1-linjen. Dette indikerer, at modellerne fungerer godt, dvs. at de også er i stand til at beskrive DIP2-koncentrationerne for de år, der ikke indgår i kalibreringen. Valideringsårene hører alle til i den lave ende af DIP2-spektret.

For både Inder- og Yderfjordens vedkommende er der en positiv effekt af vindpåvirkningen og en negativ effekt af NAO. I Inderfjorden er der desuden en positiv effekt af indstrålingen (rad).

Der er ingen systematiske mønstre i residualerne over årene, hvilket står i modsætning til resultaterne for TP. For Yderfjorden er der 5 år, som har tydeligt positive residualer: 1992, 1993, 1996, 2001 og 2006. For Inderfjorden ses det samme mønster på nær for 2001. Positive residualer betyder, at de observerede værdier er højere end forventet. En mulig forklaring kan være, at anaerobe forhold i sedimentet fører til frigivelse af fosfor til den overliggende vandsøjle i år med lave iltkoncentrationer.

Figur 4.6. Årsmidler af TP-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inder- og Yderfjord



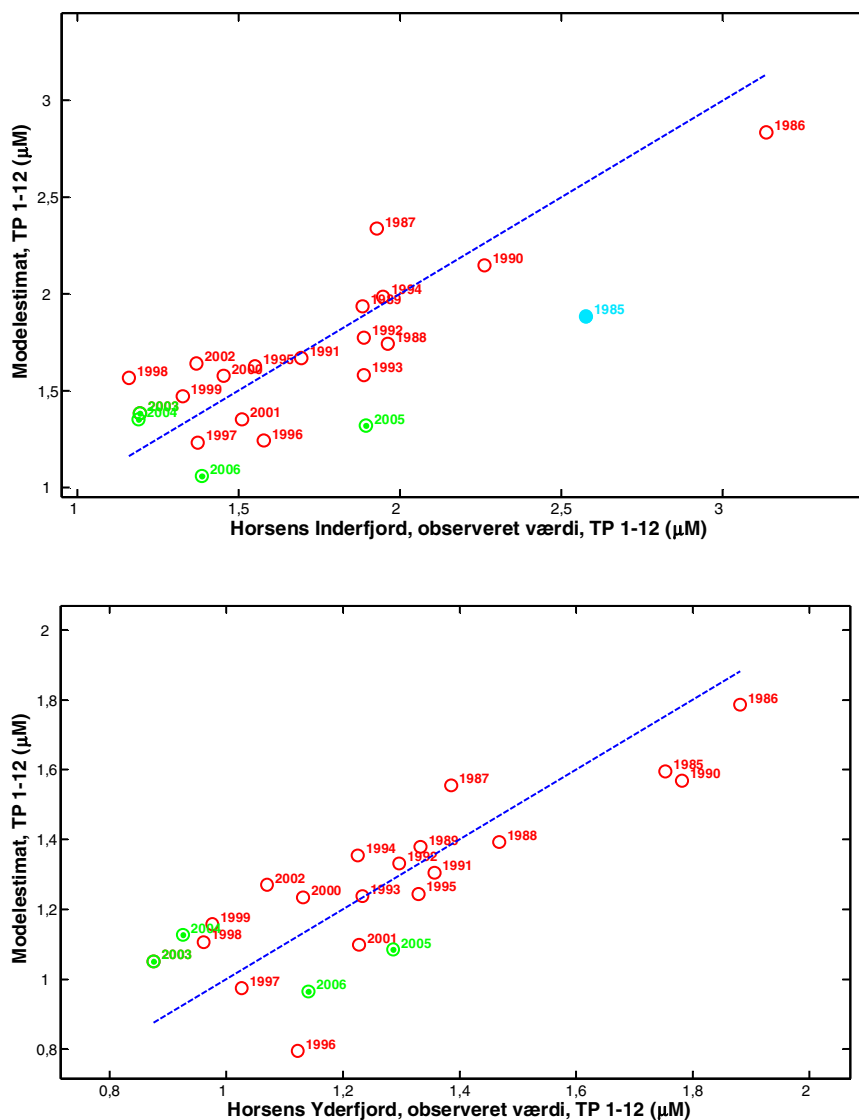
Figur 4.7. Valgte modeller for TP-koncentrationen i Horsens Inder- og Yderfjord for perioden januar til december.

Modellen for Inderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel, NAO, salinitet og vandtemperatur. Afvigende år: 1985.

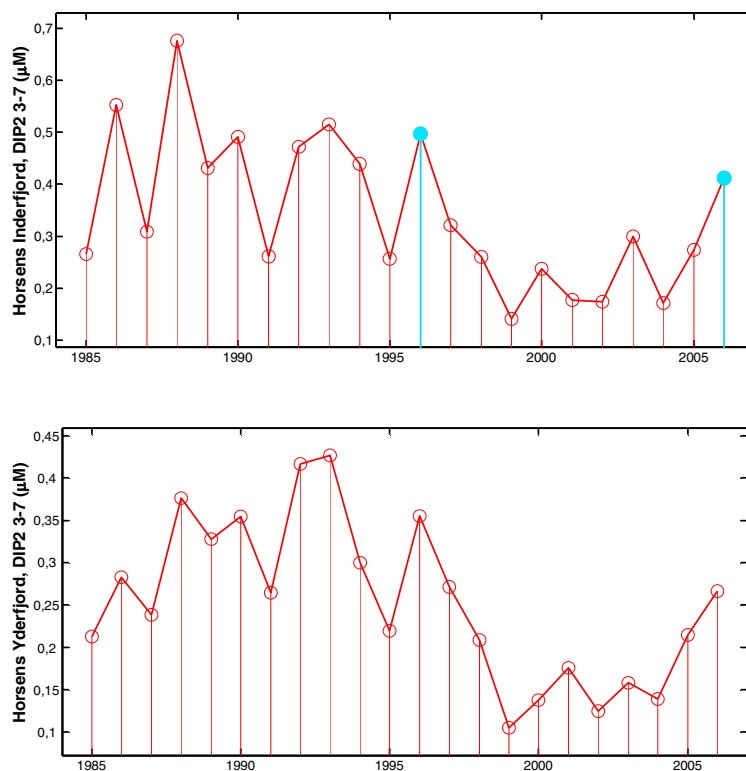
Modellen for Yderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel, NAO og vandtemperatur. Der er ingen afvigende år.

De to modeller har P-tilførsel, NAO og vandtemperatur til fælles som forklaringsvariable.

De er begge rimeligt troværdige med en middel RMSECV på 0,2, en r^2 -værdi omkring 0,69 og en b-koefficient for P-tilførsel på hhv. 0,82 og 0,88. For både Inder- og Yderfjorden var variabeludvælgelsen entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en $RMSEP_4$ i samme størrelsesorden som den tilsvarende $RMSECV_4$ og $RMSECV$.



Figur 4.8. Middelværdier for marts til juli af DIP2-koncentrationerne i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden (1985-2006). Afvigende år, Inderfjorden: 1996 og 2006.



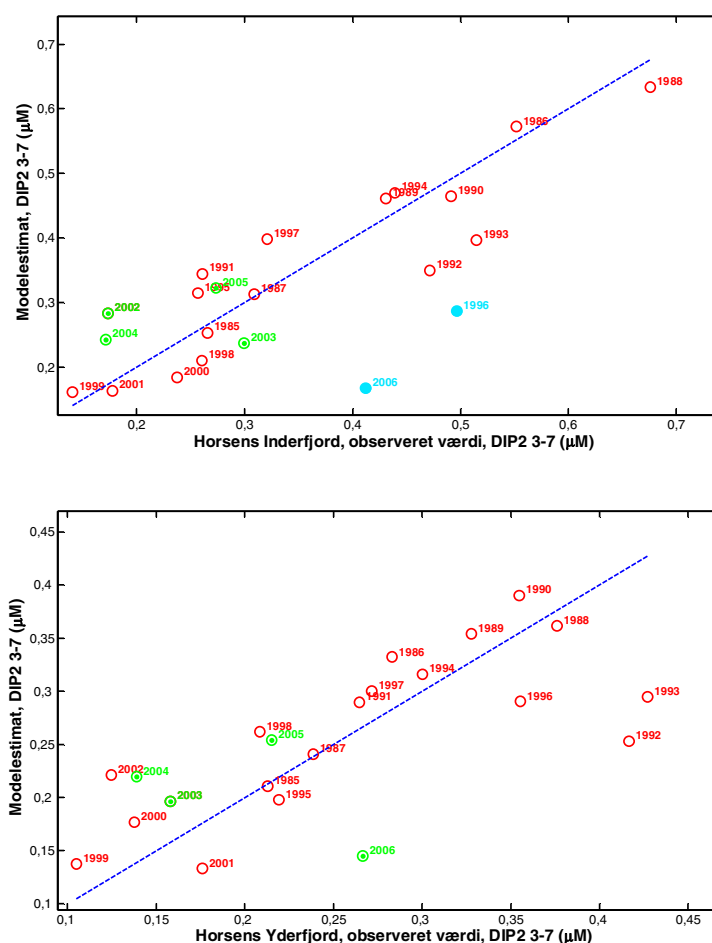
Figur 4.9. Udvalgte modeller for DIP2-koncentrationerne i Horsens Inder- og Yderfjord for perioden marts til juli.

Modellen for Inderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel, vind³, NAO og rad. Afvigende år: 1996 og 2006

Modellen for Yderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel, vind³, NAO og rad. Ingen afvigende år.

Begge modeller er rimeligt troværdige med en RMSECV på 0,1 for begge modeller, en r^2 på 0,81 hhv. 0,50, og en ligningskoefficient ("b-koefficient") for fosforbelastningen på 0,92 hhv. 0,5.

For begge fjorde var variabeludvælgelsen entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en RMSEP₄ i samme størrelsesorden som den tilsvarende RMSECV₄ og RMSECV.



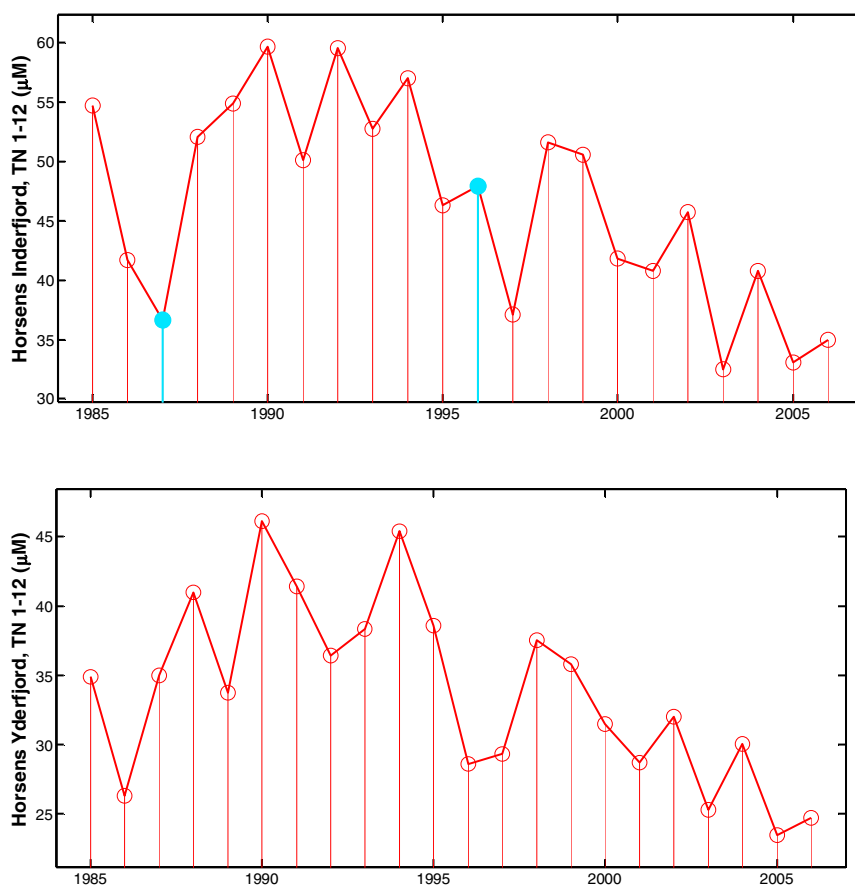
4.3.2 Kvælstofkoncentrationer

Total kvælstof

Den årlige middelkoncentration af total kvælstof (TN) i Horsens Inder- og Yderfjord udviser en stigende tendens fra 1985 til 1990 og derefter et generelt højt niveau frem til 1994, hvorefter koncentrationen har været faldende (Figur 4.10). TN-niveauet i Inderfjorden ligger omkring 10 μM højere end i Yderfjorden. Variationen fra år til år er for det meste parallel i begge dele af fjorden.

For hele fjorden gælder, at der i modellerne indgår en positiv koefficient for tilført N, og at kvælstoftilførslen objektivt set er den mest betydende forklaringsvariabel. For Inderfjorden er der desuden en positiv koefficient for NAO-indeks, og for Yderfjorden er vind³ (positiv koefficient) valgt som den anden forklaringsvariabel og saliniteten (negativ koefficient) som den tredje forklaringsvariabel. Koefficienten for N-tilførsel er næsten ens for de to dele af fjorden; henholdsvis 0,66 og 0,61. I figuren er valideringsårene (= de sidste fire år i perioden) vist med grøn skrift. For begge modeller vedkommende ligger disse fire år tæt på 1:1-linjen – dog er 2005 lettere afvigende med lavere koncentrationer af TN end forventet. Valideringsårene ligger alle placeret i den lave ende af spektret for de observerede TN-koncentrationer pga. den generelt faldende tendens for TN-koncentrationen.

Figur 4.10. Årsmidler af TN-koncentrationerne i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden 1985-2006.

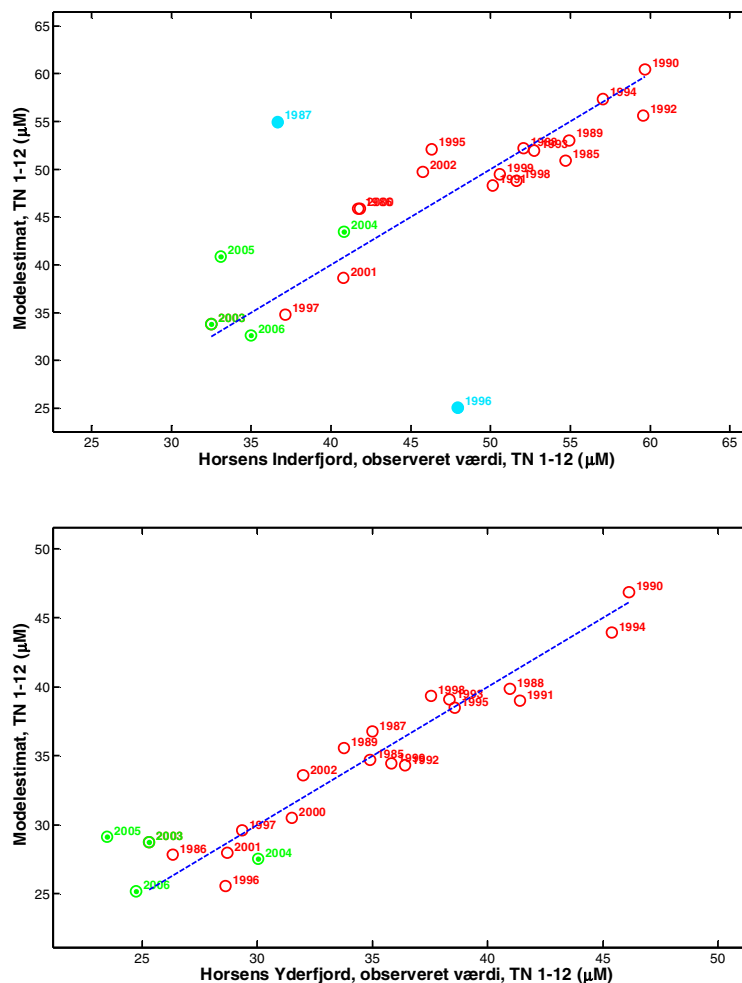


Figur 4.11. Udvalgte modeller for TN-koncentrationerne i Horsens Inder- og Yderfjord for perioden januar til december.

Modellen for Inderfjorden bygger på variablene: N-tilførsel, og NAO. Afvigende år: 1987 og 1996.

Modellen for Yderfjorden bygger på variablene: N-tilførsel, vind³ og salinitet. Ingen afvigende år.

Tilfælles har de to modeller N-tilførslen som forklaringsvariabel. De er begge rimeligt troværdige med en middel-RMSECV på 3,3 hhv. 2,0, en r^2 -værdi på 0,85 hhv. 0,90 og b-koefficienter for kvælstoftilførsel på 0,66 hhv. 0,62. For begge fjorde var variabeludvælgelsen entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en RMSEP₄ i samme størrelsesorden som den tilsvarende RMSECV₄ og RMSECV.



De to modeller fungerer godt, idet de også kan forudsige valideringsårene tilfredsstillende og har høje r^2 -værdier.

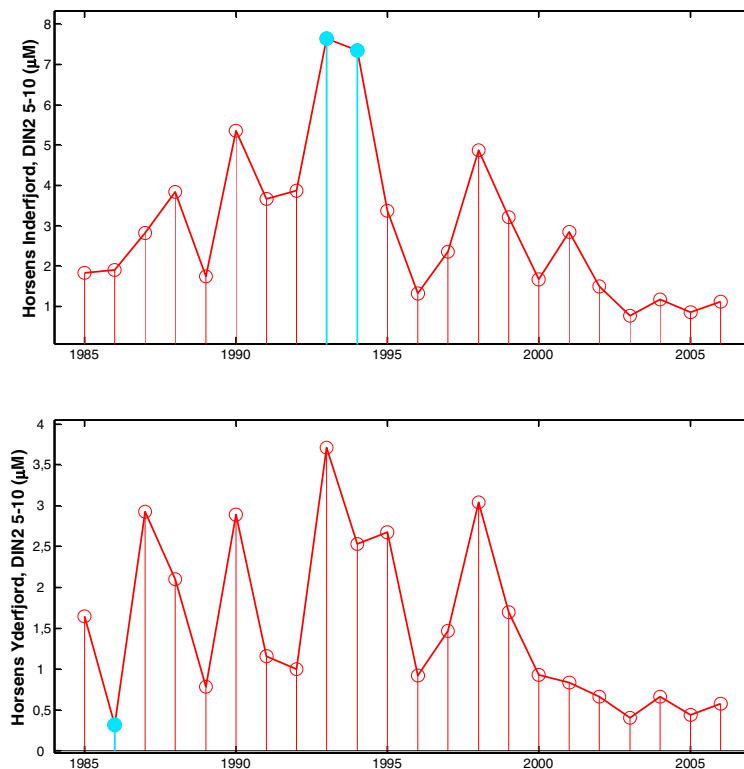
Modelresidualerne viser intet udpræget mønster i forhold til tid.

Uorganisk kvælstof

Der er store år til år variationer i DIN2-koncentrationerne fra 1985 til år 2000, og år til år variationen i de to dele af fjorden ligner hinanden meget (Figur 4.12). DIN2-niveauet synes at stabilisere sig på et lavt niveau i begge dele af fjorden fra år 2002 og frem, og generelt er DIN2-koncentrationerne dobbelt så høje i Inderfjorden som i Yderfjorden.

Modellerne for de to dele af fjorden baserer sig på kun to variable, og den første variabel er i begge tilfælde N-tilførslen med b-koefficienter på henholdsvis 0,56 (Inderfjorden) og 0,64 (Yderfjorden). I begge tilfælde er N-tilførslen objektivt set den mest betydende variabel. Den anden variabel, der vælges, er i begge tilfælde vind³ med b-koefficienter på hhv. 0,53 og 0,28, dvs. at mere vind giver højere koncentrationer ligesom for DIP2 i begge dele af fjorden og for TN-koncentrationen i Yderfjorden.

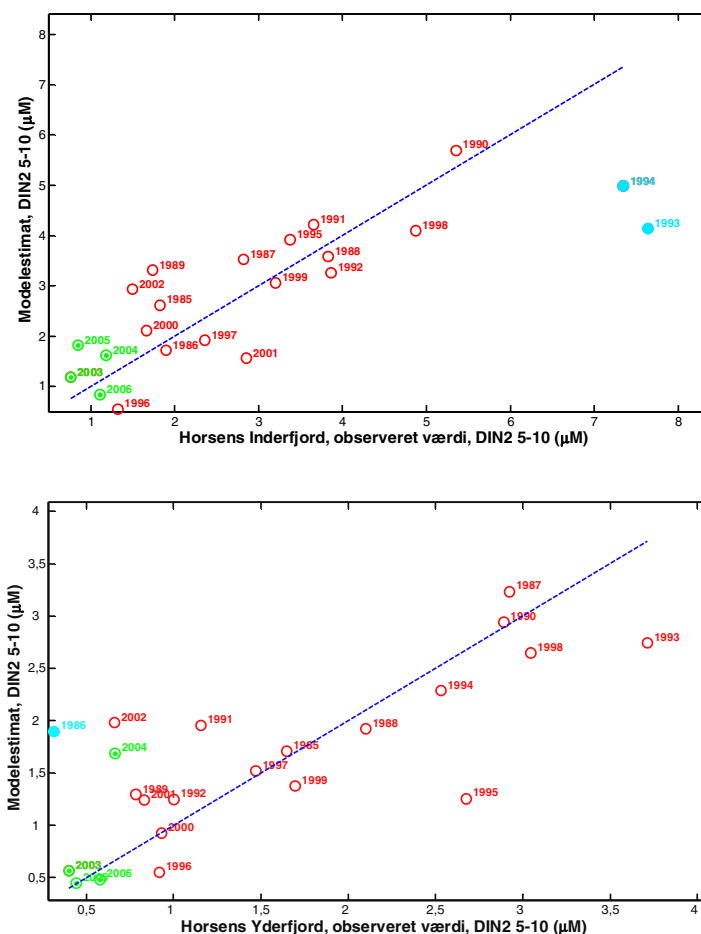
Figur 4.12. Middelkoncentration for perioden maj til oktober inklusive for DIN2-koncentrationerne i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden 1985-2006.



