Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 685, 2008

Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord fra 1986 til 2006

Empirisk modellering af miljøtilstanden

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 685, 2008

Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord fra 1986 til 2006

Empirisk modellering af miljøtilstanden

Stiig Markager
Marc Bassompierre
Ditte L. Jansen Petersen

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 685
Titel:	Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord fra 1986 til 2006
Undertitel:	Empirisk modellering af miljøtilstanden
Forfattere:	Stiig Markager, Marc Bassompierre & Ditte L. Jansen Petersen
Afdeling:	Afdeling for Marin Økologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	November 2008
Redaktion afsluttet:	Oktober 2008
Faglig kommentering:	Kirsten Broch & Svend Bråten, Miljøcenter Aalborg
Finansiel støtte:	Miljøministeriet ved Miljøcenter Aalborg
Bedes citeret:	Markager, S., Bassompierre, M. & Petersen, D.L.J. 2008: Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord. Empirisk modellering af miljøtilstanden. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 50 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 685. http://www.dmu.dk/Pub/FR685.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Rapporten giver en analyse af miljøtilstanden i Mariager Inderfjord, hvordan den har udviklet sig siden 1986, og sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og fjordens tilstand. Rapporten er lavet for at styrke det faglige grundlag for udarbejdelsen af en vandplan for fjorden med henblik på at opfylde EU's vandrammedirektiv. Rapporten konkluderer, at tilførslerne af kvælstof antagelig skal reduceres fra de nuværende omkring 826 tons pr. år til mellem 200 og 400 tons pr. år, hvis man skal opfylde kravet om god økologisk tilstand. For fosfor er den tilsvarende reduktion fra et niveau på nuværende 13,1 tons pr. år i 2008 til mellem 6 og 8 tons pr. år. Det understreges samtidig, at der er en betydelig usikkerhed på disse forudsigelser, da fjorden i dag er langt fra en god økologisk tilstand. Samtidig må man forvente en betydelig tidsforsinkelse fra tilførslerne faktisk reduceres og til man ser en effekt i fjorden.

Emneord:	Mariager Fjord, empiriske modeller, eutrofiering, vandplaner, EU's vandrammedirektiv, næringsstoftilførsler, miljøtilstand
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne & Anne van Acker
Forsidefoto:	Søsalat i Mariager Fjord. Foto Svend Bråten©, Miljøcenter Aalborg
ISBN:	978-87-7073-062-4
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	50
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR685.pdf

Indhold

Sammenfatning 5

Summary 7

1 Indledning 8

2 Datagrundlag 9

2.1 Forkortelser 9
2.2 Data og kvalitetskontrol 10
2.3 Data for tilførsler af næringsstoffer 11

3 Metodebeskrivelse 12

3.1 Udformning af datasættene X og Y 12
3.2 Forbehandling af data 12
3.3 Multipel lineær regressionsmetode (MLR) 13
3.4 Krydsvalidering og krydsvalidering med fuldstændig udelukkelse af observationen 13
3.5 Variabeludvælgelse 14
3.6 Strategi for udvælgelse af modeller 15
3.7 Anvendelse af modeller i scenarier 19

4 Resultater 21

4.1 Hjælp til læserne 21
4.2 Tilførsel af kvælstof og fosfor 21
4.3 Empiriske modeller 24
4.4 Sammenhæng mellem klorofylkoncentration og lyssvækkelse 40
4.5 Antal dage med næringsstofbegrænsning 40

5 Diskussion 42

5.1 Fjordens udvikling 42
5.2 Fjordens tilstand ved reduktion i næringsstoftilførsler 43
5.3 Samlet vurdering 47
5.4 Sammenligning med tidligere modeller 48
5.5 Målsætninger og forbehold 49

6 Referencer 50

Bilag 1 Empiriske modeller (i separat dokument)

Bilag 1.1 Mariager Fjord DIN2- og DIP2-modellering
Bilag 1.2 Mariager Fjord Kd1- og Kd2-modellering
Bilag 1.3 Mariager Fjord PA1- og PA2-modellering
Bilag 1.4 Mariager Fjord Sd1- og Sd2-modellering
Bilag 1.5 Mariager Fjord TN- og TP-modellering

Bilag 2 Scenarier - Excel regneark (i separat dokument)

Bilag 3 Datafiler (ikke inkluderet i rapporten - kan rekvireres)

Bilag 3.1 "klimaindex.csv"
Bilag 3.2 "mariager_ctd_input.csv"
Bilag 3.3 "mariager_input_all.csv"
Bilag 3.4 "mariager_load.csv"
Bilag 3.5 "mariager_nao.csv"
Bilag 3.6 "mariager_vkemianalyse_input.csv"

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en analyse af miljøtilstanden i Mariager Inderfjord fra 1986 til 2006 og betydningen af tilførsler af kvælstof og fosfor til fjorden. Analysen er lavet på initiativ af Miljøcenter Aalborg, som har finansieret arbejdet sammen med Danmarks Miljøundersøgelser. Rapportens primære formål er at fastlægge et niveau for tilførsler af næringsstoffer, som kan opfylde kravene i EU's vandrammedirektiv om god økologisk tilstand.

Analyserne viser, at der er sket et væsentligt fald i de afstrømningskorrigerede tilførsler af fosfor. Faldet er beregnet til 72% fra 1985 til 2008. De afstrømningskorrigerede tilførsler af kvælstof er i samme periode kun faldet 13%, og de faktiske tilførsler til fjorden er kun faldet marginalt, pga. flere år med megen nedbør i slutningen af perioden.

Koncentrationer af næringsstoffer i fjorden er faldende – specielt for fosfor. Koncentrationen af uorganisk fosfor er over årene reduceret, så den nu har et niveau, som begrænser algevæksten i store dele af vækstsæsonen. Hvor de tidligere års reduktion primært har reduceret et stort overskud af fosfor, vil yderligere reduktioner antagelig direkte påvirke algebiomassen. For uorganisk kvælstof er der stadig så stort et overskud, at en reduktion i kvælstoftilførslerne i første omgang kun vil have en begrænset effekt. Først når det store overskud af kvælstof i fjorden er nedbragt, vil en yderligere reduktion have en direkte effekt på produktion og algebiomasse i fjorden.

Et interessant resultat i analysen er, at en reduktion i fosfortilførslerne muligvis har en vis negativ effekt på fjordens tilstand i sensommeren. Dette skyldes muligvis, at en reduktion i fosfortilførslerne bevirker, at der er mere kvælstof til rådighed i sensommeren.

Lysforholdene i fjorden er blevet markant dårligere fra midt i 90'erne og frem. Analysen kan ikke forklare hvorfor, men der opstilles en række muligheder i diskussionen. Forringelsen i lysforholdene kan ikke forklares ud fra ændringer i de eksterne forhold.

Rapporten anbefaler, at tilførslerne til fjorden reduceres til mellem 6 og 8 tons fosfor pr. år og mellem 200 og 400 tons kvælstof pr. år. Det vil bringe tilførslerne ned på henholdsvis 53% og 36% af de nuværende tilførsler ved normal nedbør. Anbefalingen er baseret på en samlet vurdering af de forhold, som er analyseret i rapporten.

Reduktioner i næringsstoftilførslerne til dette niveau vil betyde, at fytoplanktonets vækst vil være næringsstofbegrænset i hele vækstsæsonen, samtidig med at klorofylniveauet bringes væsentligt ned. Det vil samtidig give klarere vand, til et niveau der vil tillade ålegræs at vokse ud til omkring 3,3 meter, og det vil give en markant reduktion i koncentrationerne af total kvælstof, total fosfor og også primærproduktionen i forårsperioden. Det må antages, at en signifikant reduktion i primærproduktionen over tid også vil reducere udbredelsen af iltsvind. Det vil re-

ducere den interne frigivelse af næringsstoffer, hvilket kan accelerere en positiv udvikling for fjorden.

Det skal bemærkes, at selvom der gennemføres tiltag, der reducerer tilførslerne til ovenstående niveauer, kan det ikke forventes at fjorden vil opfylde kravene til god økologisk tilstand i 2015. Det må forventes, at der vil gå en årrække inden effekterne vil slå igennem i Mariager Fjord. Der er dog ingen tvivl om, at miljøtilstanden over tid vil forbedres, hvis tilførslerne af næringsstoffer reduceres signifikant.

Summary

In this report we analyse the state of the environment in the inner part of Mariager Fjord, on the east coast of Jutland, Denmark. Data for concentrations of nutrients, chlorophyll, water clarity and primary production were analysed with emphasis on consequences of nutrient loadings to the estuary. The study was carried out on the initiative of the Environment Centre Aalborg who financed the report together with the National Environmental Research Institute at the University of Aarhus. The primary aim was to establish the maximum allowable nutrient loadings in order to comply with the Water Framework Directive for good ecological status in 2015.

The analysis shows that there has been a significant reduction in loadings of phosphorous. The reduction is estimate to 72% from 1985 to 2008 when corrected for runoff. The runoff corrected loadings of nitrogen are only reduced by 13% in the same period and the actual loadings are only marginally reduced due to a number of years with high runoff late in the period.

Concentrations of nutrients are decreasing, particularly for phosphorus. Concentrations of inorganic phosphorous are reduced to below 0.2 $\mu M\ l^{-1}$ which is considered to be limiting for phytoplankton growth. Concentrations below this level are measured for a significant part of the growth season in the last five years. Until now reductions in phosphorous loadings have primarily reduced the surplus of inorganic phosphorous. Further reductions will most likely course a significant reduction in chlorophyll concentration. For nitrogen a considerable surplus of inorganic nitrogen is still present in the growing season, so reductions in nitrogen loadings will probably have a limited effect until the concentration of inorganic nitrogen in the growing season is reduced to a level where nitrogen becomes limiting for phytoplankton growth.