Figur 4.13. Udvalgte modeller for DIN2-koncentrationen i Horsens Inder- og Yderfjord for perioden maj til oktober.

DIN2-modellen for Inderfjorden bygger på de samme variable som TN-modellen: N-tilførsel og vind³. Afvigende år er 1993 og 1994. Modellen for Yderfjorden bygger på de samme variable. Afvigende år er 1986.

Begge modeller er rimeligt troværdige med en middel RMSECV på 0,6, r^2 på 0,68 og b-koefficienter på omkring 0,6 for kvælstoftilførsler. For begge fjorde var variabeludvælgelsen entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en RMSEP₄ i samme størrelsesorden som den tilsvarende RMSECV₄ og RMSECV.



Modellerne fungerer generelt godt, men 1993 og 1994 er tydeligt afvigende i Inderfjorden og 1986 for Yderfjorden. Valideringsårene 2003-2006 ligger pænt blandt de øvrige år og i forhold til 1:1-linjen i begge modeller. Dog ligger de alle i den allerlaveste ende af DIN2-skalaen. Dette er især udtalt for Inderfjorden, hvor kun 1996 ligger ved de samme lave koncentrationer som valideringsårene. I Yderfjorden ligger 2004 et stykke væk fra de 3 øvrige valideringsår, der ligger meget tæt sammen.

Residualerne udviser et mønster i forhold til tid, idet der er positive residualer over 12 år fra 1990 til 2001 i Inderfjorden og over 8 år fra 1993 til år 2000 i Yderfjorden. Det indikerer, at der går mellem 8 og 12 år fra kvælstoftilførslerne nedsættes, til der på ny er ligevægt mellem koncentrationen i vandfasen og kvælstofpuljer i sediment og biota.

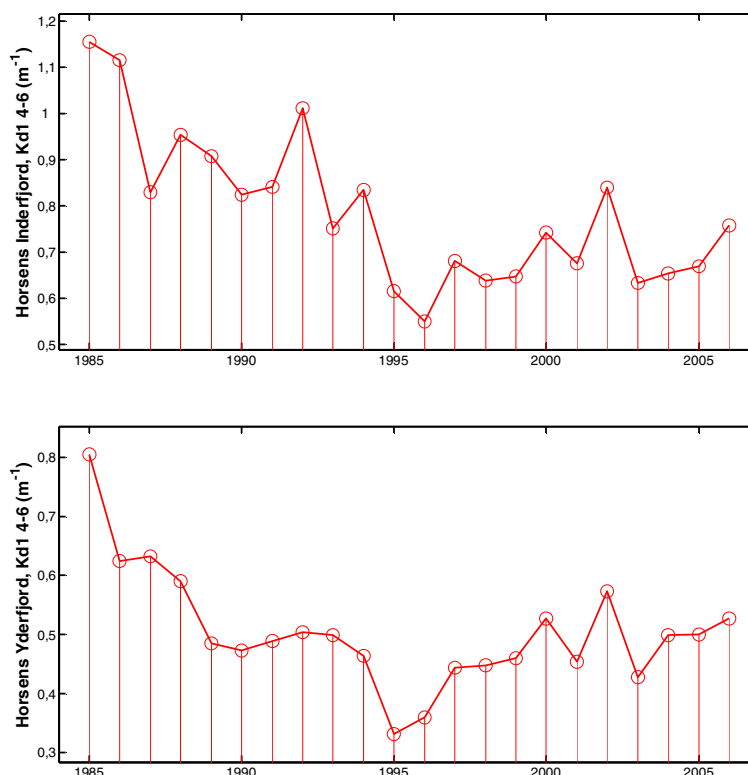
Lyssvækkelseskoefficient

Der er sket et fald i lyssvækkelseskoefficienten for månederne april – juni (K_d1) fra 1985 til 1995, hvorefter den stabiliserer sig eller endda har en tendens til at stige igen frem mod 2006. Slutniveauet i 2006 er dog lavere end niveauet i 1985 (Figur 4.14).

K_d1 er i hele perioden generelt lavere i Yderfjorden end i Inderfjorden, men forløbet er overordnet det samme.

Valideringen af modellerne viser, at modellerne fungerer særdeles godt. De fire valideringsår ligger omsluttet af kalibreringsårene og ligger også meget tæt på 1:1-linjen. År 2006 i Inderfjorden er det eneste af valideringsårene, der afviger væsentligt fra linjen og fra de øvrige punkter.

Figur 4.14. Middelværdier af K_d1 i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden (1985-2006)



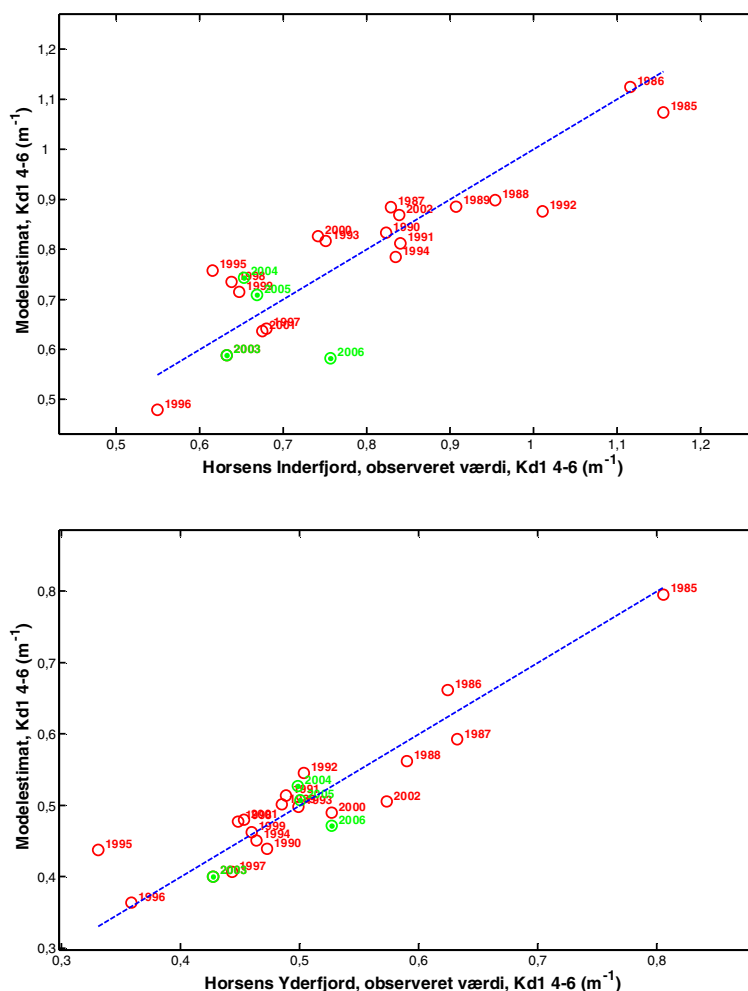
For begge dele af fjorden er P-tilførsel valgt som den første forklaringsvariabel og vandtemperatur som den anden forklaringsvariabel (Figur 4.15). Modellen for Yderfjorden indeholder desuden forklaringsvariablen NAO-indeks, som har en negativ koefficient. I modellen for Inderfjorden bliver de to forklaringsvariable vægtet lige meget (koefficienter på hhv. 0,56 og 0,57), mens vandtemperaturen i Yderfjord-modellen bliver vægtet væsentligt højere end de to øvrige variable.

Figur 4.15. Udvalgte modeller for lyssvækkelseskoefficienten for perioden april til juni (K_d1) for Horsens Inder- og Yderfjord.

Modellen for Inderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel og vandtemperatur. Ingen afvigende år.

Modellen for Yderfjorden bygger på variablene: P-tilførsel, vandtemperatur og NAO-indeks. Ingen afvigende år.

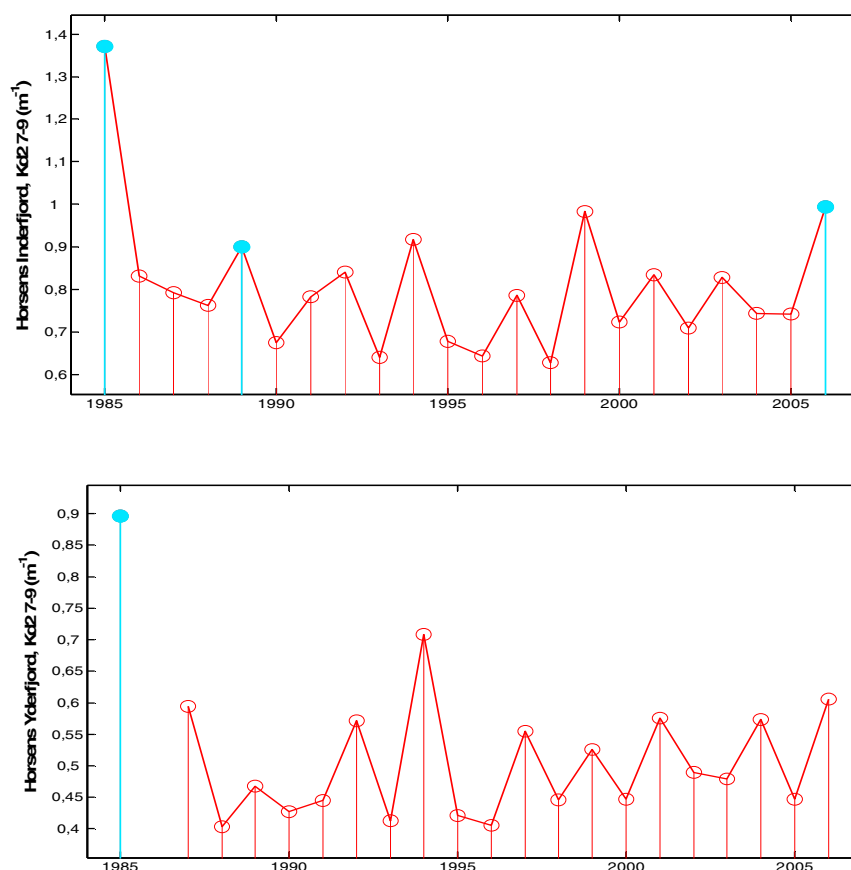
De to modeller har P-tilførsel og vandtemperatur til fælles som forklaringsvariable. De er begge rimeligt troværdige med en middel RMSECV på 0, r^2 på 0,85 og en b-koefficient for fosfortilførsel på henholdsvis 0,56 og 0,44. For begge modeller var variabeludvælgelsen entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en $RMSEP_4$ i samme størrelsesorden som den tilsvarende $RMSECV_4$ og $RMSECV$.



Residualerne er tilfældigt fordelt, hvilket er ønskeligt, idet det indikerer, at der ikke er yderligere information i datamaterialet. Især for Yderfjorden er dette udtalt. For Inderfjorden er der en svag tendens til positive residualer i perioden frem til og med 1997, hvilket indikerer en tidsforsinkelse fra fosfortilførslerne reduceres til lyssvækkelsen i fjorden reagerer fuldt ud.

Udviklingen i K_d2 i undersøgelsesperioden (Figur 4.16) er væsentlig forskellig fra udviklingen i K_d1 , eftersom der ikke er sket et fald i K_d2 gennem perioden som observeret for K_d1 . Lyssvækkelsen var meget høj i 1985 i hele fjorden, men ellers har den ligget omkring 0,8 i Inderfjorden og 0,52 i Yderfjorden måske med en stigende tendens for Yderfjorden.

Figur 4.16. Årsmidler af Kd2 i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden 1985-2006.



Det har vist sig vanskeligere at lave gode modeller for Kd2 end for de øvrige responsparametre. For Inderfjorden er der valgt en model med hele 5 forklaringsvariable, og der er tre markant afvigende år. Kvælstoftilførslen indgår i modellen med en positiv koefficient som forventet, men den er kun på 0,1 og den laveste af de 5 koefficienter, dvs. at Kd2-værdien kun i ringe grad er påvirket af kvælstoftilførslen. Modellen indeholder desuden en positiv koefficient for salinitet, hvilket er det modsatte af, hvad man vil forvente, idet salinitet er en proxy for vand fra Bælthavet, som burde have en lavere Kd-værdi end fjorden. For Yderfjorden har vi fundet to rimelige modeller, hvor henholdsvis fosfor og kvælstoftilførsel indgår. Modellen med fosfortilførsel indeholder 3 variable med rimelige koefficienter og en r^2 -værdi på 0,6. Modellen med kvælstoftilførsel ligner meget, men har en lidt lavere r^2 -værdi. Det er lidt overraskende, at fosfortilførslen vælges i denne model, og at denne model har en højere forklaringskraft end den tilsvarende model med kvælstoftilførsel. Begge modellerne fungerer dog rimelig godt mht. evnen til at forudsige Kd2-værdier for de år, der ikke indgår i kalibreringen. Dette ses af, at valideringsårene ligger blandt kalibreringsårene, og at de også ligger tæt på 1:1-linjen. Residualerne fra de to modeller udviser ikke noget mønster i forhold til tid (år). Vi har valgt at basere scenarierne på modellen med kvælstoftilførsel, idet vi så får ensartede modeller for inder- og yderfjorden.

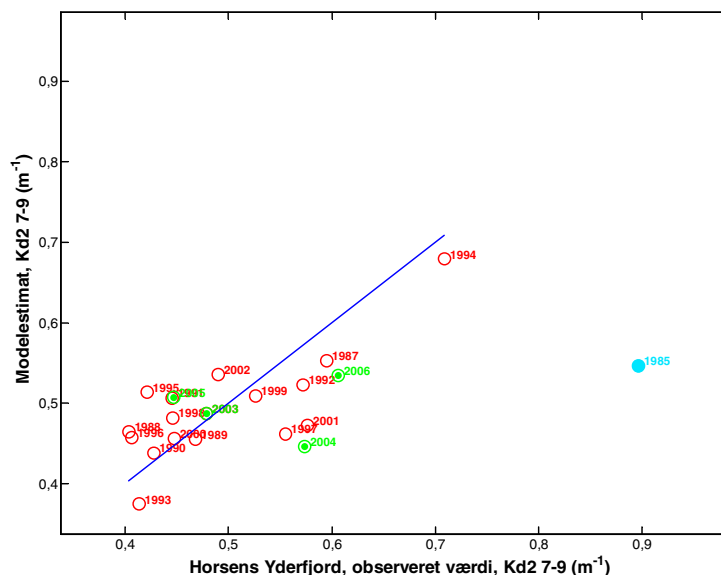
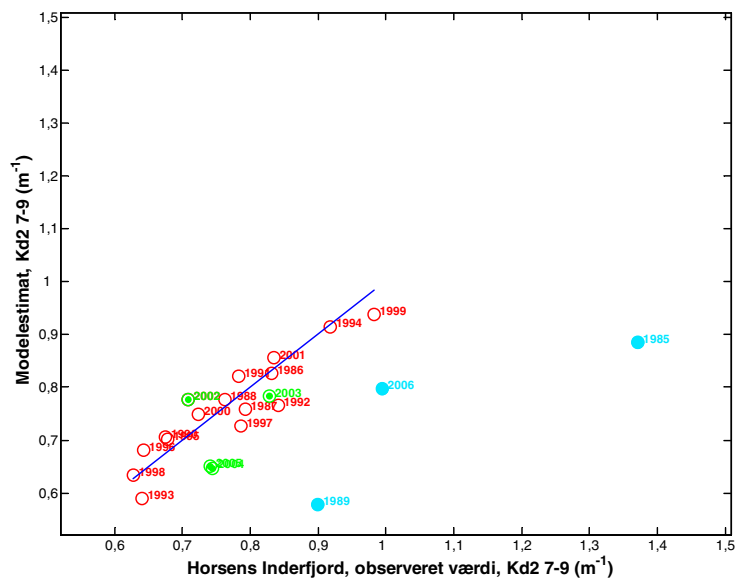
Figur 4.17. Udvalgte modeller for lyssvækkelseskoefficienten i perioden juli til september (Kd2).

Modellen for Inderfjorden bygger på variablene N-tilførsel, rad, vandtemperatur, salinitet og vind³ og med 1985, 1989 og 2006 som afvigende år.

Modellen for Yderfjorden bygger på variablene N-tilførsel, vandtemperatur og NAO-indeks. Afvigende år er 1985.

I begge modeller har vandtemperatur en positiv koefficient, dvs. at højere temperatur giver en højere lyssvækkelse. Samme effekt er observeret for K_d1

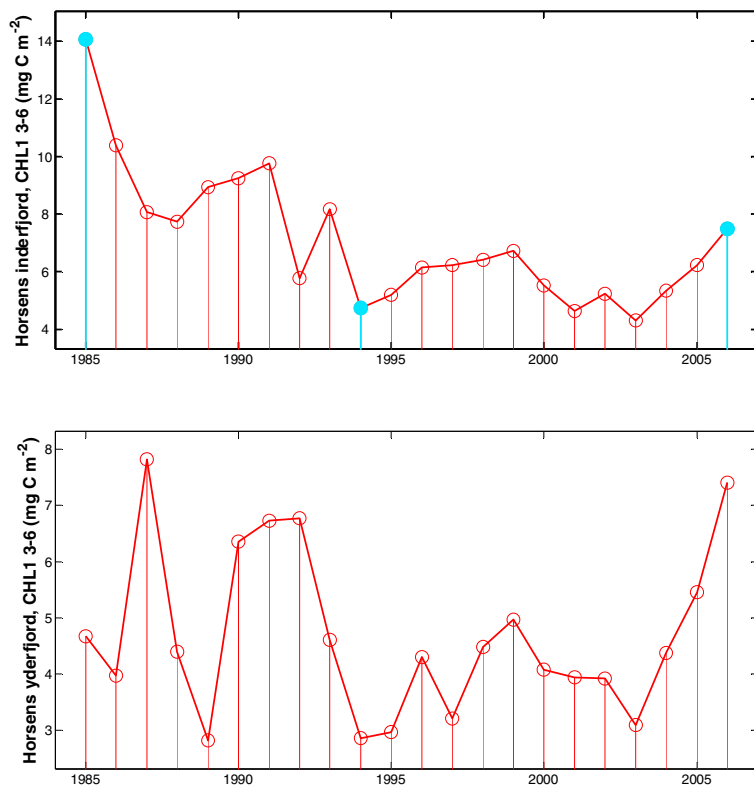
De er begge rimelige modeller med en middel RMSECV på 0,1 og r²-værdier på henholdsvis 0,8 og 0,47.



Klorofylkoncentration

Klorofylkoncentrationen i forårsperioden for Inderfjorden har generelt været aftagende fra 1985 og frem til 1994. Siden 1994 har den svinget omkring en middelværdi på 5,7 µg Chl l⁻¹, dvs. at den i store træk følger tilførslen af fosfor.

Figur 4.18. Årsmidler af CHL1 for Horsens Inder- og Yderfjord.

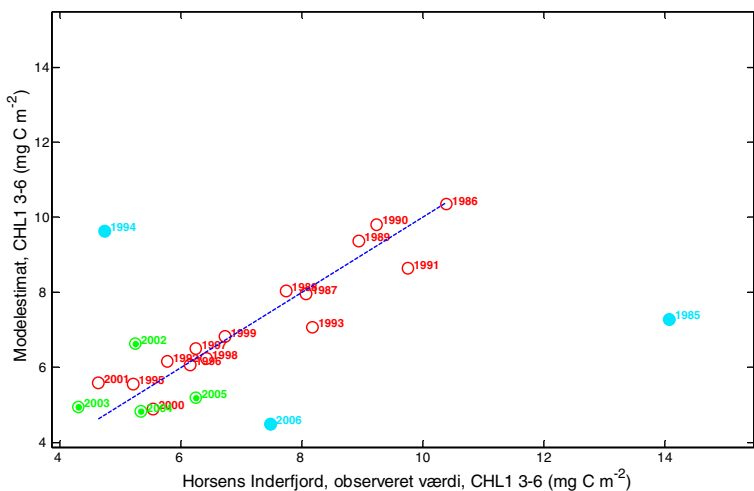


Figur 4.19. Udvalgt model for CHL1-koncentrationerne i Horsens Inderfjord for perioden marts til juni.