A somewhat surprising result of the analysis was a positive coefficient for phosphorous loadings on Secchi depth, i.e. a reduction in loadings will reduce Secchi depth in the second half of the growing season. A similar effect is recorded in other estuaries and might be due to a lower removal of nitrogen earlier in the growing season when phosphorous is reduced.

Water clarity is significantly reduced from mid 90s and onwards. The analysis does not offer an explanation but a number of hypotheses are discussed. The decrease in water clarity is not related to the external factors investigated in this report, e.g. loadings.

The report recommends measures which will reduce phosphorous loadings to about 6 to 8 tons per year or about 53% of the present loading. For nitrogen the recommendation is a reduction in loadings to between 200 and 400 tons per year or about 36% of the present loadings. The recommendation is based on an overall assessment of all the parameters used in the report to assess the environmental status of the estuary.

1 Indledning

Mariager Fjord har igennem flere årtier modtaget så store mænger af næringsstoffer, at det har påvirket fjordens miljøtilstand i negativ retning. Det mest markante udslag er en række iltsvindshændelser i inderfjorden i løbet af 90'erne, med 1997 som det mest dramatiske. I august 1997 var store dele af inderfjorden ramt af iltsvind i hele vandsøjlen, fri svovlbrinte forekom helt til overfladen med lugtgener til følge, og der var udbredt fiskedød. Mariager Fjord er særlig udsat for iltsvind pga. fjordens morfologi. Fjorden er 42 km lang og opdelt i en lavvandet yderfjord, hvor en smal sejlrende med en dybde omkring 7 m er eneste forbindelse ind til inderfjorden. Inderfjorden er dyb, største dybde er ca. 29 meter, og indeholder 85% af fjordens vand, selvom den kun udgør ca. 40 % af fjordens areal (*Andersen et al. 1998*). Den smalle forbindelse mellem Kattegat og inderfjorden betyder, at vandskiftet i inderfjorden er langsomt, så tilførte næringsstoffer forbliver i inderfjorden i lang tid. Den store dybde i inderfjorden betyder, sammen med de stejle skrænter omkring fjorden, at vinden ikke kan omrøre vandsøjlen, som derfor er permanent lagdelt. Under springlaget er vandet næsten permanent iltfrit, og denne iltfrie zone vil i stille perioder bevæge sig mod overfladen. Andre tegn på at fjordens miljøtilstand er negativt påvirket af næringsstoffer er uklart vand, store og meget svingende forekomster af planktonalger og masseforekomster af makroalger på lavt vand.

Negative effekter af næringsstoftilførsler er velkendte for søer, fjorde og kystnære områder verden over, og der er ingen tvivl om, at miljøtilstanden i fjorden kun kan forbedres, ved at man reducerer tilførslerne af næringsstoffer. De centrale spørgsmål er derfor: 1) hvor meget skal tilførslerne reduceres? og 2) hvor lang tid går der fra tilførslerne reduceres, til man ser en mærkbar effekt i fjorden? DMU har tidligere forsøgt at svare på disse spørgsmål i notaterne *Hansen & Markager (2001)* og *Markager & Storm (2003)* samt i *Markager et al. (2002)* på baggrund af empiriske modeller af sammenhænge mellem klima, næringsstoftilførsler og fjordens miljøtilstand.

Denne rapport beskriver resultaterne af en analyse af fjordens tilstand fra 1986 til 2006, som er udført af Danmarks Miljøundersøgelser på opdrag af Miljøcenter Aalborg. Formålet med analysen er at tilvejebringe et fagligt grundlag for en vandplan for Mariager Fjord og dens opland, som forudsat i EU's vandrammedirektiv.

2 Datagrundlag

2.1 Forkortelser

I rapporten er anvendt en række udtryk og forkortelse. Disse er beskrevet i *tabel 2.1*.

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

Udtryk/forkortelse	Forklaring
Chl	Klorofylkoncentration (µg l^{-1}).
DIN2 (5-10)	Koncentration af opløst uorganisk kvælstof (sum af NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+) (µM) for perioden maj til oktober.
DIP2 (3-7)	Koncentration af opløst uorganisk fosfor (PO_4^-) (µM) for perioden marts til juli.
Forklaringsvariabel	x-variabel som anvendes i modelopbygning, hvor responsvariablen (y-variablen) er en lineær funktion af en eller flere x-variable.
Kalibreringssæt	Datapunkter (år) anvendt til at kalibrere modellen.
Kd, K_d	Lyssvækkelseskoefficient (m^{-1}). $K_d = \frac{2,1}{Sd}$, hvor 2,1 er en empirisk konstant.
Kd1 (4-6), K_d1(4-6)	Lyssvækkelseskoefficient for perioden april til juni.
Kd2 (7-9), K_d1(7-9)	Lyssvækkelseskoefficient for perioden juli til september.
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.
PA	Arealprimærproduktion (mg C m^{-2} d^{-1}).
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 ved den lineære funktion f(x).
Residual	Forskellen mellem modelestimatet og den observerede værdi. Positive værdier betyder, at de observerede værdier ligger over modelestimatet.
Responsvariabel	y-variabel: er en lineær funktion af en eller flere forklaringsvariable (x-variablen), $y = b_1.x_1 + b_2.x_2 + b_3.x_3 + b_i.x_i + a$.
RMSECV	Root Mean Square Error of Cross Validation: gennemsnitlig total kvadratafvigelse mellem den sande værdi og estimatet af denne for alle tænkelige prøver opnået ved krydsvalidering. Anvendes til at vurdere kvaliteten af kalibreringen på kalibreringssættet.
RMSEP	Root Mean Square Error of Prediction: gennemsnitlig total kvadratafvigelse mellem den sande værdi og estimatet af denne for alle tænkelige prøver ved anvendelse af et uafhængigt valideringssæt. Anvendes til at vurdere modellens evne til at bestemme nye ukendte prøver.
Sd	Sigtdybde (m).
Sd1 (4-6)	Middelsigtdybde for perioden april til juni.
Sd2 (7-9)	Middelsigtdybde for perioden juli til september.
TN	Koncentration af total kvælstof (µM).
TN (1-12)	Middel TN-koncentration for perioden januar til december.
TP	Koncentration af total fosfor (µM).
TP (1-12)	Middel TP-koncentration for perioden januar til december.
Valideringssæt	Datasæt der holdes ude fra kalibreringssættet i forbindelse med variabeludvælgelse og modelkalibrering. Valideringssættet kan anvendes til bestemmelse af modellens kvalitet (se RMSEP).
$Vind^3$ eller vind	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 næringsstoffer (kvælstof- og fosfortilførsler), klima (rad, NAO, vandtemp, $vind^3$) og vandudveksling.

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

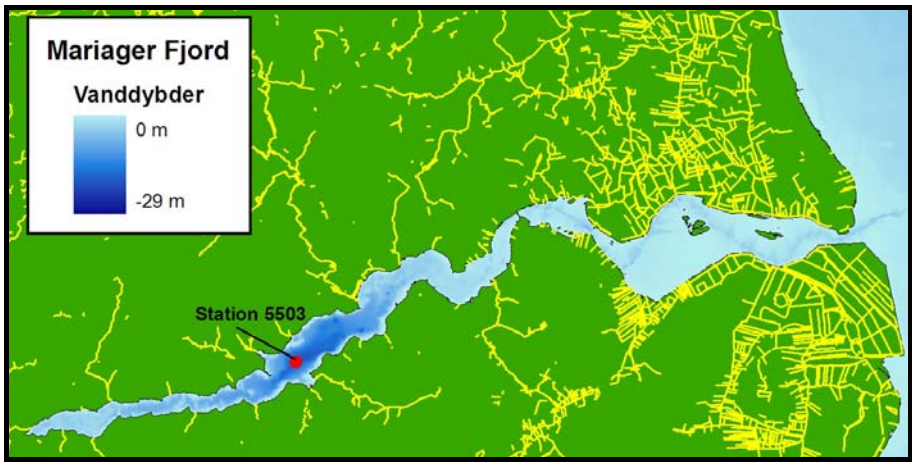
Udtryk/forkortelse	Forklaring
Y	Datasæt bestående af y-variable (responsvariable).
P	Forklaringsvariabel (x-variabel): fosfortilførsel (tons $år^{-1}$).
N	Forklaringsvariabel (x-variabel): kvælstoftilførsel (tons $år^{-1}$).
sal	Forklaringsvariabel (x-variabel): salinitet.
rad	Forklaringsvariabel (x-variabel): indstråling (MJ m^{-2}).
b-koefficient	Responsvariablen (y-variablen) er en multilineær funktion af et antal x-variable: $y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_ix_i + e_y$, hvor b_1, b_2, b_3 ,… b_i er "b-koefficienterne" og e_y er afvigelsen mellem modelestimatet og de observerede værdier, også kaldet residualer, "støj" eller epsilon-led, dvs. den variation i y-variablen, som ikke er forklaret af modellen. b kan bestemmes, når y- og x-værdierne er kendte. b_{hat} er et estimat af b ved mindste kvadraters metode $b_{hat} = (X'.X)^{-1}X'y$.
y-variabel	Responsvariabel/tilstandsvariabel: TP, TN, DIN2, DIP2, Sd1 & 2, K_d1 & 2, PA1 & 2).
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 DMU, Afdeling for Marin Økologi. Data er indsamlet over perioden 1986 til 2006 i henhold til de tekniske anvisninger for de forskellige marine overvågningsprogrammer, se fx *Kaas & Markager (1998)* med opdateringer 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 arealprimærproduktion 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 ± tre gange standardafvigelsen fra middelværdien, blev fjernet fra datasættet. Derefter er der interpoleret lineært mellem observationerne, således at der er én observation pr. 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 daglige værdier indsamlet af Danmarks Meteorologiske Institut i Ålborg Lufthavn. Disse er omregnet til middelværdier pr. måned. Data for temperatur er vandtemperaturer 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 (*http://www.cru.uea.ac.uk/timo/projpages/nao_update.htm*) og månedsmiddelværdier er anvendt. Data for tilførsler af næringsstoffer og ferskvand er indsamlet og beregnet af Miljøcenter Aalborg som månedsværdier.