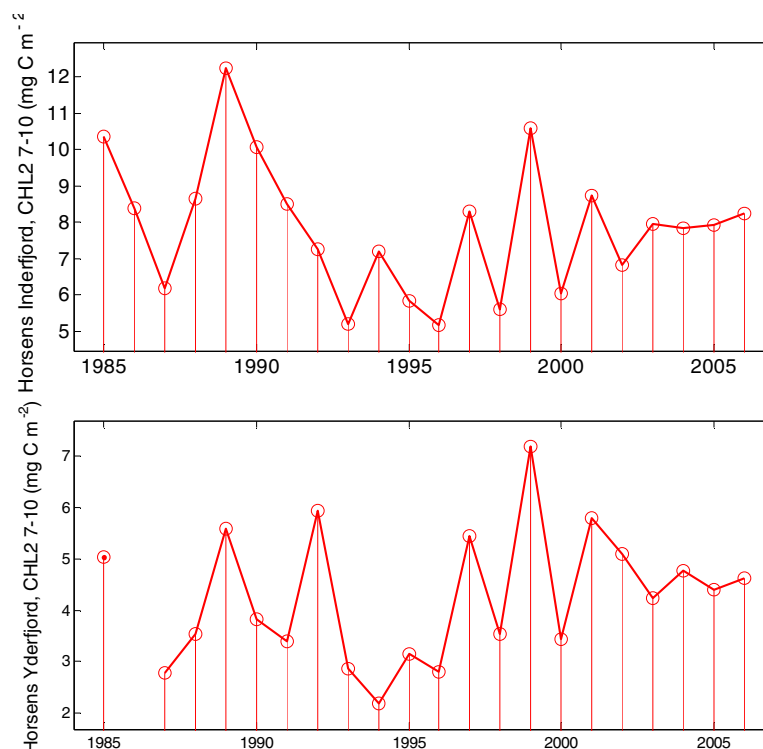
Det er bemærkelsesværdigt, at det ikke kunne lade sig gøre at bygge en rimelig model for CHL1 for Yderfjorden.

Modellen for Inderfjorden bygger på P-tilførsel, vind³, rad og NAO. Afvigende år: 1985, 1994 og 2006.

Det er en rimelig troværdig model: med en RMSECV på 0,6, r^2 på 0,86 og en fosforbelastningskoefficient ("b koefficient) på 0,70. Variabeludvælgelsen var entydig og objektiv. Validering mht. forudsigelse af de sidste fire år gav en RMSEP₄ i samme størrelsesorden som den tilsvarende RMSECV₄ og RMSECV.



Figur 4.20. Årsmidler af CHL2 i Horsens Inder- og Yderfjord for undersøgelsesperioden (1985-2006)

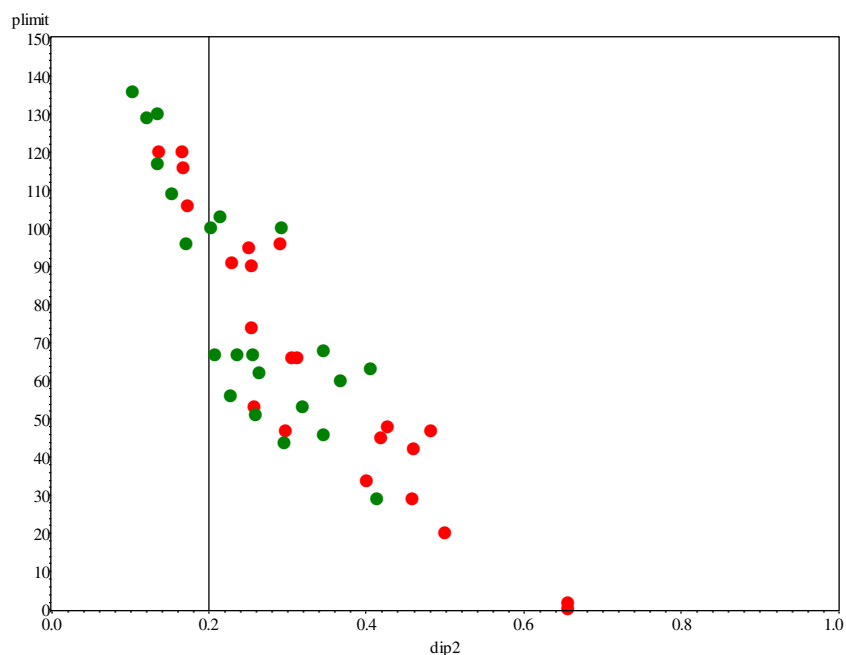


4.4 Antal dage med næringsstoffbegrænsning

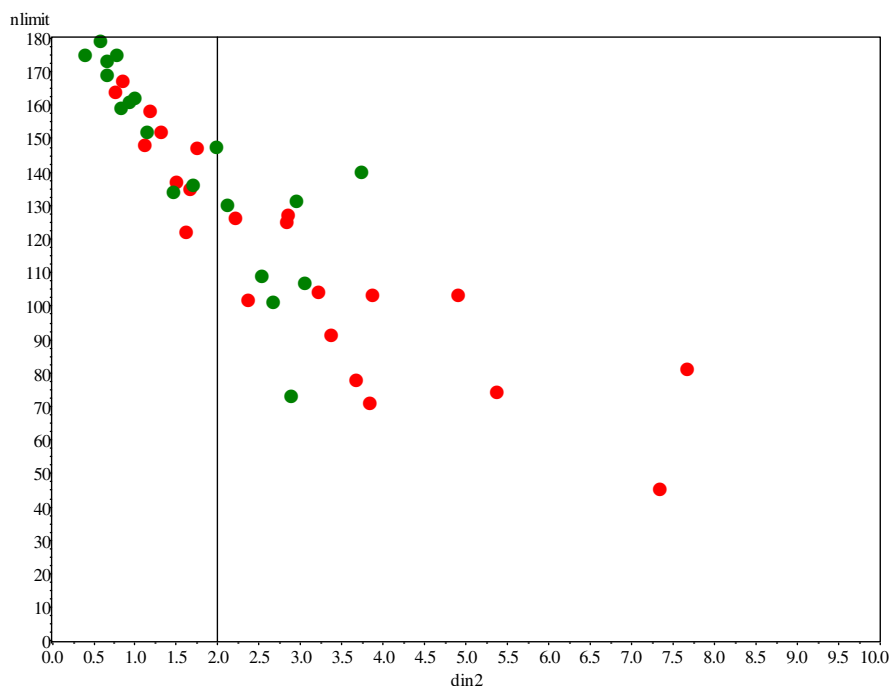
Som støtte til analyserne af fjordens udvikling er der lavet beregninger af det antal dage, hvor henholdsvis fosfor og kvælstof er potentielt begrænsende for fytoplanktonets vækst. Udgangspunktet er en antagelse om, at halvmætningskonstanten for fytoplanktonets vækst ligger på $0,2 \mu\text{M}$ for fosfor og $2 \mu\text{M}$ for kvælstof. Derefter har vi optalt antal dage i vækstsæsonen, hvor koncentrationen af henholdsvis DIP og DIN er under dette niveau, og værdierne er afbildet mod middeldkoncentrationen. Den del af vækstsæsonen, hvor DIP er potentielt begrænsende, er defineret fra marts til og med juli (=153 dage) og tilsvarende for DIN fra maj til og med oktober (184 dage).

Figur 4.21 viser en tilnærmet lineær sammenhæng mellem koncentrationen af uorganisk fosfor og antal dage med begrænsning (koncentrationer under $0,2 \mu\text{M}$ DIP). Data for inderfjorden og yderfjorden ligger omkring den samme linje, men koncentrationsniveauet er lidt lavere i yderfjorden, hvilket giver flere dage med begrænsning. Ved en koncentration på $0,2 \mu\text{M}$ forekommer begrænsning i ca. 2/3 dele af tiden (~ 100 dage), og først ved omkring $0,1 \mu\text{M}$ er der fosforbegrænsning i tilnærmet hele perioden. År med mere end 100 dage med begrænsning ligger hovedsagelig i perioden fra 1999 til 2004, og de to sidste års højere DIP-koncentrationer har betydet, at begrænsning kun forekommer mellem 30 og 60 dage af vækstsæsonen. Reel fosforbegrænsning af fytoplanktonets vækst forudsætter derfor, at koncentrationen af DIP er noget under niveauet i perioden 1999 til 2004 (Figur 4.8), dvs. under omkring $0,1 \mu\text{M}$.

Figur 4.21. Antal dage med P-begrænsning i perioden marts til juli afbildet mod middelmiddelt koncentration af uorganisk fosfor i perioden. Lodret streg viser det kritiske niveau på $0,2 \mu\text{M}$ DIP. Røde punkter = Horsens Inderfjord, grønne punkter = Horsens Yderfjord. Enhed på y-aksen er antal dage.



Figur 4.22. Antal dage med N-begrænsning i perioden maj til oktober afbildet mod middelmiddelt koncentration af uorganisk kvælstof i perioden. Lodret streg viser det kritiske niveau på $2 \mu\text{M}$ DIN. Røde punkter = Horsens Inderfjorden, grønne punkter = Horsens Yderfjorden. Enhed på y-aksen er antal dage.



Resultatet af den tilsvarende analyse for kvælstof er vist i figur 4.22.

Ved gennemsnitskoncentrationer over $2 \mu\text{M}$ DIN er der en betydelig spredning i punkterne og kun en svag sammenhæng med antallet af dage med begrænsning. Ved koncentrationer på $2 \mu\text{M}$ DIN optræder næringsstofbegrænsning i over 2/3 af tiden, og under dette niveau er der en tæt sammenhæng, således at kvælstofbegrænsning optræder i næsten hele perioden ved en koncentration under $1 \mu\text{M}$ DIN i både inder- og yderfjorden. De fleste år med begrænsning i over 160 dage ligger efter år 2000.

5 Diskussion

5.1 Fjordens udvikling

Tilførslerne af fosfor til fjorden er faldet markant i den periode. DMU har analyseret, således at fjorden nu kun modtager, hvad der svarer til omkring en 1/5 del af tilførslerne i 80'erne. Det har haft en markant effekt på koncentrationerne af total fosfor, som er næsten halveret. Effekten på koncentrationerne af uorganisk fosfor i vækstperioden er endnu mere markant, idet koncentrationerne i perioden 1999-2004 kun var omkring 1/3 del af, hvad de var tidligere. Koncentrationerne i 2005 og 2006 var dog væsentligt højere på trods af fortsat faldende tilførsler af fosfor. Det er uvist, hvorfor de 2 sidste år i perioden afviger så markant for især DIP og også for TP. Faldet i DIP-koncentrationen har betydet, at antallet af dage med potentiel fosforbegrænsning er steget betydeligt. Det har medført et fald i klorofylkoncentrationen i forsommeren og bedre lysforhold. Dog er klorofyl og lyssvækkelse også stigende i de to sidste år i perioden.

Siden 1994 er der også sket et fald i tilførslerne af kvælstof. Faldet er dog mindre end for fosfor. Den afstrømningskorrigerede tilførsel er faldet med omkring 40%, men pga. en række våde år fra 1999 til 2002 er faldet i de faktiske tilførsler til fjorden en del mindre. Der ses dog en tydelig effekt i fjorden på koncentrationerne af total kvælstof og uorganisk kvælstof i sommerperioden, mens klorofyl og lyssvækkelse ikke har responderet i sensommerperioden, hvor kvælstof er det begrænsende næringsstof.

Samlet kan man konkludere, at miljøtilstanden er på vej mod en forbedring, men at reduktionerne i næringsstofftilførsler indtil videre har været for små og har haft for kort tid til at virke til at give en tydelig effekt. De positive tegn er, at koncentrationerne af næringsstoffer er faldet, og at der er sket en vis nedgang i klorofylkoncentrationen i forsommeren. Det som modvirker en bedring er antagelig, at der frigøres næringsstoffer fra en stor pulje i sedimentet. Noget af den reduktion, der har været i tilførslerne, er samtidig mest gået til at mindske det overskud af næring, som tidligere var i fjorden, og effekten på væksten af fytoplankton har derfor været begrænset. Der er således gode muligheder for, at en yderligere reduktion af tilførslerne vil få en signifikant effekt på klorofylniveauet, da koncentrationerne af næringsstoffer nu er nede på et niveau, som er potentielt begrænsende for fytoplanktons vækst. En anden vigtig faktor for Horsens Fjord er niveauet af næringsstoffer i Bælthavet. Da fjorden er relativt åben har den en stor vandudveksling med Bælthavet. Kombineret med en beskeden ferskvandstilførsel betyder det, at miljøtilstanden i fjorden er mere påvirket af eksterne forhold, end mange andre danske fjorde.

5.2 Fjordens udvikling ved reduktioner i næringsstofftilførsler

Da projektets hovedformål er at tilvejebringe det faglige grundlag for en vandplan, jf. Miljømålsloven, har vi forsøgt at anvende de udviklede modeller til at forudsige fjordens udvikling ved en reduktion i tilførslerne. Opgaven vanskeliggøres dog af tre forhold: 1) Fjordens nuværende tilstand er langt fra "god økologisk tilstand", og modellerne skal derfor ekstrapoleres langt ud over det interval, hvor der findes data. Samtidig er fjordens nuværende tilstand, hvor store sammenhængende områder med ålegræs er fraværende, fundamentalt forskellig fra fjordens tilstand før i tiden, hvor der var en udbredt makrovegetation (se afsnit 5.3.1). 2) Det er vanskeligt at fastlægge grænsen for god økologisk tilstand og dermed vanskeligt at definere det mål, som skal opnås. 3) For kvælstof er de allerede gennemførte reduktioner i tilførslerne så små, at det er svært at registrere en effekt i fjorden, og en fremskrivning bliver derfor noget usikker.

I det følgende har vi anvendt modellerne fra resultatafsnittet til at fastlægge niveauer for koncentrationer af kvælstof, fosfor, lyssvækkelse og klorofylkoncentrationer, samt til at give en samlet vurdering af de nødvendige reduktioner i tilførslerne for at bringe fjorden i balance. Alle scenarier og forudsigelser er beregnet vha. to regneark, som udgør bilag 2a og 2b, og læseren kan således selv efter behov lave nye scenarier.

5.2.1 Kvælstofkoncentrationer

Total kvælstof (TN)

Hvis man ekstrapolerer modellerne helt tilbage til en tilførsel på 256 tons kvælstof per år, som er det beregnede naturbidrag, får man beregnede koncentrationer på 28,6 og 22,6 μM TN for henholdsvis Inderfjorden og Yderfjorden. Ved at anvende en afvigelse fra referencetilstanden til god økologisk tilstand på 26% fastlagt for dybdeudbredelsen af ålegræs, får man, at grænsen for god økologisk tilstand går ved TN-koncentrationer på henholdsvis 35,8 og 28,2 μM , hvilket modellerne forudsiger, svarer til årlige tilførsler på henholdsvis 765 og 880 tons kvælstof per år.

Koncentration af uorganisk kvælstof i vækstperioden (DIN)

For DIN findes en objektiv grænse for, hvor høj koncentrationen maksimalt bør være, idet man ofte antager, at koncentrationen skal sænkes til under 2 μM (halvmætningskonstant) for at være begrænsende for fytoplanktons vækst. Objektivt skal her forstås sådan at grænsen på 2 μM (og den tilhørende på 0,2 μM for fosfor) er uafhængig af de politisk/administrativt valgte niveauer for hvad som anses for 'god økologisk tilstand', og kun baseret på videnskabelige forhold. Der er dog stadig en usikkerhed knyttet til værdierne, fx fordi forskellige arter af fytoplankton udviser forskellig evne til at optage næringsstoffer.

Man må antage at god økologisk tilstand kræver, at DIN-koncentrationen er under et niveau på 2 μM i hovedparten af vækstsæsonen. Som vist på Figur 4.22 skal middelkoncentrationen dog ned omkring 1 μM , for at den aktuelle koncentration er under 2 μM i hovedparten af vækstsæsonen. For Inderfjorden svarer en middelkoncentration for maj til oktober på 1 μM til en tilførsel på 320 tons N per år, dvs. kun 64 tons over naturbidraget. Det er således vanskeligt at få modellen til at

beskrive vedvarende kvælstofbegrænsning i Inderfjorden på baggrund af de nuværende data. I Yderfjorden er DIN-koncentrationen allerede i dag omkring $1 \mu\text{M}$, og kvælstof er således begrænsende i det meste af vækstsæsonen. Det er dog ved en klorofylkoncentration omkring $4,6 \mu\text{g l}^{-1}$, at begrænsning opnås, fordi en betydelig del af den omsættelige kvælstofpulje er bundet i fytoplankton. Hvis man antager, at en signifikant ændring af miljøtilstanden kræver, at fytoplanktonbiomassen ned-sættes med 30%, kan man omregne det til en DIN-mængde på $0,5 \mu\text{M}$ ved at antage Redfields ratio for C:N-indholdet i alger og en C:Chl ratio på 30. En sådan reduktion i klorofylkoncentrationen svarer til en DIN-koncentration på $0,5 \mu\text{M}$ ($1 \text{ minus } 0,5 \mu\text{M}$), og den opnås ved en kvælstoftilførsel på 660 tons pr. år. Det vil også give en middel DIN-koncentration i hele fjorden på mindre end $1 \mu\text{M}$, hvilket ifølge Figur 4.22 giver kvælstofbegrænsning i hovedparten af vækstsæsonen.

5.2.2 Fosforkoncentrationer

Total fosfor (TP)

Koncentrationen af TP har de seneste år ligget omkring $1,49 \mu\text{M}$ i Inderfjorden og $1,12 \mu\text{M}$ i Yderfjorden. Modellen beregner en koncentration på henholdsvis $1,31$ og $0,96 \mu\text{M}$ ved tilførsler på $8,1$ tons fosfor pr. år, som er det beregnede naturbidrag. Med et tillæg på + 26% vil det svare til TP-koncentrationer på henholdsvis $1,65$ og $1,20 \mu\text{M}$, som i begge tilfælde, ifølge modellen, opnås ved årlige tilførsler på 31 tons fosfor pr. år, hvilket er større end de nuværende tilførsler. Som det ses, er de beregnede grænser for god økologisk tilstand lidt højere end den nuværende koncentration, og de må anses for urealistiske som indikator for god økologisk tilstand. Resultatet fremkommer fordi modellernes koefficient for ændringer i TP-koncentrationen ved en ændring i fosfortilførslen er meget lav, henholdsvis $0,015$ og $0,01 \mu\text{M TP/tons fosfor tilført}$, for henholdsvis Inder- og Yderfjord. Modellerne giver en god beskrivelse af data, og må anses for troværdige inden for det område, som data dækker, men de kan ikke ekstrapoleres så langt uden for deres gyldighedsområde, som til den naturlige baggrundskoncentration (se også afsnit 5.3.1 om regimeskift).

Uorganisk fosfor i vækstperioden

Ligesom for kvælstof findes en tilnærmet objektiv grænse for, hvornår uorganisk fosfor er begrænsende for fytoplanktons vækst. Den ligger på $0,2 \mu\text{M}$. Modellerne beregner, at denne koncentration, som middel over perioden marts til juli, vil opnås ved tilførsler på $13-14$ tons pr. år for både inder- og yderfjorden. For inderfjorden svarer $0,2 \mu\text{M}$ til ca. en halvering i forhold til den nuværende koncentration (middel for 2004 til 2006), og det er således et rimeligt estimat for en signifikant forbedret tilstand. Dog er der stadig en høj klorofylkoncentration, og en reduktion af både DIP-koncentrationen og klorofylkoncentrationen vil muligvis kræve en yderligere reduktion i fosfortilførslerne. For yderfjorden er den nuværende DIP-koncentration kun lidt over $0,2 \mu\text{M}$, og når modellerne når frem til samme fosfortilførsel som mål for begge dele af fjorden, skyldes det, at koefficienten for yderfjorden kun er ca. en $1/3$ af koefficienten for inderfjorden. Dette er antageligt et resultat af, at koncentrationerne i yderfjorden i høj grad er bestemt af forholdene i Bælthavet.

5.2.3 Lyssvækkelse

De fundne modeller giver en rimelig beskrivelse af lyssvækkelseskoefficienten og udviser også, som forventet, en afhængighed af fosfortilførslen i forsommeren og kvælstof i sensommeren – forventet fordi fosfor er det primært begrænsende næringsstof i forsommeren, og kvælstof er det i sensommeren. Problemet i forhold til scenarier er dog, at de fundne koefficienter i forhold til tilførsler er meget lave, især for inderfjorden. Et scenarie, hvor tilførslerne reduceres til 13 tons fosfor og 560 tons kvælstof pr. år, giver således kun en forbedring i Kd på 0,02 og 0,03 m⁻¹ for henholdsvis Inderfjord og Yderfjord.

5.2.4 Klorofyl

For klorofylkoncentrationer er det kun lykkedes at finde modeller for Inderfjorden, som indeholder tilførsler og næringsstoffer, og som derfor kan anvendes i scenarier. De ligner modellerne for lyssvækkelse på den måde, at de indeholder fosfortilførsler i forsommerperioden og kvælstoftilførsler i sensommerperioden, men også her er koefficienterne så lave, at det er svært at lave scenarier, som giver en signifikant ændring af den nuværende tilstand. Således vil et scenarie med 13 tons fosfor og 560 tons kvælstof pr. år som nævnt ovenfor (afsnit 5.2.3) kun give et fald i klorofylkoncentrationen på 1 µg Chl l⁻¹ svarende til 14% (beregnet ud fra den beregnede koncentration i dag ved normal nedbør).

5.3 Samlet vurdering

Samlet set er der opstillet en række rimelige modeller, som beskriver fjordens nuværende tilstand, og som med god sikkerhed kan forudsige fjordens respons på mindre ændringer i tilførslerne af næringsstoffer. Mindre ændringer er antagelig omkring 20 til 30% af det nuværende niveau for tilførsler. Et fællestræk for mange af modellerne er dog, at de ikke er særligt følsomme over for ændringer i næringsstofftilførslerne. Det er vurderet ud fra, at gamle observationer af udbredelsen af ålegræs tydeligt viser et økosystem i en grundlæggende anden tilstand, samtidig med at modellerne ikke kan forudsige så store forbedringer i tilstanden, selv ved meget lave eller ingen tilførsler.

5.3.1 Regimeskift

Gamle optegnelser fra begyndelsen af det nittende århundrede viser, at ålegræs dengang havde store sammenhængende bestande med en maksimal dybdegrænse ud til 11,5 meters dybde i yderfjorden (D. Krause Jensen, pers. medd.), som giver en beregnet referenceværdi på 8,6 m i inderfjorden. Ud fra vores nuværende viden svarer disse dybdegrænser til en lyssvækkelseskoefficient på henholdsvis 0,24 m⁻¹ og 0,18 m⁻¹ (det er antaget, at ålegræs kræver 13% af overfladeindstrålingen ved sin dybdegrænse). Selvom den enkelte observation kan være noget usikker, da de er baseret på skrab fra båd, er der ikke tvivl om niveauet for dybdegrænsen, og om at ålegræs har udgjort store sammenhængende bestande. Dette har haft i hvert fald to positive effekter for fjordens miljøtilstand: 1) Ålegræs, og andre makrofyter, optager og binder næringsstoffer i lang tid, så de ikke deltager aktivt i omsætningen, og dermed ikke kan stimulere fytoplanktons vækst. 2) Sammenhængende ålegræsbestande mod-

virker også resuspension af sedimentet og øger sedimentationshastigheden for partikler, der allerede er i vandet. Begge dele medvirker til at forbedre lysforholdene. Hvis man samtidig antager, at iltforholdene i sedimentet tidligere var væsentligt bedre end i dag, og at sedimentets puljer af næringsstoffer var lavere, har fluksen af næringsstoffer ud af sedimentet været meget lavere end i dag. Samlet har disse forhold betydet, at niveauerne af næringsstoffer og fytoplankton har været meget lavere end i dag, og at lysforholdene har været væsentlig bedre.

En tilbagevenden til denne tilstand kan ikke beskrives ved de empiriske modeller, som er anvendt i denne analyse, da disse modeller dels er lineære i deres opbygning, dels er baseret på data for den nuværende tilstand. Når modellerne generelt giver en god beskrivelse af de nuværende forhold, men har så lave koefficienter, at de, hvis man ekstrapolerer til fx en naturtilstand, vil give alt for høje niveauer af næringsstoffer, klorofyl og lyssvækkelse, underbygger det antagelsen om, at vi har to distinkt forskellige tilstande af fjorden økosystem.

5.3.2 Målsætninger og tilførsler

Modellerne fungerer bedst for de uorganiske næringsstoffer, idet vi her har nogle rimeligt objektive grænser for, hvor langt koncentrationerne skal ned, og som ikke ligger så langt fra det nuværende niveau. Her foreslår modellerne et niveau på omkring 13 tons fosfor pr. år for både inderfjorden og yderfjorden. For kvælstof er der større forskel, idet estimatet ligger på 320 tons for inderfjorden og 660 tons for yderfjorden. Ud fra en faglig vurdering af niveauet af tilførsler i forhold til tilførslerne ved naturtilstand, og understøttet af modellerne for TN, vurderes det, at en årlig tilførsel på 560 tons kvælstof antagelig vil være acceptabel, og vil understøtte en tilbagevenden til en god økologisk tilstand for fjorden. Det må understreges, at der er en betydelig usikkerhed på disse værdier for anbefalede tilførsler. Usikkerheden skyldes dels den usikkerhed som er forbundet med de konkrete modeller, dels regimeskiftet i fjordens økosystem som er beskrevet i denne rapport. En anden væsentlig kilde til usikkerhed er de fremtidige rammer for fjordens økosystem, hvor man må antage, at forholdene om 20-30 år er anderledes end i dag. Ændringer i klimaet med fx en højere nedbør og temperatur vil således skærpe kravene til maksimale tilførsler, da højere nedbør vil øge udvaskningen af næringsstoffer, og en højere temperatur vil øge risikoen for iltsvind. Omvendt vil en reduktion i tilførslerne af næringsstoffer til de danske farvande og Østersøen generelt føre til lavere koncentrationer i Bælthavet og dermed et større tab - mindre import - af næring fra/til fjorden. Alle disse forhold taget i betragtning er det ikke muligt at lave en egentlig analyse af usikkerheden. Den rent statistiske usikkerhed for den enkelte model er angivet i Tabel 4.1, men sikkerheden pga. de øvrige forhold kan ikke kvantificeres. Et skøn over usikkerheden, baseret på erfaringer fra lignende fra andre fjorden, er ± 2 tons for fosfor og ± 150 tons for kvælstof.

De angivne niveauer på 560 tons kvælstof og 13 tons fosfor er de gennemsnitlige tilførsler over en længere årrække ved en ny økologisk ligevægt for fjorden, hvor ålegræs er vidt udbredt og iltforholdene så gode at frigivelsen af næringsstoffer fra bunden ikke er accelereret pga. hyppige iltsvind. De faktiske tilførsler vil stadig variere fra år til år afhængig af afstrømningen, og de målte forhold for parametre som koncentration-

ner af næringsstoffer og klorofyl vil og også varierer fra år til år, men på et langt lavere niveau end i dag.

I arbejdet med Miljømålsloven og vurderingen af grænsen for god økologisk tilstand spiller gamle data for dybdegrænsen af ålegræs en stor rolle. Her er der historiske værdier på 11,5 meter for Horsens Fjord ved Alrø. Hvis man anvender en tilladt afvigelse på plus 26%, får man, at ålegræs skal kunne vokse ud til 6,5 meter i Inderfjorden og 8,6 meter i Yderfjorden. Omregnet til lyssvækkelse svarer det til Kd-værdier på henholdsvis 0,31 og 0,24 m⁻¹. Disse værdier er lavere end noget, som tidligere er registreret i fjorden. For Inderfjorden er den lavest målte Kd-værdi således 0,60 m⁻¹ i 1996, hvilket svarer til 2% lys ved 6,5 meters dybde eller 6-7 gange mindre end de omkring 13%, som ålegræs behøver for at overleve. For Yderfjorden er den lavest målte værdi for Kd omkring 0,38 m⁻¹ i 1995 og 1996, svarende til 4% lys ved en dybde på 8,6 m. Modellernes resultater for Kd som middel fra april til september er, ved et scenarie helt uden tilførsler, henholdsvis 0,71 og 0,38 m⁻¹. Det betyder, at modellerne for lyssvækkelse ikke kan give resultater, der kommer i nærheden af målopfyldelse.

I arbejdet med vandplaner er det foreslået, at man kan bruge en empirisk sammenhæng mellem koncentrationen af total kvælstof (TN) og dybdegrænsen for ålegræs (se boks 5.1).

Ud fra boks 5.1 kan man se, at en målsætning om dybdegrænser på henholdsvis 6,5 og 8,5 m bør svare til TN-koncentrationer på henholdsvis 17,8 og 12,5 µM TN. Det er betydeligt lavere end de laveste koncentrationer, som er målt i fjorden. De er 32,5 og 23,4 µM som middel over hele året (Inderfjord og Yderfjord), og ligesom for Kd kan modellerne for TN i denne analyse således ikke komme ned på niveauer, der er i nærheden af de TN-koncentrationer, som giver målopfyldelse. Fx er de beregnede koncentrationer ved tilførsler, som er lig naturbidraget, på 28,6 og 22,6 µM for henholdsvis Inder- og Yderfjorden. I øvrigt er niveauet for TN i Kattegat omkring 15 µM TN, og det er således ikke realistisk at opnå koncentrationer mellem 12 og 18 µM inde i Horsens Fjord, hvor der er en tilførsel af ferskvand. Ovenstående beregninger viser, at en generel relation for TN versus dybdegrænsen for ålegræs, som foreslået i boks 5.1, ikke kan anvendes på den nuværende tilstand af Horsens Fjord. I tillæg til ovenstående problem kommer det forhold, at nye undersøgelser tyder på, at vandets iltindhold spiller en afgørende rolle for ålegræssets muligheder for at overleve. Da vi ikke har kendskab til de faktorer, som styrer iltkoncentrationen i vandet, er det vanskeligt at forudsige, hvad der skal til, for at ålegræsset vender tilbage. På den baggrund er det ikke fornuftigt kun at basere målopfyldelse for vandplanen på udbredelsen af ålegræs. I stedet bør man overveje mulighederne for at definere en bred vifte af indikatorer for fjordens tilstand, som tilsammen giver et bredt og nuanceret grundlag for at vurdere fjordens tilstand og især dens udvikling fra år til år.

Boks 5.1: Empirisk relation mellem dybdegrænse for ålegræs og koncentrationen af TN.

På baggrund af en empirisk relation i Nielsen et al. (2002) baseret på data for koncentrationer af total kvælstof og dybdegrænser for ålegræs i åbne farvande, har Miljøstyrelsen foreslået, at man kan omregne en målsætning baseret på dybdegrænsen for ålegræs til en målsætning for koncentrationen af total kvælstof.

Relationerne er: $\ln(Z_c) = 6,039 \pm 0,768 - 0,755 \pm 0,121 \ln(TN \cdot 14)$, hvor TN er koncentrationen af total kvælstof ($\mu\text{g l}^{-1}$), Z_c er dybdegrænsen for ålegræs (m), og 14 er molvægten af kvælstof.

Den omvendte relation er: $TN (\mu\text{M}) = \exp ((\ln (Z_c) - 6.039)/-0,755))/14$.

Zc (meter)	TN (μM)
1	212,6
1,5	124,3
2	84,9
2,5	63,2
3	49,6
3,5	40,5
4	33,9
4,5	29,0
5	25,2
5,5	22,2
6	19,8
6,5	17,8
7	16,2
7,5	14,7
8	13,5
8,5	12,5
9	11,6
9,5	10,8
10	10,1
10,5	9,4
11	8,9
11,5	8,4
12	7,9

6 Konklusion

Samlet viser analysen, at Horsens Fjord har oplevet en betydelig reduktion i tilførslerne af fosfor og en mindre reduktion i tilførslerne af kvælstof siden henholdsvis begyndelsen og slutningen af 90'erne. Reduktionerne i tilførsler har medført en markant nedgang i koncentrationerne af næringsstoffer og en mindre reduktion i klorofylkoncentrationen i forsommerperioden, ligesom lysforholdene i forsommeren er blevet noget bedre. I sensommeren er der ikke sket nogen forbedring i tilstanden, hvad angår klorofylkoncentration og sigtdybde. Endvidere viser de sidste år i analysen en generel forværring af miljøtilstanden. Overordnet er der sket en forbedring i miljøtilstanden, men mest for koncentrationerne af næringsstoffer. For klorofylkoncentrationer og lysforhold er forbedringerne kun akkurat slået igennem, da reduktionerne i tilførsler af næringsstoffer har været begrænsede og kun har haft en kortere årrække til at virke i.

Det nuværende økosystem i Horsens Fjord er fundamentalt anderledes, end det var tidligere. Det er især fraværet af store sammenhængende områder med ålegræs, som udgør forskellen. Det betyder, at fjorden i dag har højere niveauer af fytoplankton, ringere lysforhold og højere koncentrationer af næringsstoffer, sammenlignet med tidligere. En målsætning om god økologisk tilstand forudsætter, at bestanden af ålegræs genetableres. De anvendte modeller kan ikke anvendes til direkte at beskrive, hvad der skal til for at opnå dette. Modellerne kan beskrive sammenhænge mellem tilførsler og næringsstofkoncentrationer og give et estimat af tidsforsinkelsen, fra der sker en reduktion i tilførslerne til koncentrationerne af næringsstoffer er i ligevægt, men dertil kommer en ukendt tidsforsinkelse, før bestanden af ålegræs er genetableret.

Ud fra modellerne for uorganiske næringsstoffer i vækstperioden, men også for total kvælstof og fosfor, vurderes det, at tilførslerne skal reduceres til et niveau omkring 13 tons fosfor og 560 tons kvælstof pr. år, hvis man på sigt skal opnå god økologisk tilstand. Der er en betydelig usikkerhed i de angivne talstørrelser. Efter en sådan reduktion vil der antagelig gå en længere årrække, antagelig 20 til 30 år, før en markant forbedring i miljøtilstanden vil indtræffe. På det foreliggende grundlag er det derfor ikke muligt at beregne en kombination af tilførsler, som vil opfylde EU's vandrammedirektiv i år 2015. Forsinkelsen af effekten af indsatsen skyldes tre forhold: 1) At der går tid fra de faktiske tilførsler reduceres, til sedimentets pulje af næringsstoffer er reduceret til et niveau, hvor der igen er ligevægt med vandsøjlets koncentration. 2) At det tager tid, fra koncentrationerne af uorganisk næring i vandfasen er reduceret, til man får en lavere primærproduktion, og dermed et lavere iltforbrug i sedimentet. Bedre iltforhold i sediment og vandfasen over sedimentet er en forudsætning for vækst af ålegræs (upublicerede resultater, Borum et al.). 3) At det tager tid, fra forholdene for vækst af ålegræs igen er til stede, og til at makrovegetationen er genetableret over større områder. Antagelserne betyder, at jo hurtigere og jo mere tilførslerne reduceres, desto hurtigere vil forbedringerne ske. Det betyder igen, at jo hurtigere og jo mere man reducerer tilførslerne, jo større er muligheden

for, at man kan opnå god økologisk tilstand inden for en overskuelig tidsperiode.

Usikkerheden på ovenstående vurdering er betydelig, og en række faktorer påvirker, hvor stor en reduktion i tilførslerne, der er nødvendig. Et varmere klima med højere nedbør vil således, alt andet lige, medføre en øget transport af næringsstoffer fra land til fjorden, og dermed forøge behovet for yderligere tiltag der kan reducere tabet af næringsstoffer fra jorden. Omvendt vil lavere koncentrationer af næringsstoffer i Bælthavet i fremtiden have en positiv effekt og mindske behovet for lokale reduktioner. Koncentrationerne af næringsstoffer i Bælthavet påvirkes af tilførslerne til alle de indre danske farvande og til Østersøen generelt, og må forventes at falde når EU's vandrammedirektiv implementeres i alle landene omkring Østersøen. Uanset hvad, så vil der være en betydelig tidsforsinkelse fra tilførslerne reduceres, til effekten fuldt ud kan ses i fjorden. For koncentrationer af næringsstoffer har vi indikationer fra modellerne på, at denne tidsforsinkelse er omkring 10 år. Reetablering af ålegræs vil, som nævnt ovenfor, tage betydelig længere tid. Det er således vigtigt, at der hurtigt sker betydelige reduktioner i tilførslerne, hvis man skal opnå en god økologisk tilstand inden for en overskuelig fremtid.

7 Referenceliste

Broadhurst, D., Goodacre, R., Jones, A., Rowland, J.J. & Kell, D.B. 1997: Genetic algorithms as a method for variable selection in multiple linear regression and partial least squares regression, with applications to pyrolysis mass spectrometry. - *Analytica Chimica Acta* 348 (1-3): 71-86.

Christiansen, T., T.J. Christensen, S. Markager, J.K. Petersen & L.T. Mouritsen (2006): Limfjorden i 100 år. Klima, hydrografi, næringsstoftilførsel, bundfauna og fisk i Limfjorden fra 1897 til 2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 578. www.dmu.dk.

Kaas, H. & Markager, S. 1998: NOVA - Tekniske anvisninger for marin overvågning.

http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanv.asp#TAudkast

Opdateringer: Andersen, J., Markager, S. og Ærtebjerg, G. 2004: NOVANA - Tekniske anvisninger for marin overvågning.

<http://www.dmu.dk/Overvaagning/Fagdatacentre/Det+Marine+Fagdatacenter/Tekniske+anvisninger+NOVANA+2004-2009/Tekniske+anvisninger+NOVANA+2004-2009.htm>

Markager, S., L.M. Storm & C.A. Stedmon 2006: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 577. www.dmu.dk.

Markager, S., M. Bassompierre, & D.L.J. Petersen. 2008: Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord. Empirisk modellering af miljøtilstanden. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 685. www.dmu.dk.

Martens, H.A. & Dardenne, P. 1998: Validation and verification of regression in small data sets. - *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 44: 99-121.

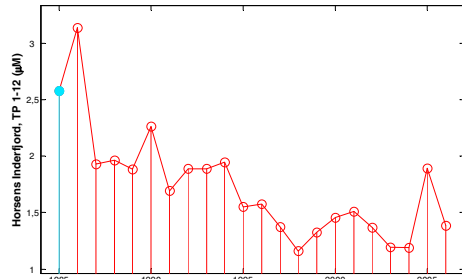
Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (2002): Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. - *Estuaries* 25: 1025-1032.

Sømod, B., S. Markager, M. Bassompierre (2009): Empirisk modellering, Randers Fjord 1989 – 2006. Cowi A/S.

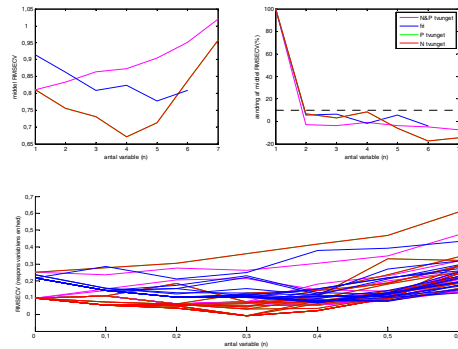
Bilag 1: Figurer af empiriske sammenhænge

Horsens Inderfjord – TP-modellering

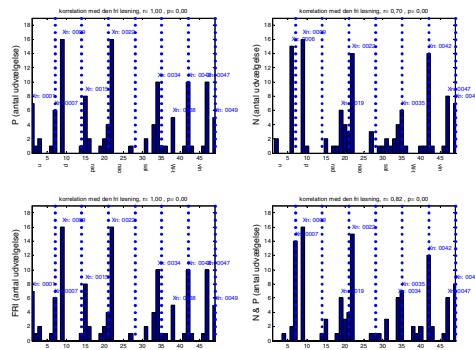
Årsmidler af TP-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



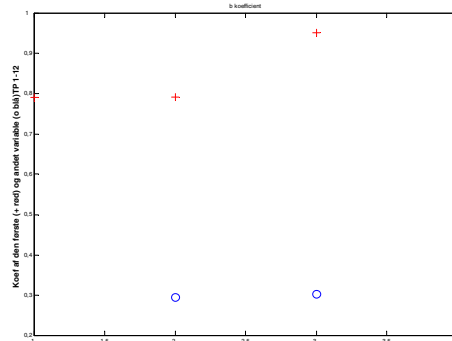
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



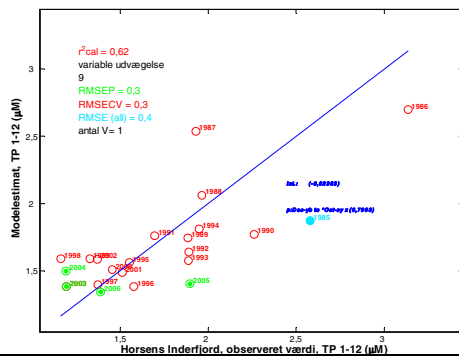
Variabeludvælgelsesfrekvens



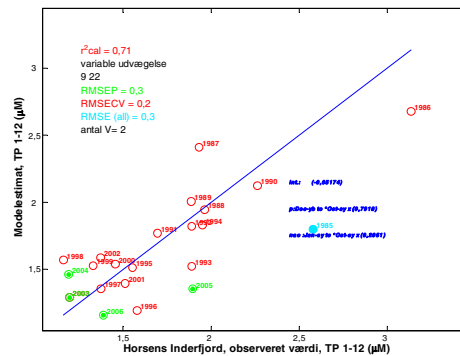
b-koefficienter for variablene: 9 22 34 42



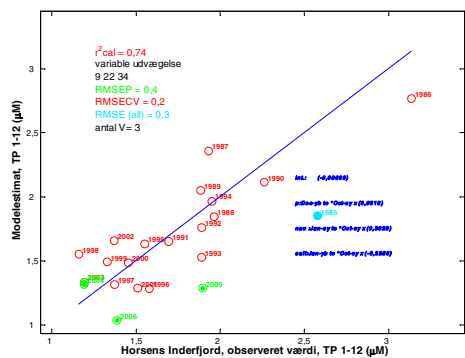
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



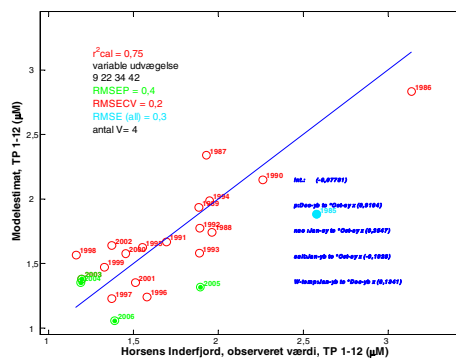
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



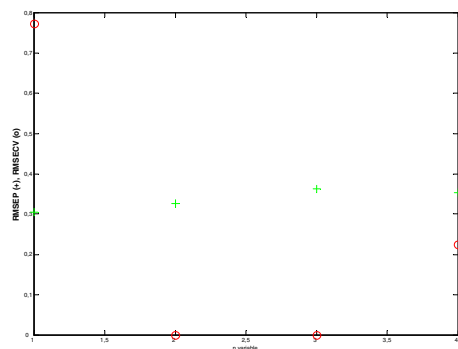
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



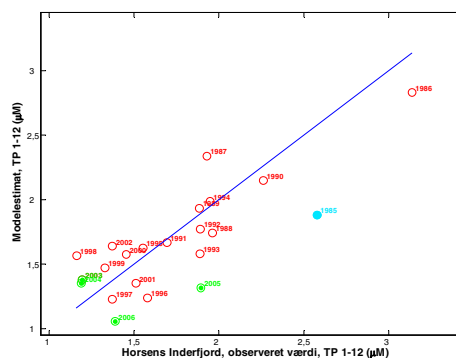
Model med de sidste fire år som valideringsår:
4 variable