Figur 2.1 Vanddybder i Mariager Fjord.

2.3 Data for tilførsler af næringsstoffer

I rapporten er alle tilførsler af næringsstofferne fosfor og kvælstof baseret på data stillet til rådighed af Miljøcenter Aalborg. Alle værdier er tilførsler til inderfjorden og inklusive den atmosfæriske deposition direkte på fjorden. Tilførslerne til inderfjorden udgør henholdsvis 65% (kvælstof) og 64% (fosfor) af tilførslen til hele fjorden. I forbindelse med Miljøcenter Aalborgs arbejde med en vandplan for fjorden, er der i 2008 lavet en genberegning af tilførslerne til fjorden i 2005. De nye estimater for 2005 er 85% og 88% af værdierne i 2005 i denne rapport for henholdsvis kvælstof og fosfor. Ønsker man at anvende den nye beregningsmetode, skal alle værdier, inklusive værdier i scenarier, multipliceres med henholdsvis 0,85 (N) og 0,88 (P). Forholdet mellem beregnede faktiske tilførsler og scenarieværdier for tilførsler påvirkes således ikke af, hvordan tilførslerne er beregnet.

3 Metodebeskrivelse

3.1 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, 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 (typisk januar året før Y-variablenes tidsperiode) og den 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.

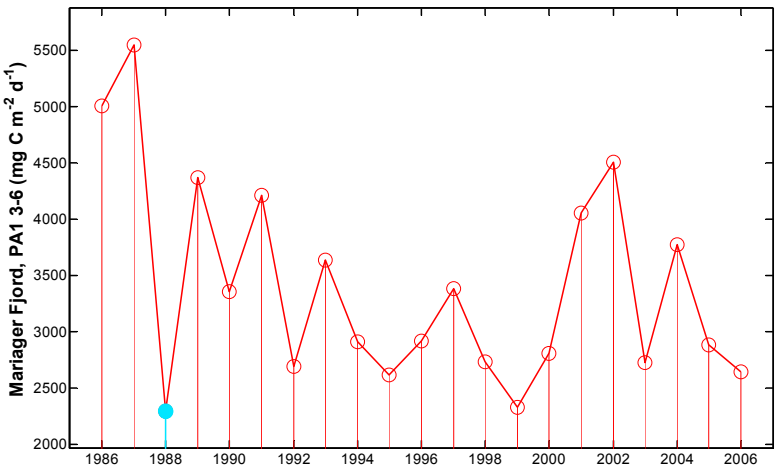
For Y-variable med en tidsperiode på 12 måneder blev afgrænsningen af X-variablene begrænset til punkt 1 til 3.

3.2 Forbehandling af data

Både X- og Y-data blev autoskaleret ved at fratrække middelværdien og dividere med standardafvigelsen:

$$\frac{x - \bar{x}}{\sigma} \qquad \textbf{Lign. 3.1}$$

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. Y-variablene blev vurderet visuelt med henblik på at identificere eventuelle trend (*figur 3.1*).



Figur 3.1 Tidsmæssig udvikling af en responsvariabel, her PA1 i perioden marts til juni. Værdien for 1988 er identificeret som et afvigende datapunkt ud fra regressionsanalysen.

3.3 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:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \ldots + b_px_p \qquad \textbf{Lign. 3.2}$$

eller

$$y = Xb + f \qquad \textbf{Lign. 3.3}$$

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:

$$b_{hat} = (X^TX)^{-1}X^Ty \qquad \textbf{Lign. 3.4}$$

3.4 Krydsvalidering og krydsvalidering med fuldstændig udelukkelse af observationen

I tilfælde af en begrænset mængde observationer kan det være kritisk at få tilstrækkeligt med punkter til kalibrering af en model. For at mindske en eventuel overtilpasning af modellen kan man anvende krydsvalidering, dvs. at én observation ad gangen bliver holdt ude fra kalibreringssættet og de resterende observationer anvendes til modelleringen. Der er således tale om en iterativ proces. *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.

Da alle observationer på et tidspunkt inddrages i kalibreringen, er der stadig risiko for overtilpasning. For at begrænse risikoen for overtilpasning yderligere kan en *fuldstændig udelukkelse* anvendes, og derved genereres et antal modeller svarende til antallet af observationer. Her kan der tales om *modelkrydsvalidering*, og denne metode er anvendt til variabeludvælgelsen i denne rapport. Metoden har yderligere den fordel, at den kan

identificere eventuelle afvigende observationer ("outliers"), dvs. år, som, når de inkluderes i datasættet, giver store ændringer i modellen.