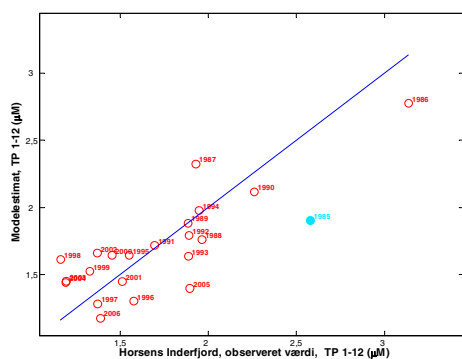
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



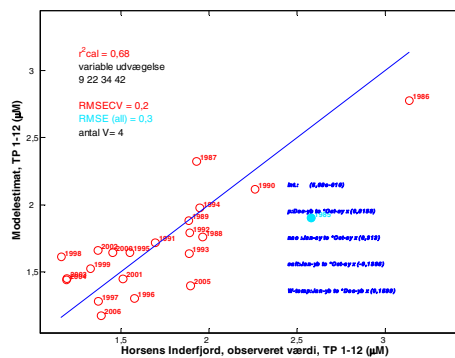
Model med de sidste fire år som valideringsår:
4 variable

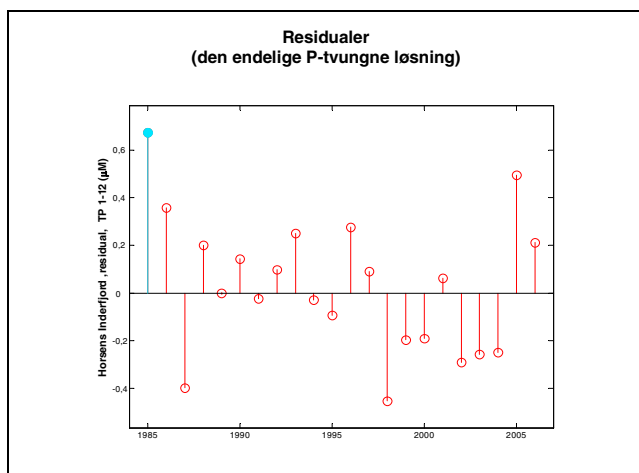


Endelig løsning med 4 variable



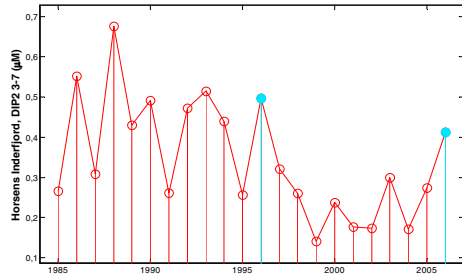
Endelig løsning med koefficienter
4 variable



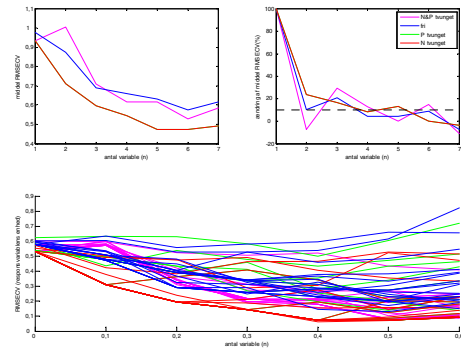


Horsens Inderfjord – DIP2-modellering

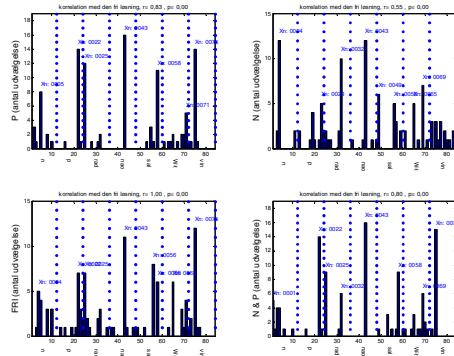
Årsmidler af DIP2-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



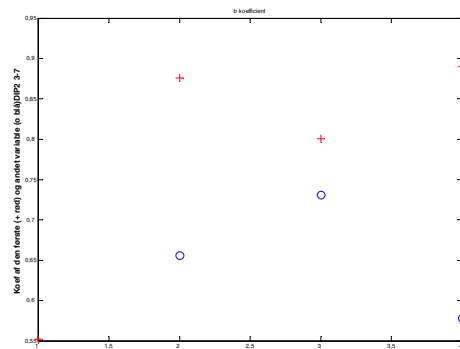
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



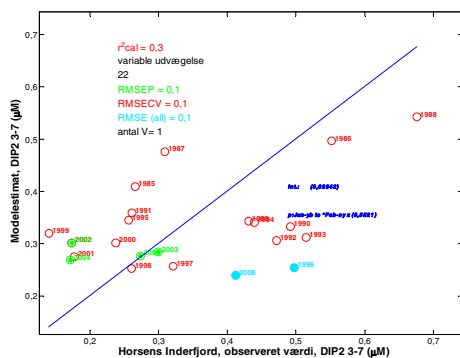
Variabeludvælgelsesfrekvens



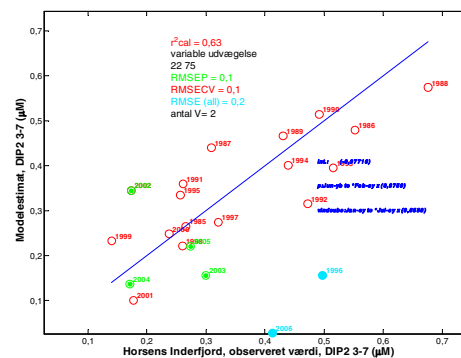
b-koefficienter for variablene: 22 75 43 25



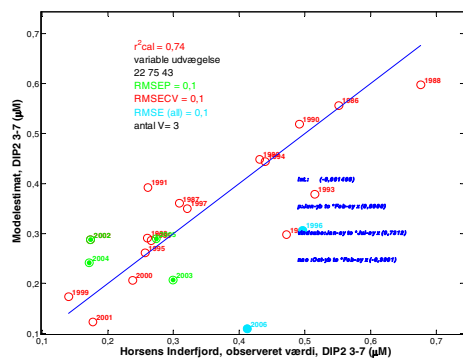
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



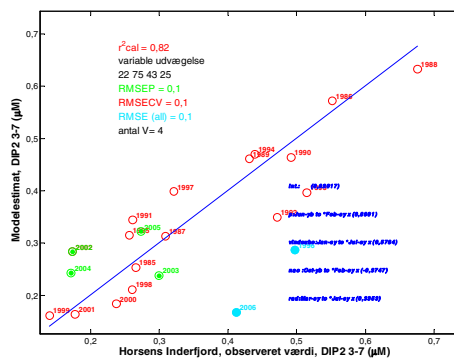
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



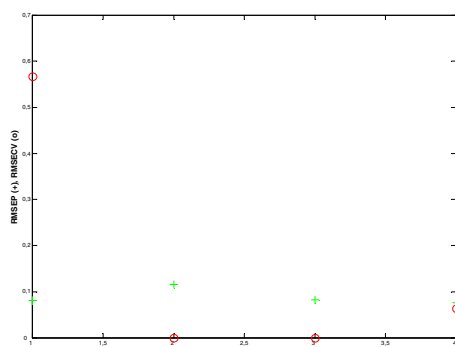
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



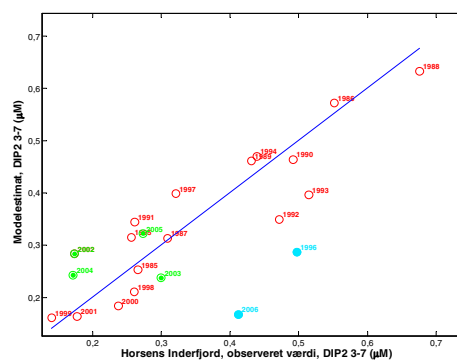
Model med de sidste fire år som valideringsår:
4 variable



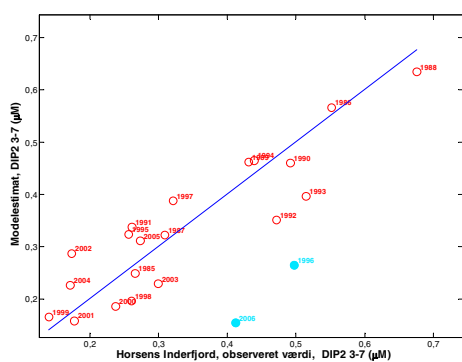
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



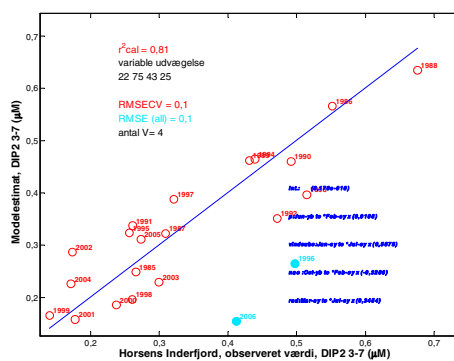
Model med de sidste fire år som valideringsår:
4 variable

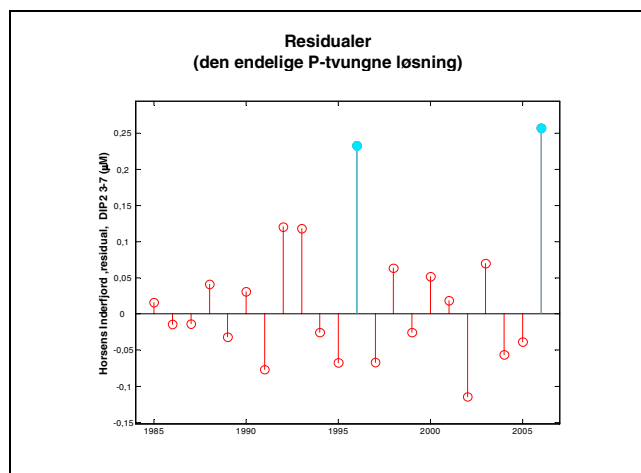


Endelig løsning med 4 variable



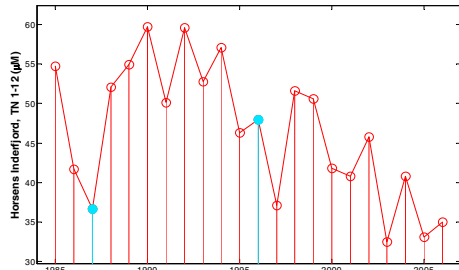
Endelig løsning med koefficienter
4 variable



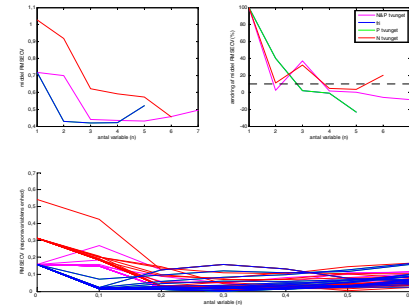


Horsens Inderfjord – TN-modellering

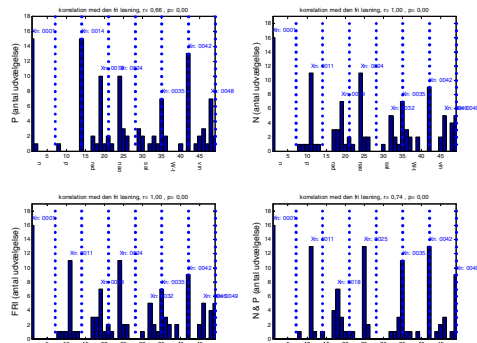
Årsmidler af TN-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



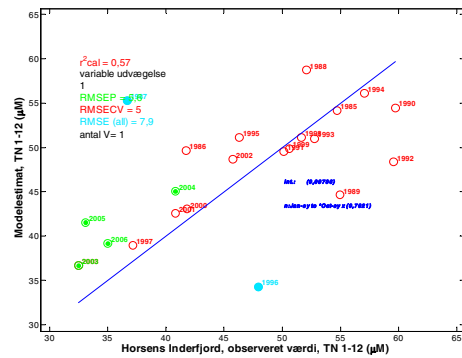
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



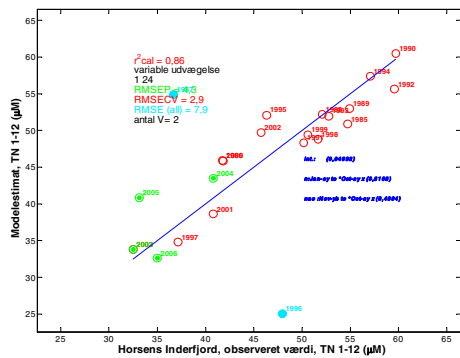
Variabeludvælgelsesfrekvens



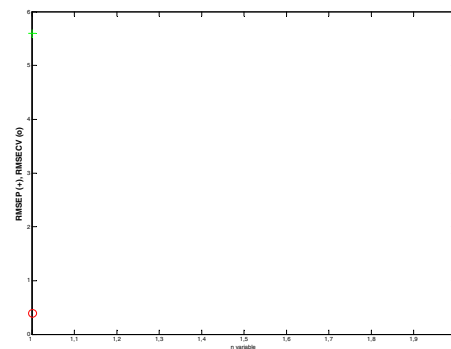
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



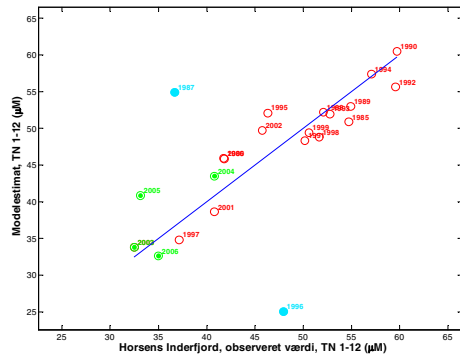
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



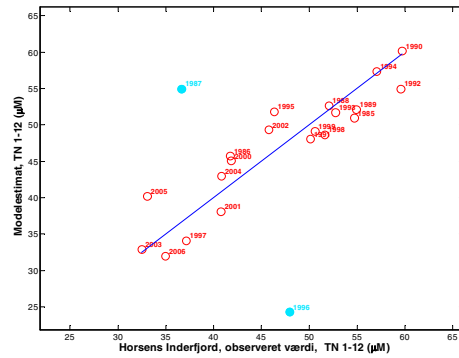
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



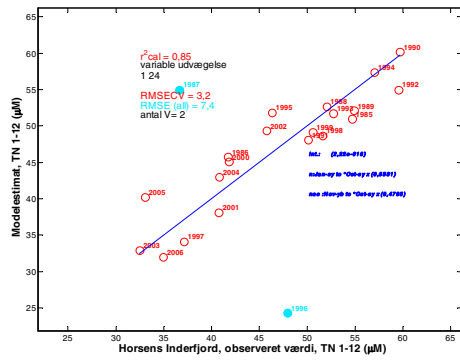
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



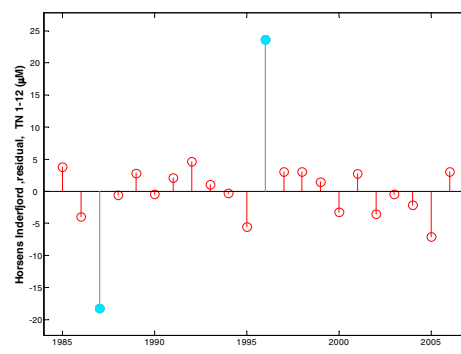
Endelig løsning med 2 variable



Endelig løsning med koefficienter
2 variable

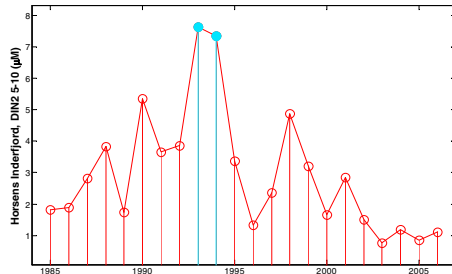


Residualer
(den endelige N-tvungne løsning)

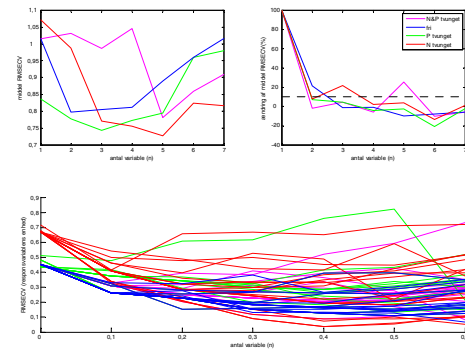


Horsens Inderfjord – DIN2-modellering

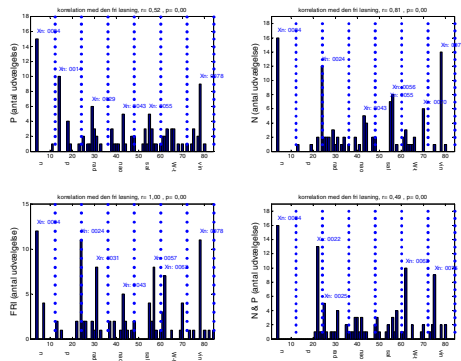
Årsmidler af DIN2-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



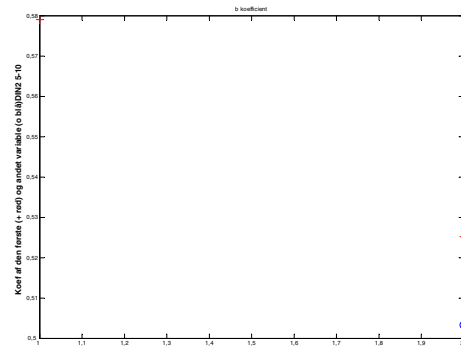
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



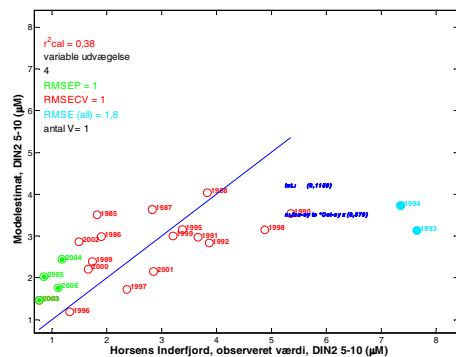
Variabeludvælgelsesfrekvens



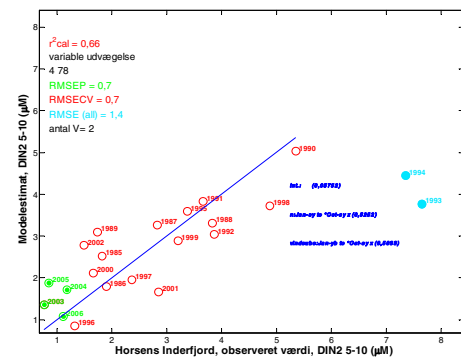
b-koefficienter for variablene: 4 78



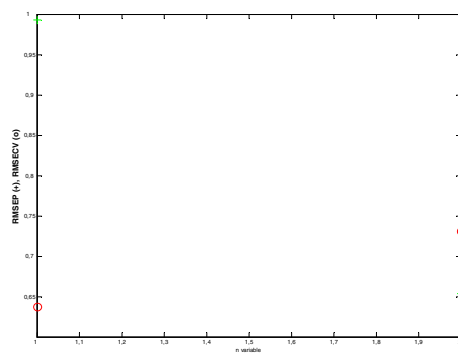
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



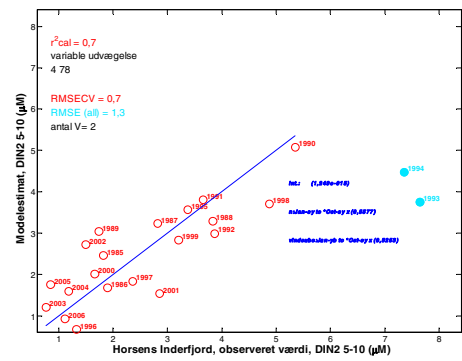
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



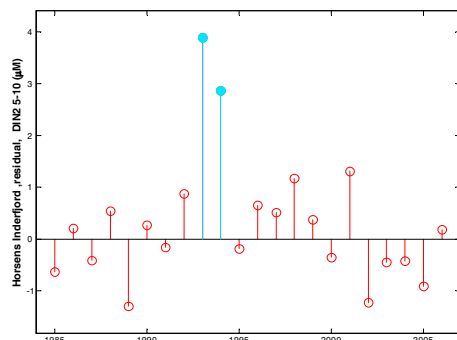
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



Den endelige model med 2 variable

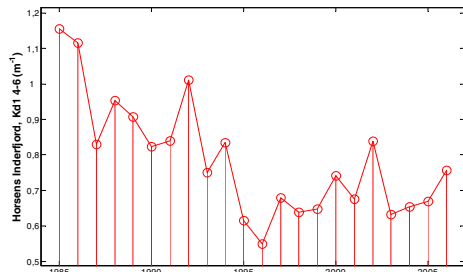


Residualer
(den endelige N-tvungne model)

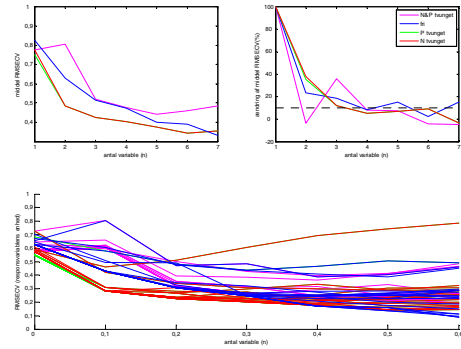


Horsens Inderfjord – Kd1-modellering

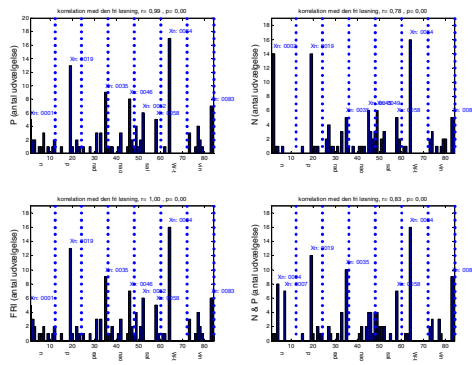
Årsmidler af K_d1 for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