Derudover er de sidste fire år holdt uden for udvælgelsesprocessen og giver dermed et objektivt grundlag for at vurdere, hvor god modellen er til at forudsige fjordens tilstand i de kommende år (alle figurer findes i *bilag 1*).

3.5 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 et al. (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 (se nedenfor) udvalgt de 7 variable, der gav den bedste løsning med hensyn til RMSECV.

For at begrænse en eventuel overtilpasning af modellen, og opnå en frekvensfordeling for udvælgelsen af de enkelte variable, blev ovenstående procedure gentaget med forskellige datasæt (kombinationer af år). Først blev de sidste fire år udelukket fra kalibreringssættet, således at de senere kan anvendes som et uafhængigt valideringssæt (*Figur 3.5*). Derefter blev ét år fjernet ad gangen (dvs. fra datasættet minus de sidste fire år), og 7 variable blev udvalgt iterativt, som beskrevet ovenfor.

På denne måde 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

4. en løsning, hvor den første variabel, der vælges, *skal* være en N-tilførselsvariabel, og den anden *skal* være en P-tilførselsvariabel.

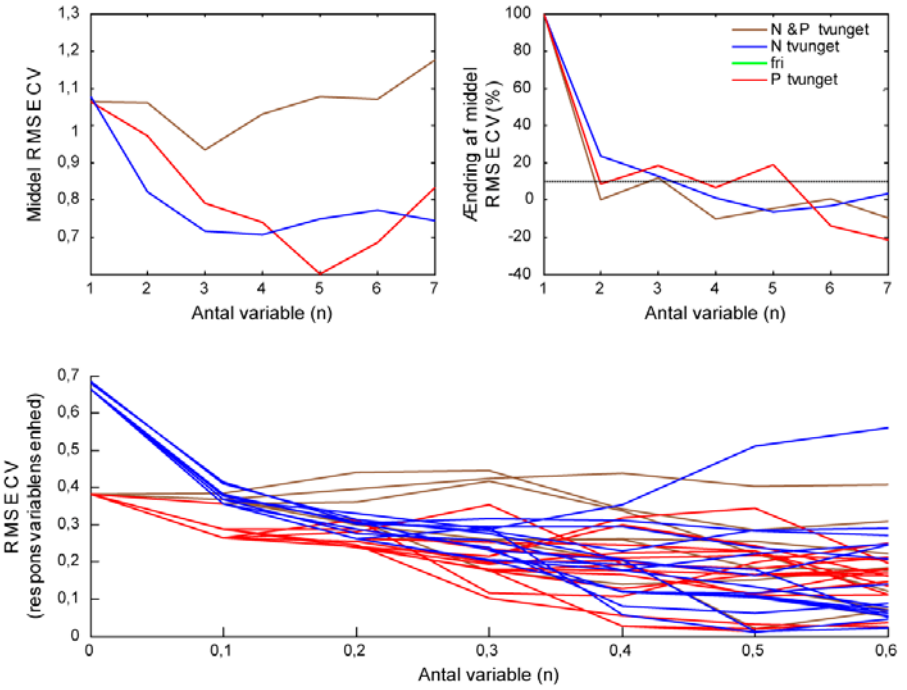
Den første betingelse svarer til en objektiv løsning, som kun er baseret på statistiske kriterier. I de tre øvrige tvinges næringsstoftilførsler ind i modellen med det formål at identificere de bedst mulige modeller under den antagelse, at næringsstoftilførsler er af betydning for fjordens tilstand.

3.6 Strategi for udvælgelse af modeller

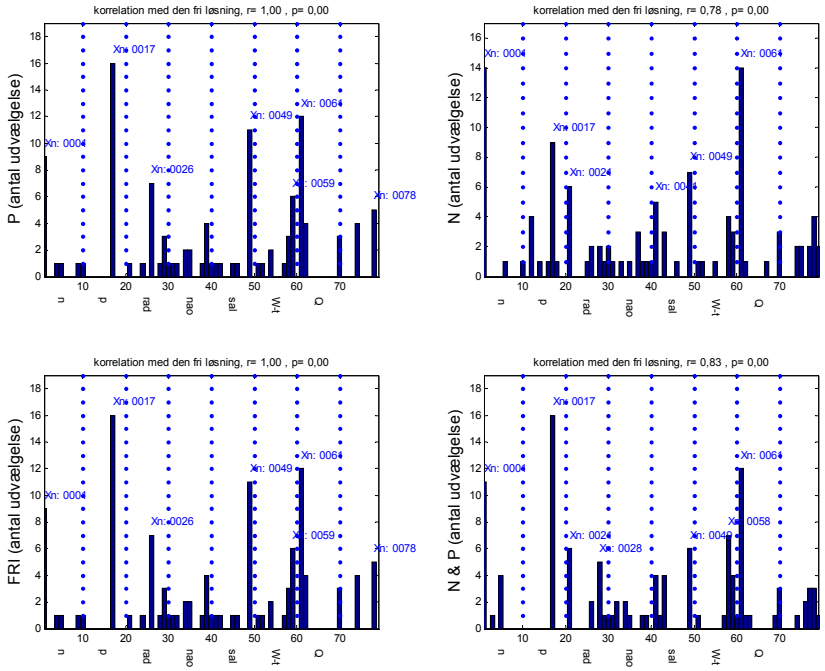
Som en følge af ovennævnte variabeludvælgelsesprocedure fik vi et antal MLR-modeller svarende til:

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

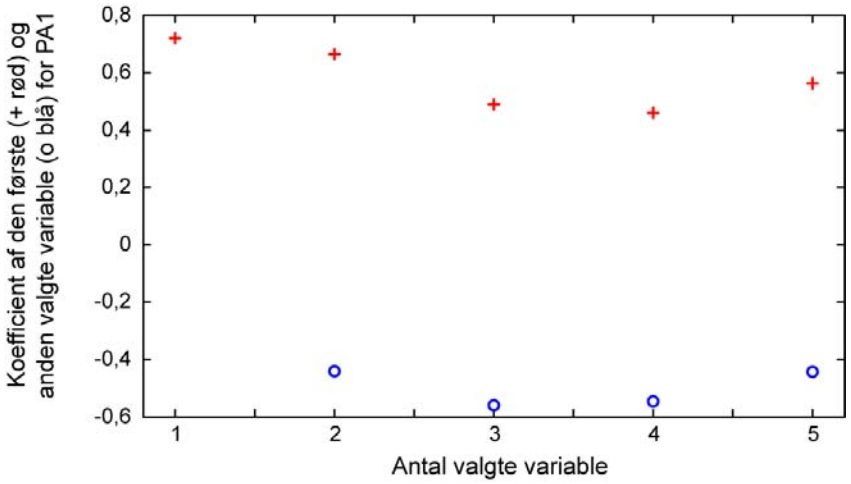
Det første trin i udvælgelsen af en passende model var at finde en model, der var anvendelig som miljøforvaltningsværktøj, dvs. at finde de modeller hvor næringsstoftilførsler indgår som forklaringsvariable, og som lå tættest op ad en fri løsning (*figur 3.3*). Den pågældende løsning blev valgt og antallet 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 fosfor er styrende, tyder det på, at en løsning med tre variable er optimal (første minimum på de røde kurver). y-aksen øverst til venstre er 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 er funktion af antal variable. På nederste figur er hver enkelt modelløsning plottet med RMSECV som Y og antal variable i modellen som X.
Bemærk at den "fri" løsning og den P-tvungne løsning giver et perfekt match. De grønne linjer gemmer sig derfor under de røde.

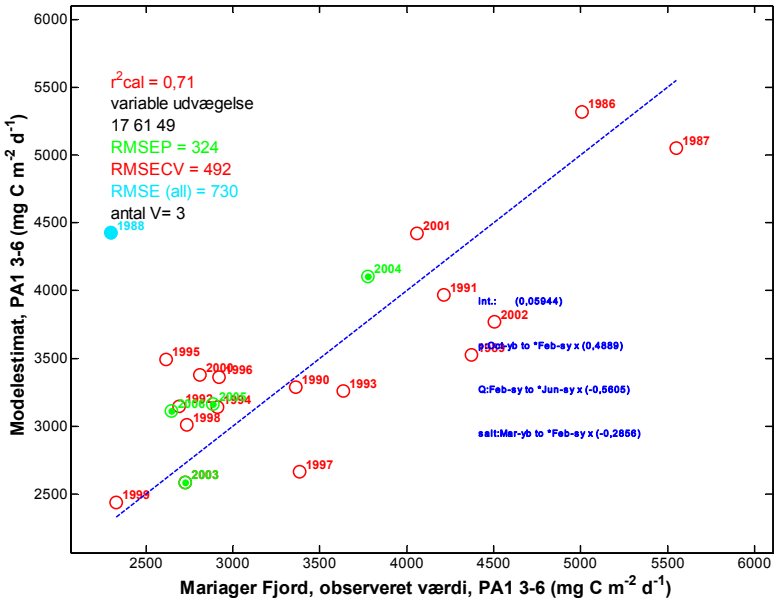


Figur 3.3 Eksempel på frekvensfordeling (y-aksen er det antal gange den pågældende X-forklaringsvariabel - nummeret på x-aksen - bliver valgt) for udvælgelsen af de enkelte variable under de 4 løsningsbetingelser. Figuren viser, at den fosfortvungne (P) løsning (øverst til venstre), matcher den objektive utvungne løsning. Derfor vil modeller, hvor fosfortilførslerne indgår, være det optimale valg.



Figur 3.4 Eksempel på udviklingen af b-koefficienterne fra MLR med stigende antal udvalgte variable. Figuren viser, at koefficienten for fosfortilførslen (rødt +) er stabil i modeller med 1-2 forklaringsvariable, hvorefter den falder væsentligt. x-aksen er antal variable i modellen, og y-aksen er værdien af b-koefficienterne for de to første variable.