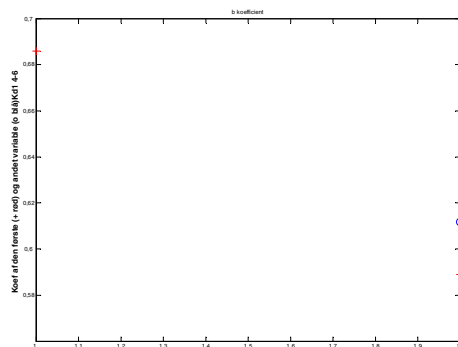
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



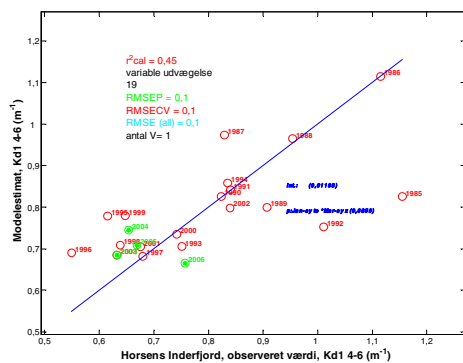
Variabeludvælgelsesfrekvens



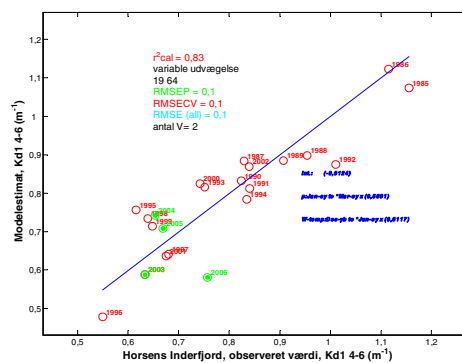
b-koefficienter for variablene: 19 64



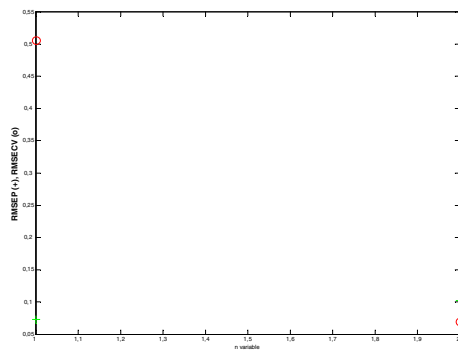
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



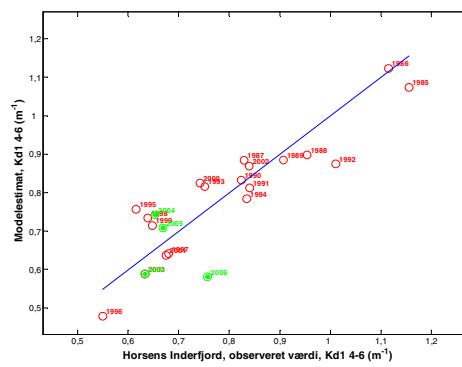
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



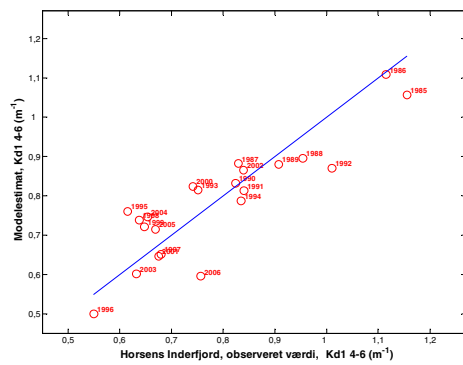
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



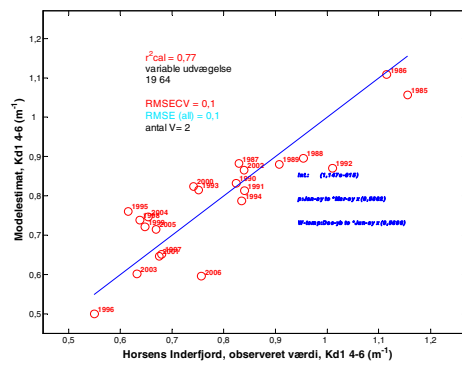
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



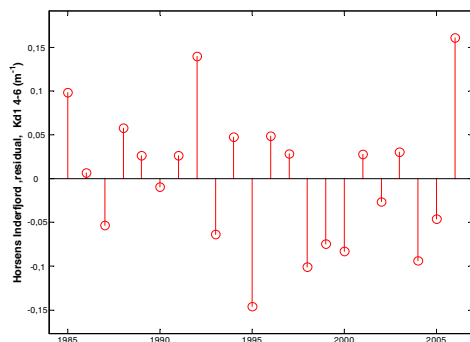
Endelig løsning med 2 variable



Endelig løsning med koefficienter
2 variable

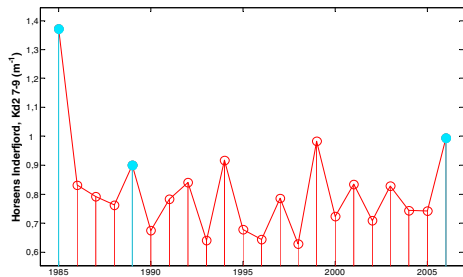


Residualer
(den endelige P-tvungne løsning)

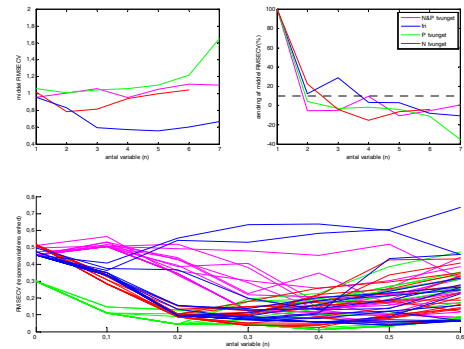


Horsens Inderfjord – Kd2-modellering

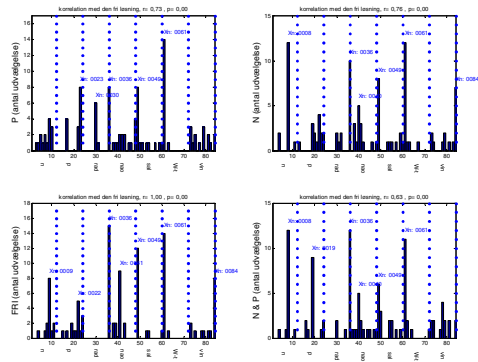
Årsmidler af Kd2 for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



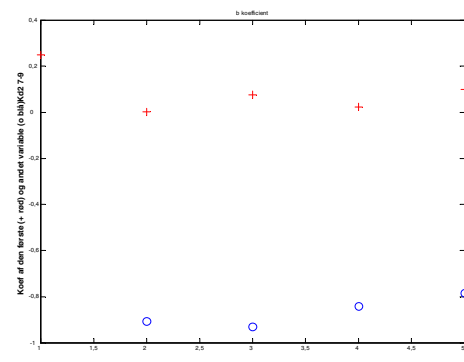
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



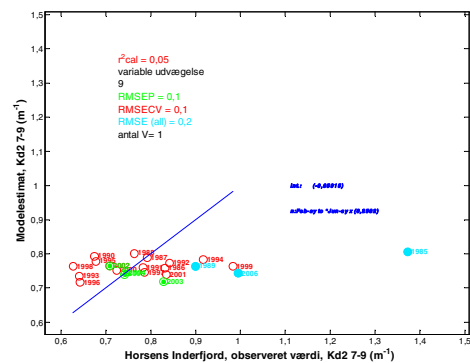
Variabeludvælgelsesfrekvens



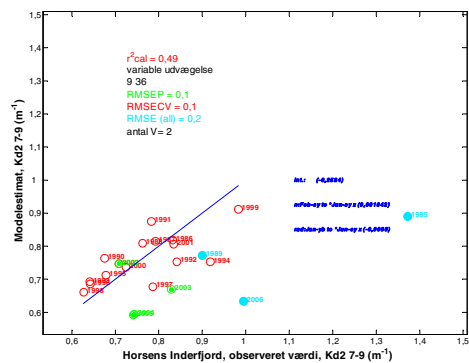
b-koefficienter for variablene: 9 36 61 49 84



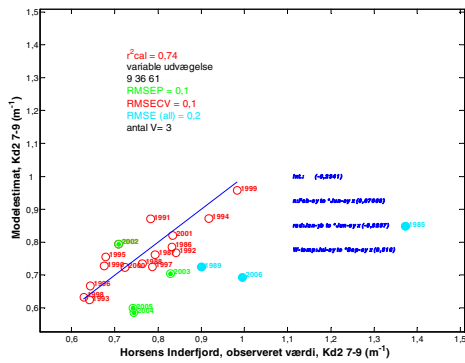
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



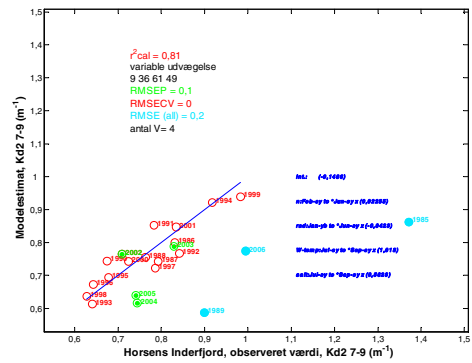
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



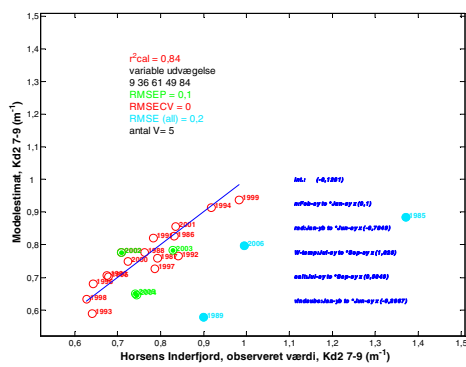
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



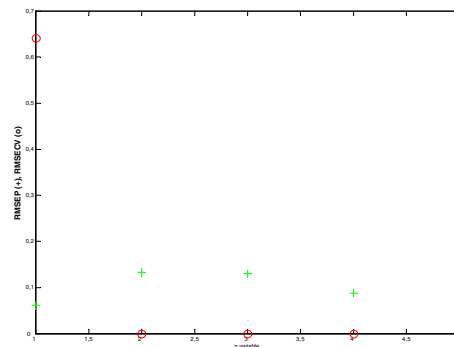
Model med de sidste fire år som valideringsår:
4 variable



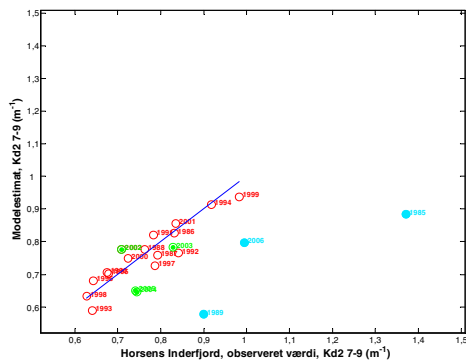
Model med de sidste fire år som valideringsår:
5 variable



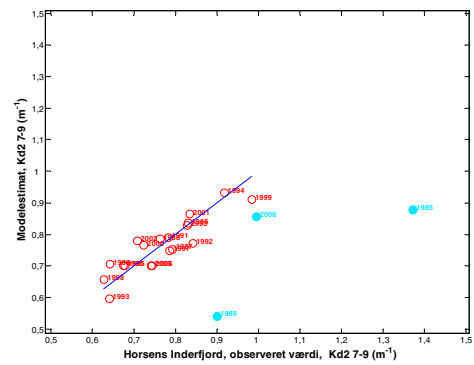
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



Model med de sidste fire år som valideringsår:
5 variable

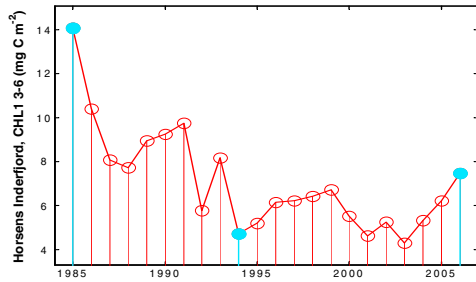


Endelig løsning med 5 variable

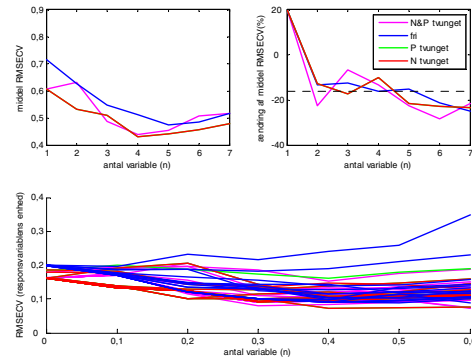


Horsens Inderfjord – CHL1-modellering

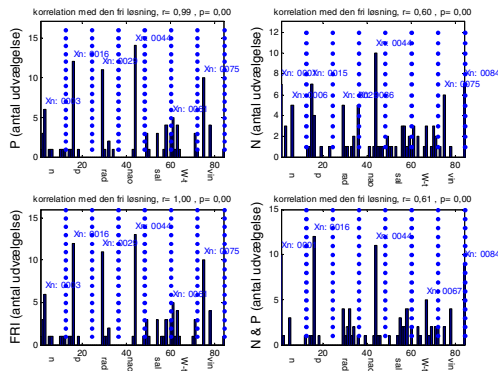
Årsmidler af CHL1 3-6 for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Inderfjord



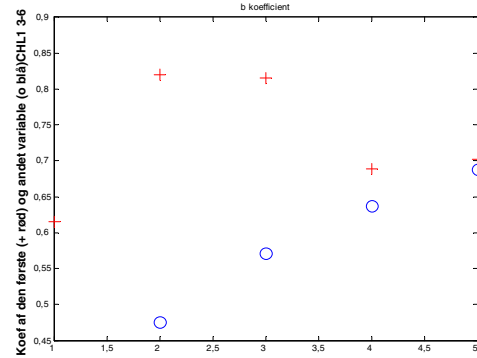
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



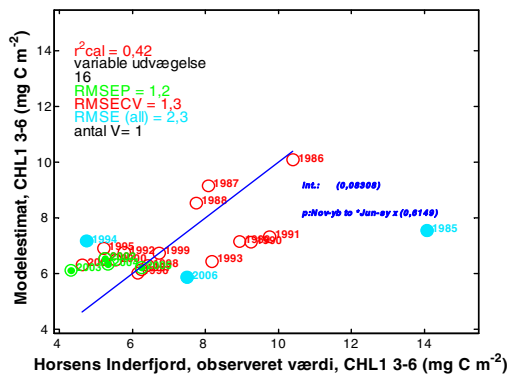
Variabeludvælgelsesfrekvens



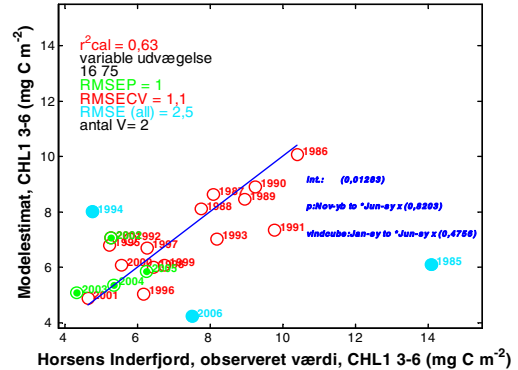
b-koefficienter for variablene: 16 75 44 29 61

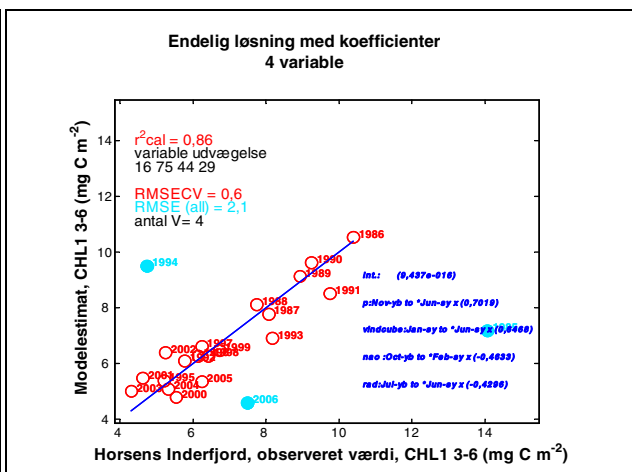
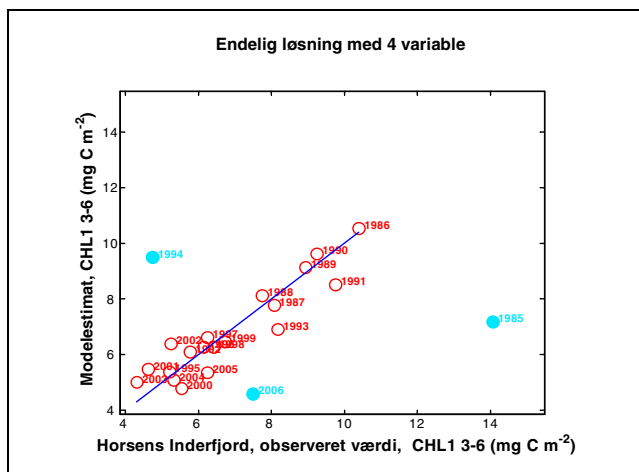
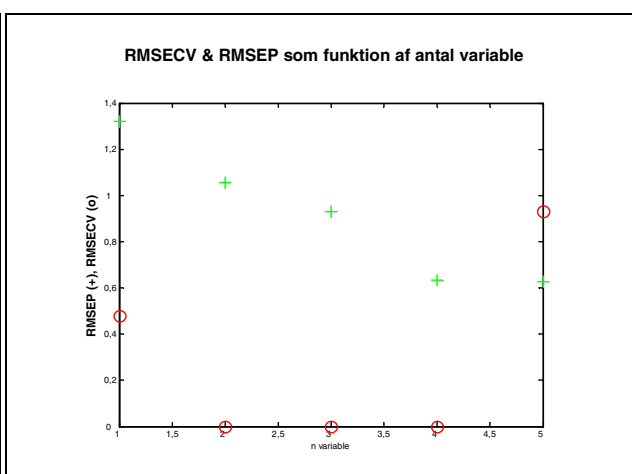
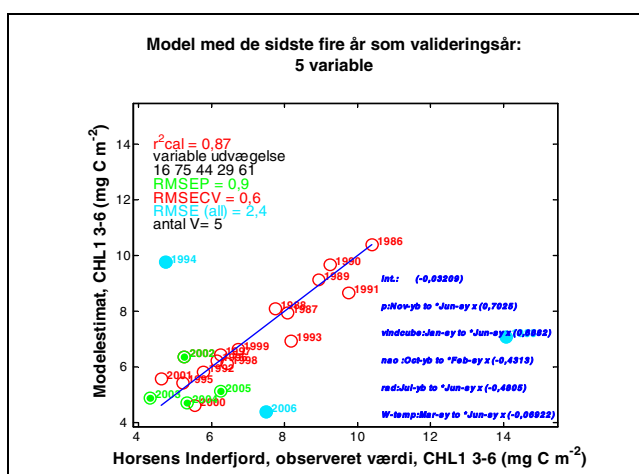
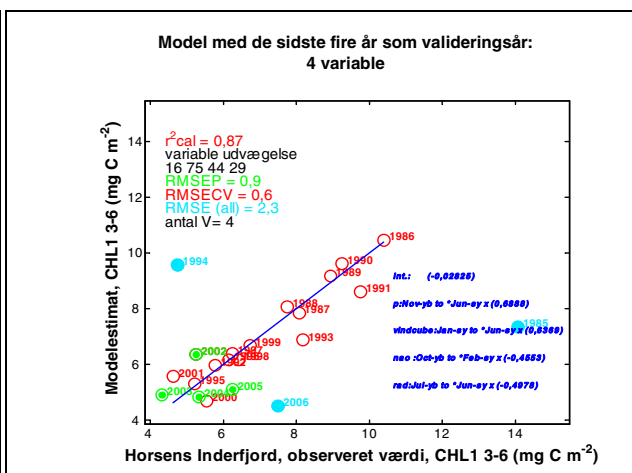
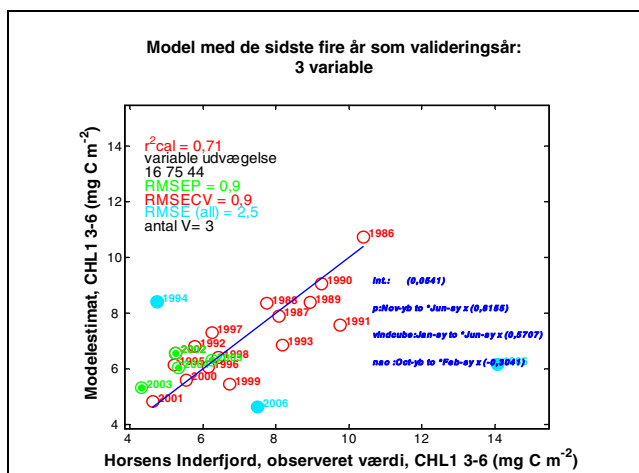


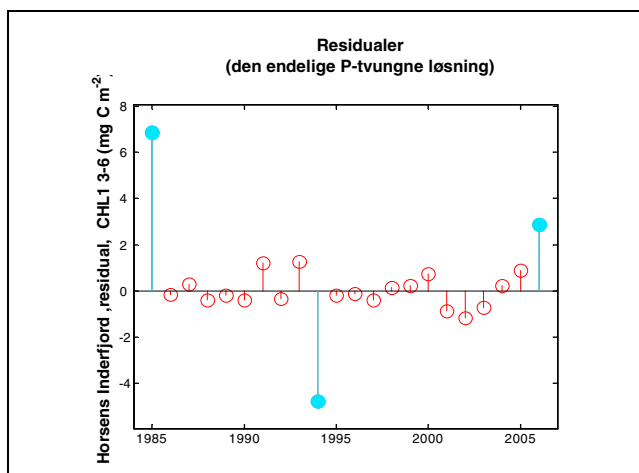
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable

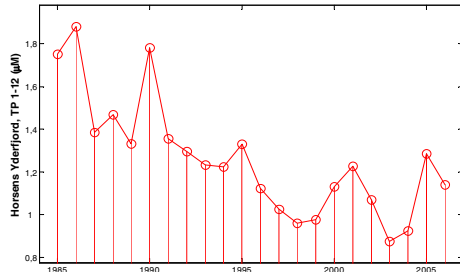




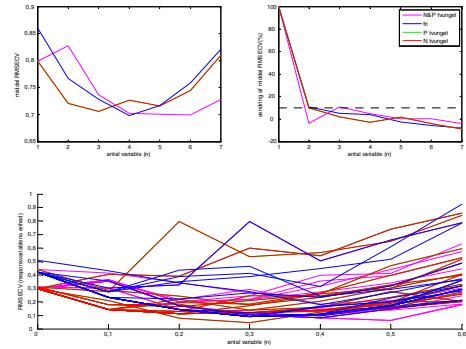


Horsens Yderfjord – TP-modellering

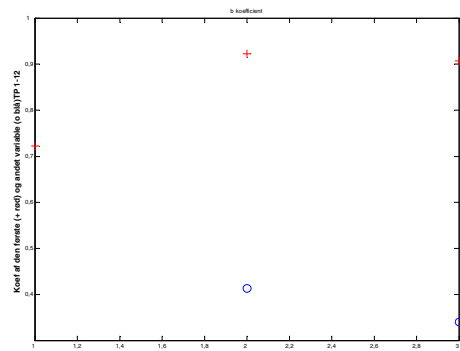
Årsmidler af TP-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



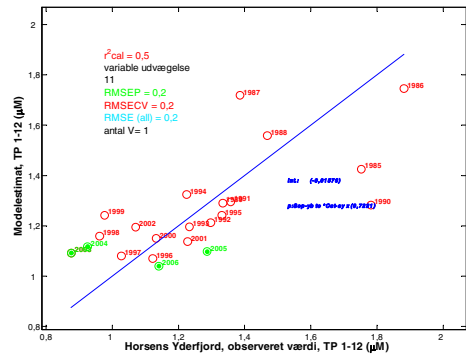
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



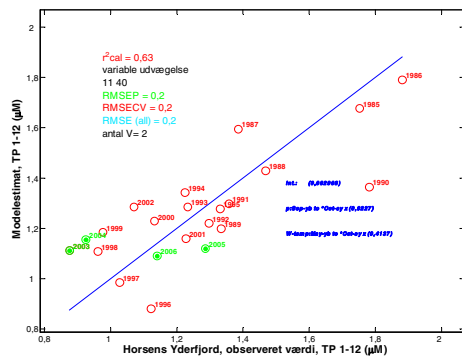
b-koefficienter for variablene: 11 40 22



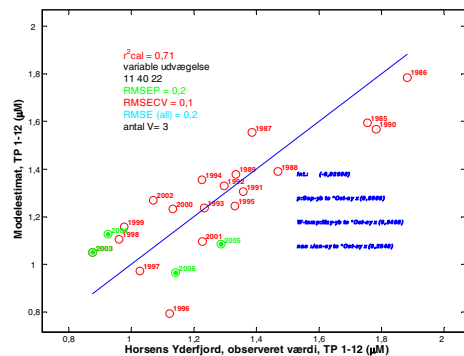
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



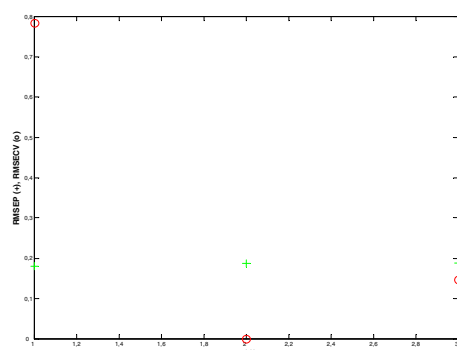
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



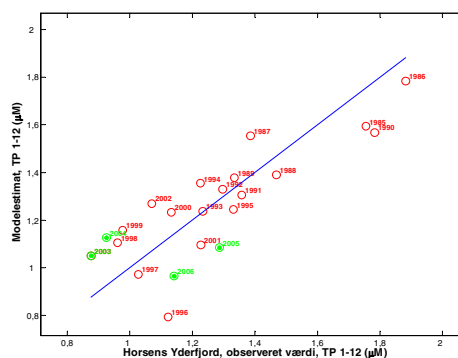
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



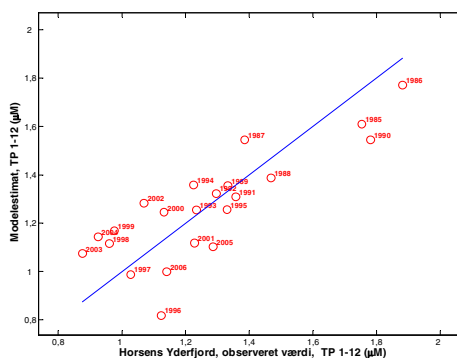
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



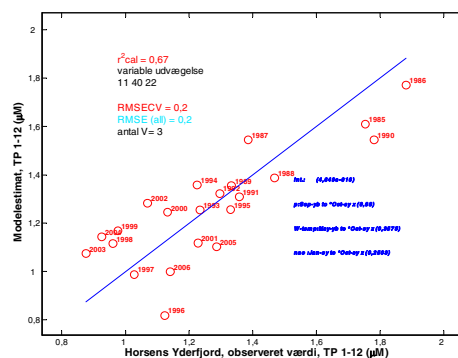
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



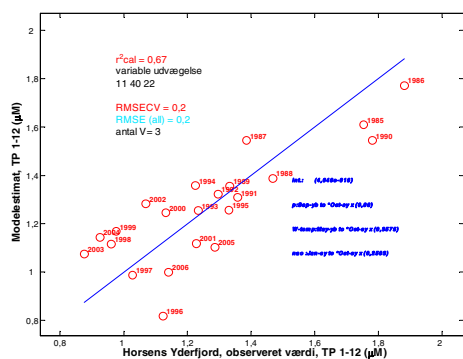
Endelig løsning med 3 variable



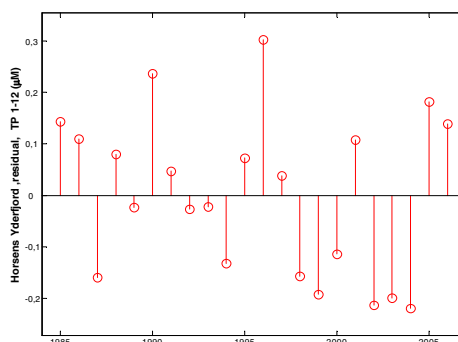
Endelig løsning med koefficienter
3 variable



Endelig løsning med koefficienter
3 variable

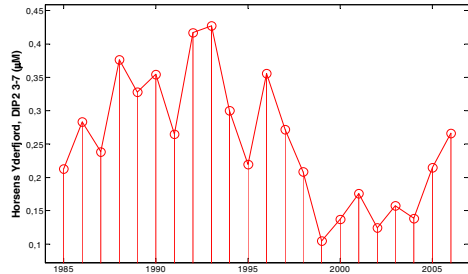


Residualer
(den endelige P-tvungne løsning)

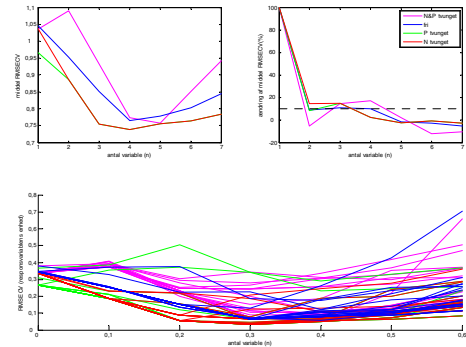


Horsens Yderfjord – DIP2-modellering

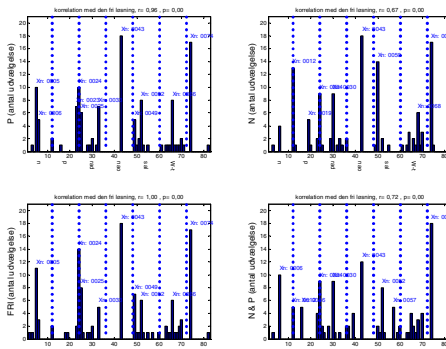
Årsmidler af DIP2-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



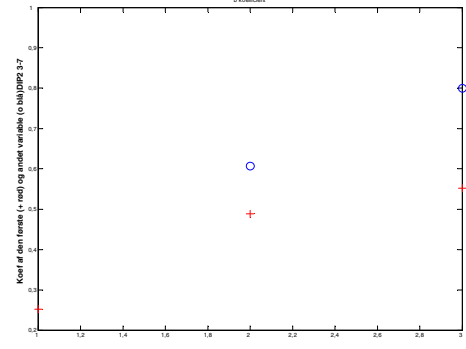
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



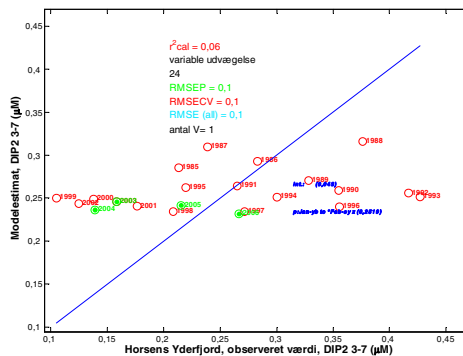
Variabeludvælgelsesfrekvens



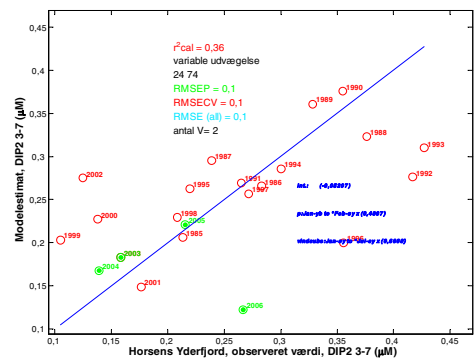
b-koefficienter for variablene: 24 74 43



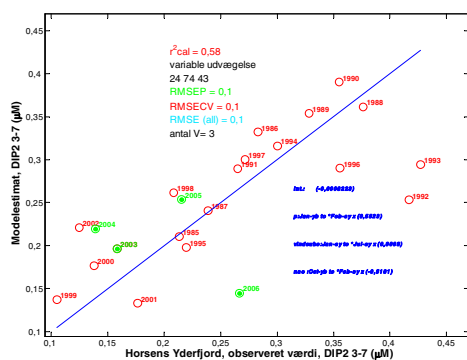
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



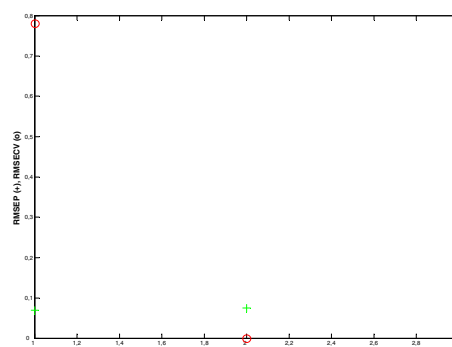
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



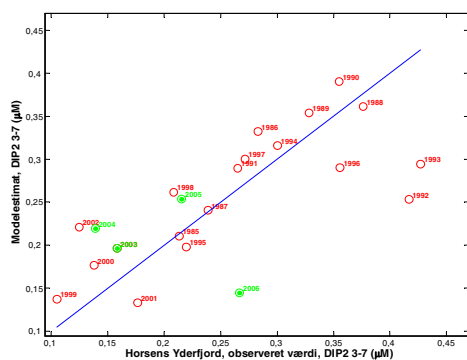
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



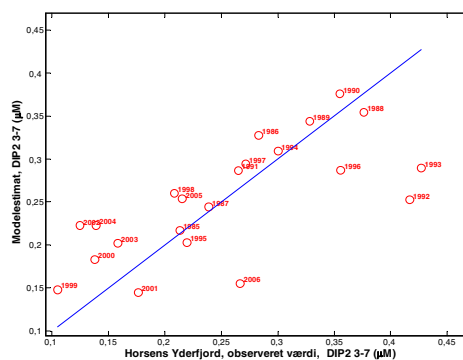
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



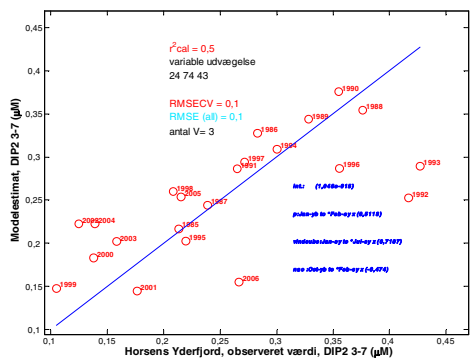
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



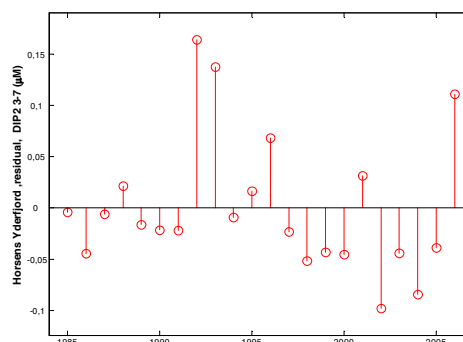
Endelig løsning med 3 variable



Endelig løsning med koefficienter
3 variable

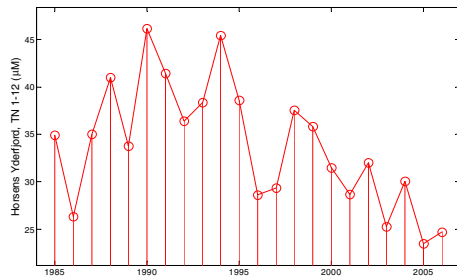


Residualer
(den endelige P-tvunne løsning)

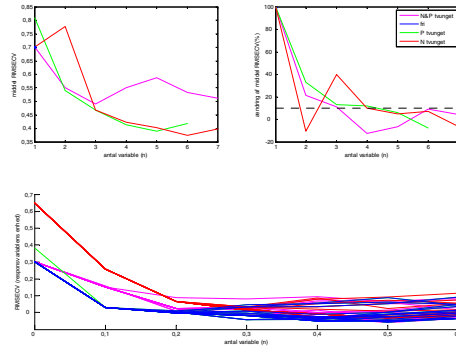


Horsens Yderfjord – TN-modellering

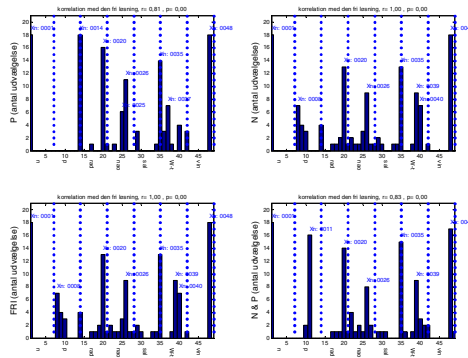
Årsmidler af TN-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



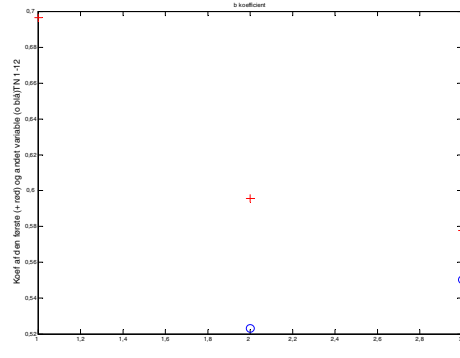
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



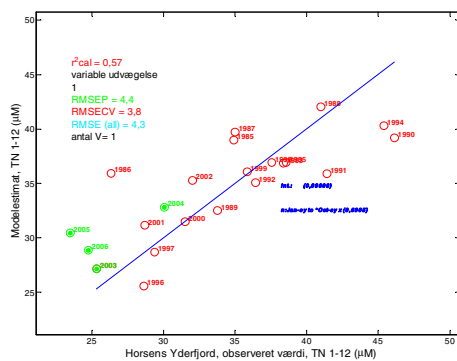
Variabeludvælgelsesfrekvens



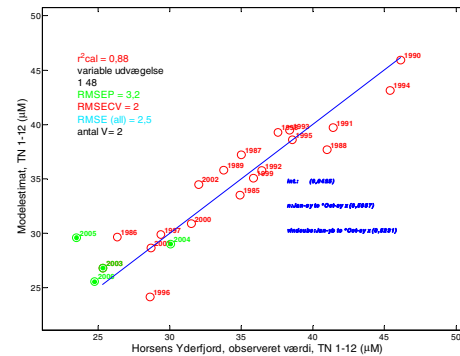
b-koefficienter for variable: 1 48 35



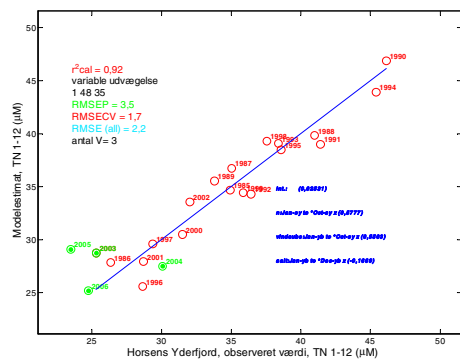
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



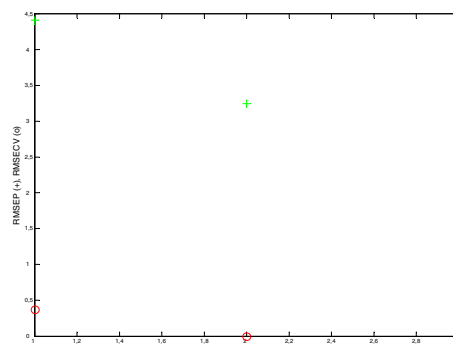
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



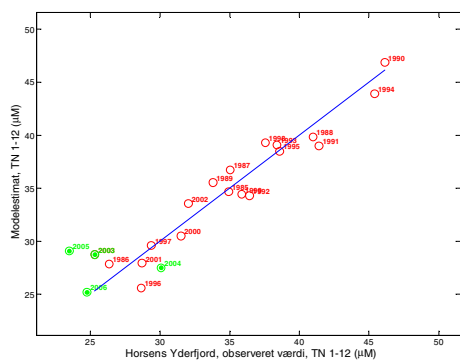
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



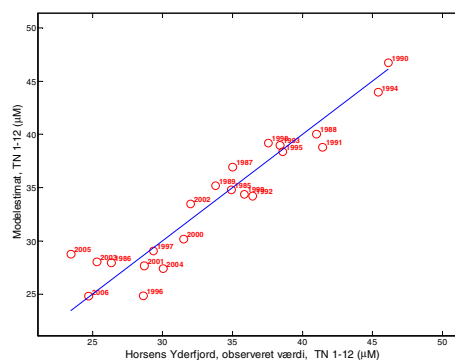
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



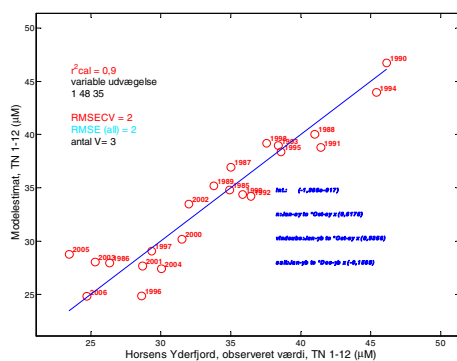
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



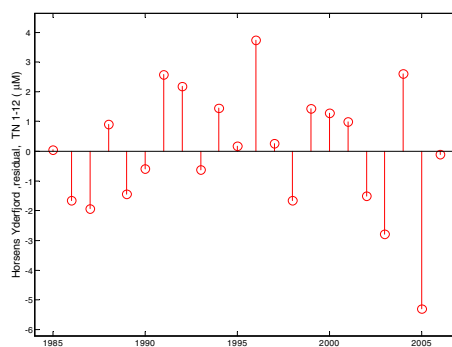
Endelig løsning med 3 variable



Endelig løsning med koefficienter
3 variable

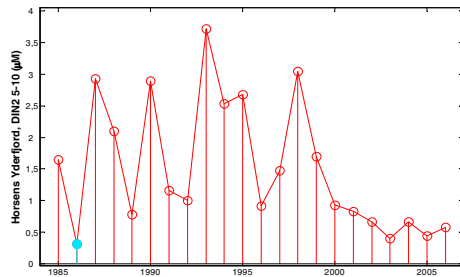


Residualer
(den endelige N-tvungne løsning)

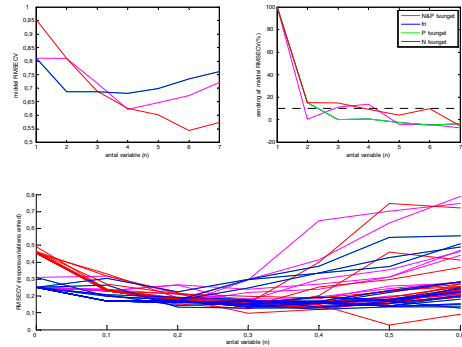


Horsens Yderfjord – DIN2-modellering

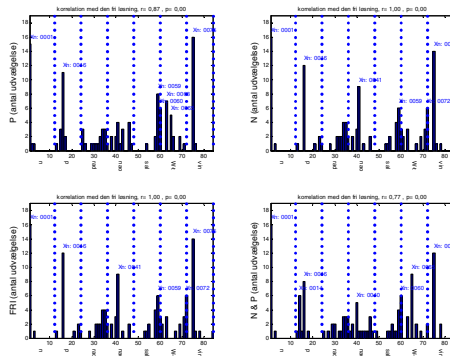
Årsmidler af DIN2-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



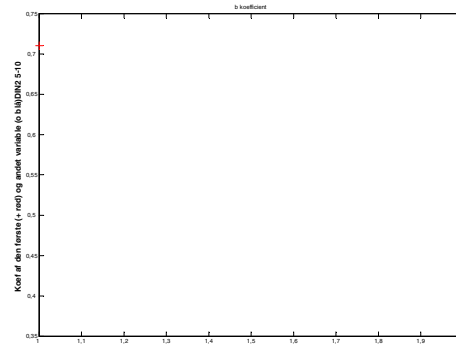
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



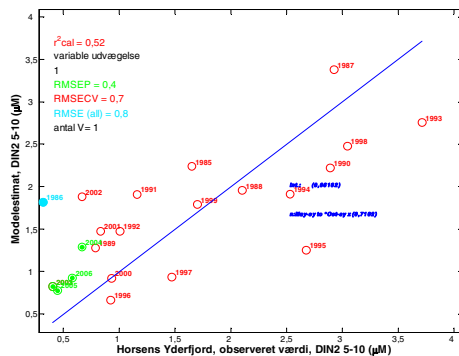
Variabeludvælgelsesfrekvens



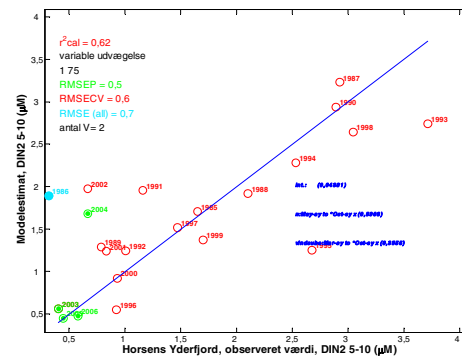
b-koefficienter for variablene: 1 75



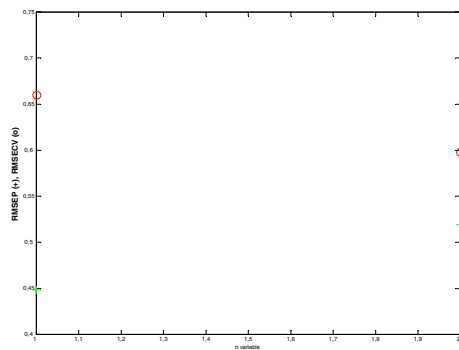
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



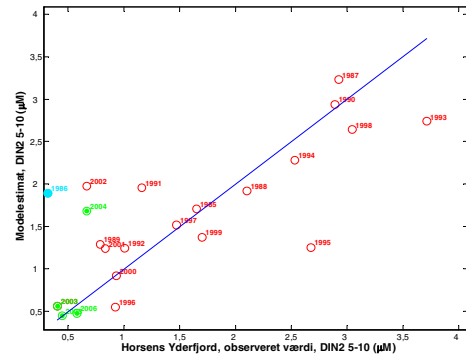
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



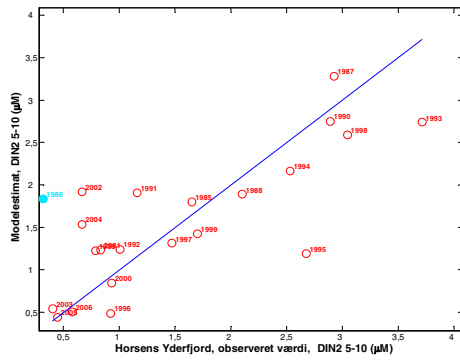
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



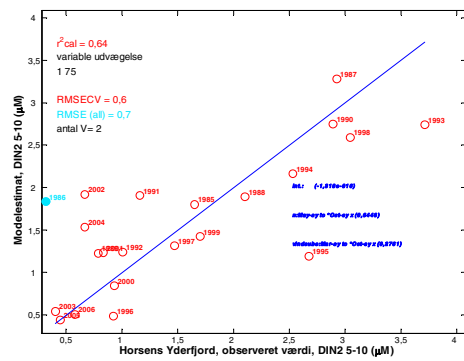
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



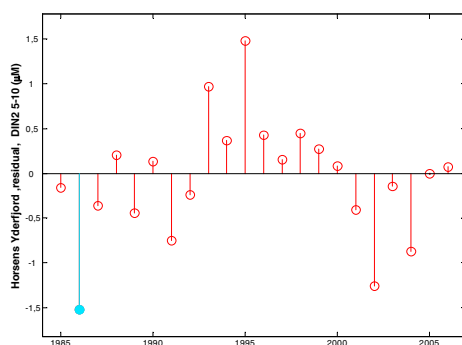
Endelig løsning med 2 variable



Endelig løsning med koefficienter
2 variable

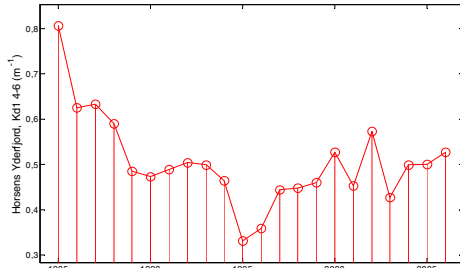


Residualer
(den endelige N-tvungne løsning)

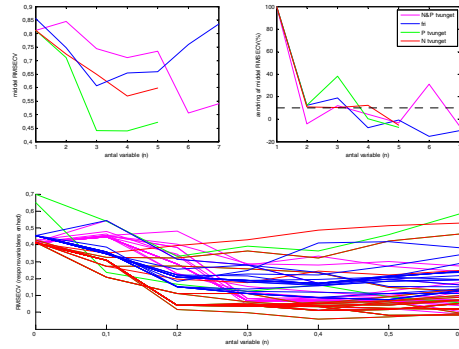


Horsens Yderfjord – Kd1-modellering

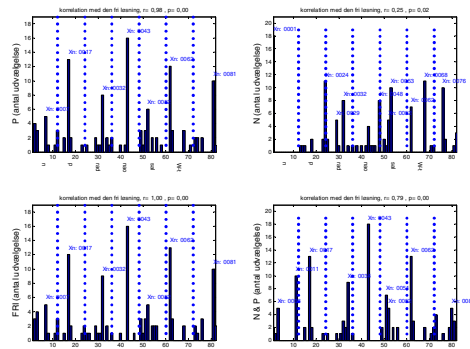
Årsmidler af K_{d1} for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



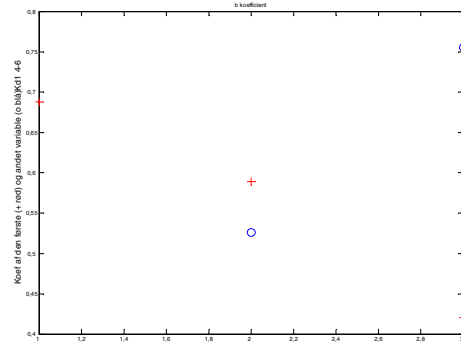
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



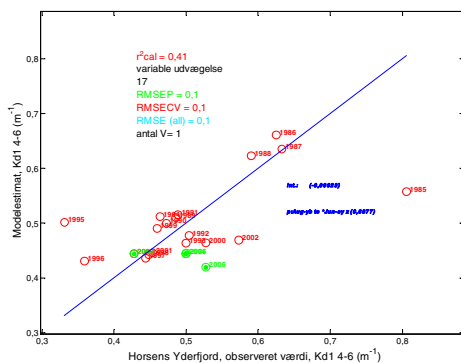
Variabeludvælgelsesfrekvens



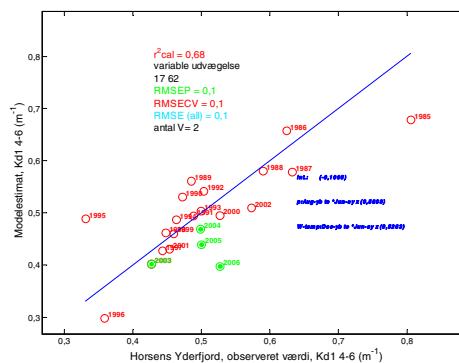
b-koefficienter for variablene: 17 62 43



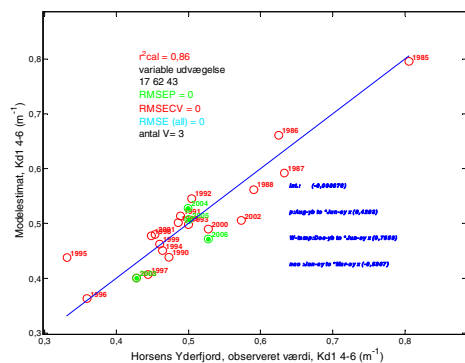
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



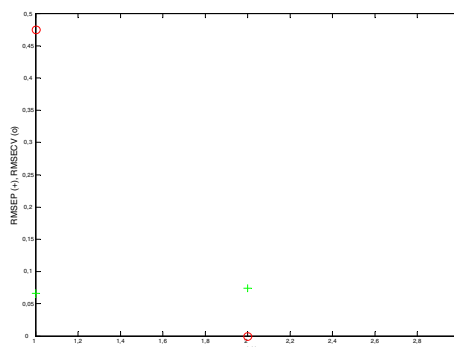
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



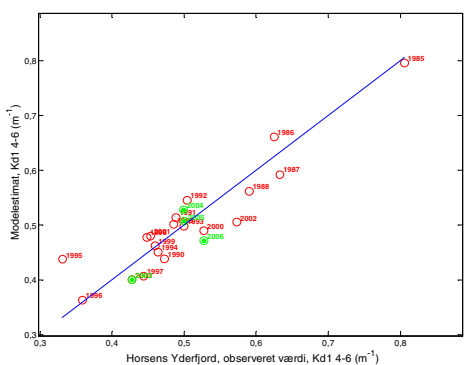
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



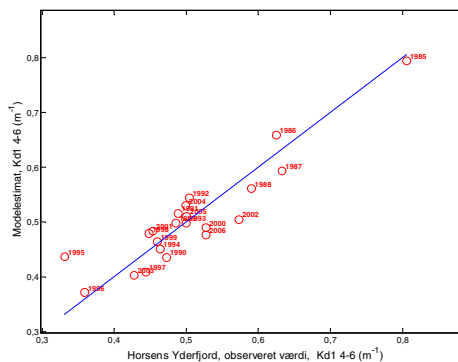
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



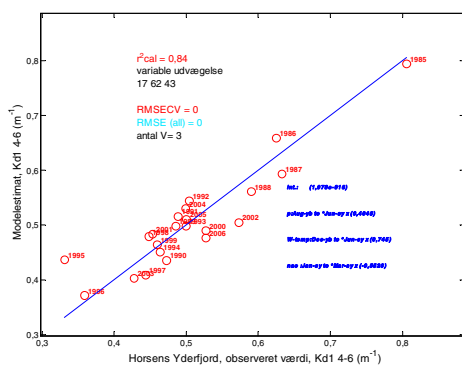
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



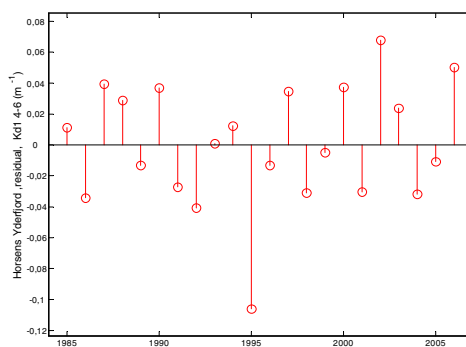
Endelig løsning med 3 variable



Endelig løsning med koefficienter

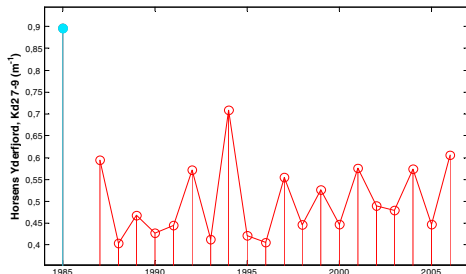


Residualer
(den endelige P-tvungne løsning)

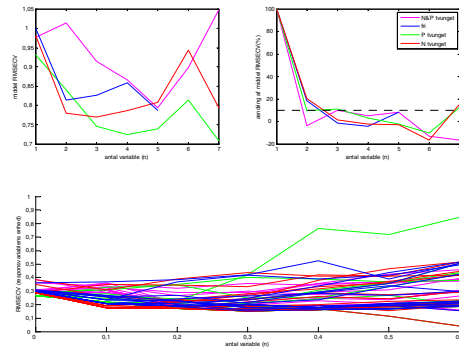


Horsens Yderfjord – Kd2-modellering

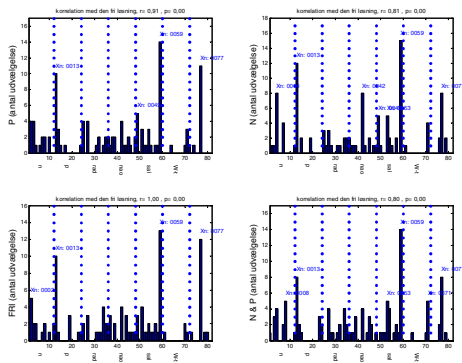
Årsmidler af Kd2 for undersøgelsesperioden 1985-2006 i Horsens Yderfjord



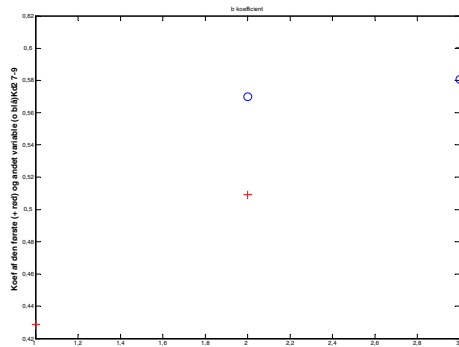
Find det optimale antal variable og den optimale løsning



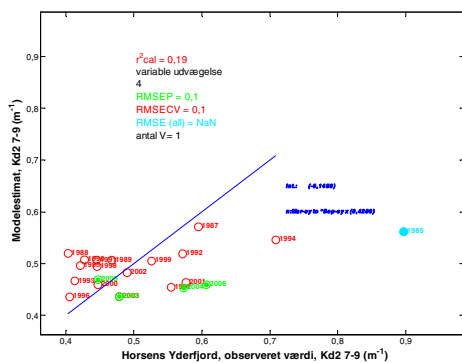
Variabeludvælgelsesfrekvens



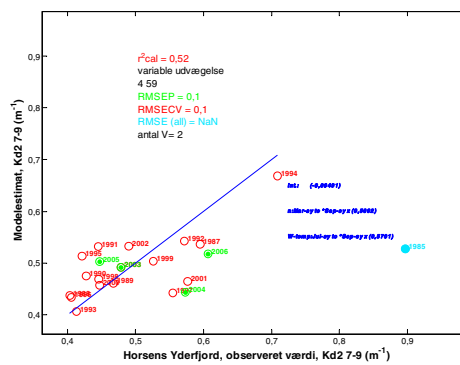
b-koefficienter for variable: 4 59 42



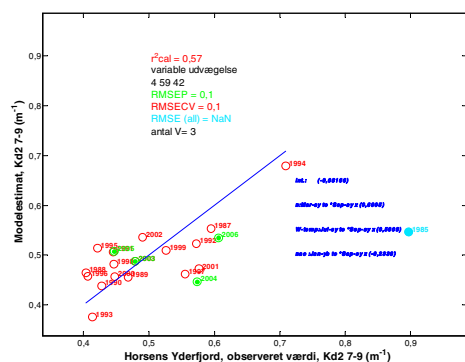
Model med de sidste fire år som valideringsår:
1 variabel



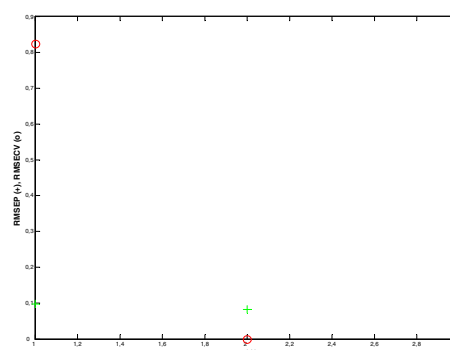
Model med de sidste fire år som valideringsår:
2 variable



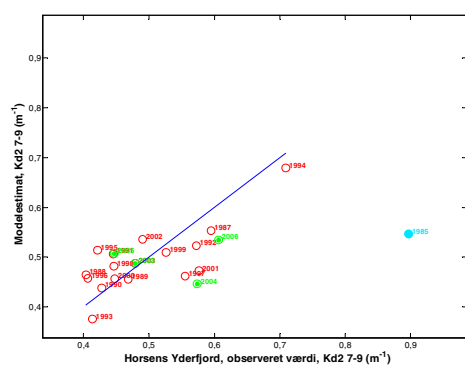
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



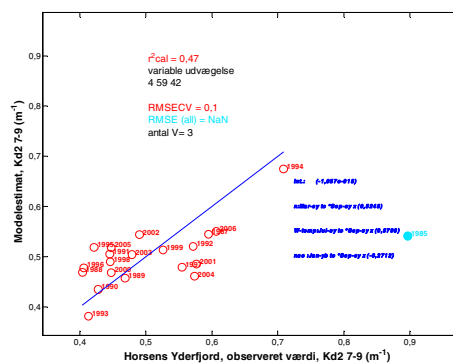
RMSECV & RMSEP som funktion af antal variable



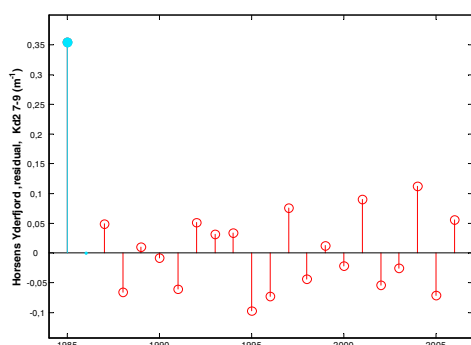
Model med de sidste fire år som valideringsår:
3 variable



Endelig løsning med koefficienter
3 variable



Residualer
(den endelige N-tvungne løsning)



Bilag 2: Rådata-filer til empiriske sammenhænge

Rådata-filer til empiriske sammenhænge kan rekvireres på CD-ROM.

Bilag 3: Regneark til scenarier

Regneark til scenarier for henholdsvis Horsens Inderfjord (bilag 3A) og Horsens Yderfjord (bilag 3B) findes som separate Excel-filer.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Administration Afdeling for Arktisk Miljø Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Systemanalyse
---	--

Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Afdeling for Ferskvandsøkologi Afdeling for Terrestrisk Økologi
--	--

Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
---	--

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2010

- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.
- 762 Landovervågningsoplande 2008. NOVANA.
Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 761 Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 74 s.
- 760 Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.
Af Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 136 s.

2009

- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 757 Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders.
By Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. 48 pp.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.

[Tom side]

ANALYSE AF MILJØTILSTANDEN I HORSSENS FJORD FRA 1985 TIL 2006

Empirisk modellering

Miljøtilstanden i Horsens fjord er analyseret fra 1985 til 2006 og der er opstillet kvantitative modeller for sammenhængen mellem tilførsler af næringsstoffer og en række parametre som beskriver miljøtilstanden i fjorden. Analysen er lavet for at etablere et fagligt grundlag for udarbejdelse af vandplaner for fjorden med henblik på at opfylde EU's vandrammedirektiv. Ud fra en samlet vurdering af alle parametrene for fjordens miljøtilstand skønnes det at tilførslerne til fjorden skal reduceres til 13 tons fosfor og 600 tons kvælstof pr. år for at opnå god økologisk tilstand. En reduktion til dette niveau vil betyde at fytoplanktons vækst er næringsbegrænset i hele vækstperioden, samtidig med at klorofylniveauet reduceres markant. Det forventes at tilførsler på det niveau over en periode på antagelig 20 til 30 år også vil reducere frigivelsen af næringsstoffer fra bunden, give markante forbedringer i lysforholdene og forbedre iltforholdene. Det vil så i sidste ende tillade en rekolonisering af fjorden med ålegræs, hvilket må betragtes som målsætningen for god økologisk tilstand. Den betydelige tidsforsinkelse betyder dog, at det ikke er muligt at have målopfyldelsen i år 2015, som forudsat i vandrammedirektivet. En større reduktion i tilførslerne vil fremskynde processen, og bør overvejes hvis man skal nå god økologisk tilstand i år 2021 eller 2027, som er forudsat i EU's vandrammedirektiv.