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 til fosfortilførsel (rødt +) og vindstyrke (blåt o) relativt konstante op til to variable.



Figur 3.5 Eksempel på en MLR-løsning med tre variable. År med grøn skrift (◉) er ikke taget med i kalibreringen (○) men er brugt til at danne et objektivt grundlag, for hvordan de kommende år vil blive forudsagt. Afvigende år er angivet med turkis (●): 1988.
x- og y-akse er i den undersøgte variabels oprindelige enhed.

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 næringsstoftilførsler.

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 ved tilføjelse af yderligere forklaringsvariable vil MLR forsøge at modellere støj. Hvor tilpasning (r^2-værdi) altid 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.

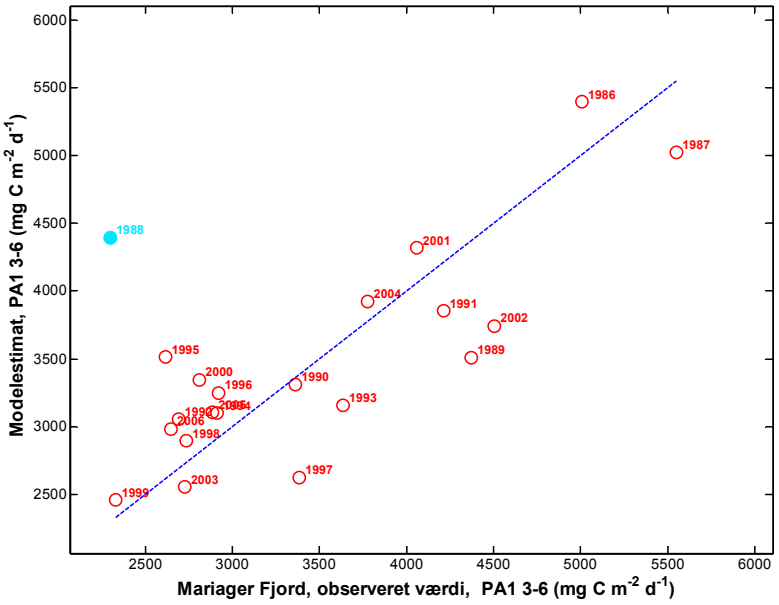
4. Forholdet mellem observerede og modellerede værdier (*figur 3.5*): korrelationskoefficienten (b-koefficienterne, *figur 3.4*), fejlen på kalibreringsdata (RMSECV) og fejlen på valideringssæt RMSEP, fejlen på alle data samt fordeling af de år, som er med i kalibreringen (rød), og dem som er holdt uden for (grøn og blå). Regressionskoefficient 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*).

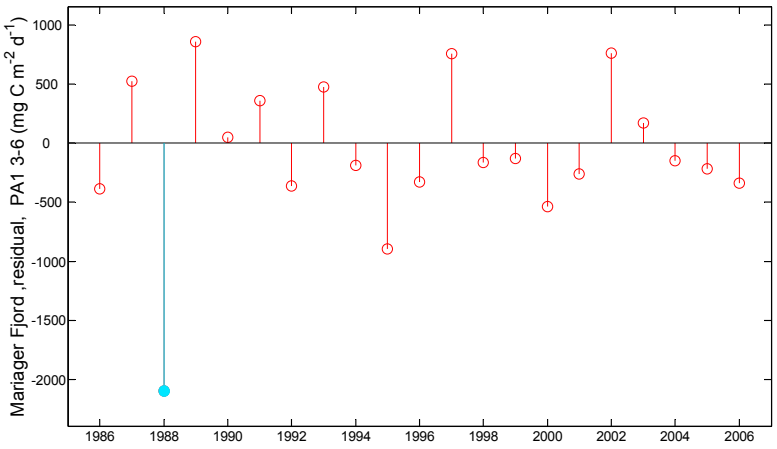
6. b-koefficienternes størrelse og fortegn, dvs. om disse er i overensstemmelse med den eksisterende viden på området (*figur 3.4*, *figur 3.5* og *figur 3.6*).

7. Er der en tendens i residualerne (*figur 3.7*)? 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 på alle tilgængelige år undtagen de afvigende år (*figur 3.6*), hvor resultaterne på MLR-linjen opnået ved krydsvalidering eventuelt vil kunne anvendes til forvaltningsscenarier.



Figur 3.6 Den ultimative MLR-model: Eksempel på modelestimat med den optimale MLR-løsning, her med tre udvalgte variable. x- og y-akse er i den undersøgte variabels oprindelige enhed. b-koefficienterne vil kunne anvendes i eventuelle forvaltningsscenarier.



Figur 3.7 Residualer fra den ultimative MLR-model: Eksempel på residualplot opnået ved den ultimative og optimale MLR-løsning. y-aksen er i den undersøgte variabels oprindelige enhed. x-aksen er årstal.

3.7 Anvendelse af modeller i scenarier

Alle modeller er beregnet på data, som er normaliseret til en middelværdi på nul og en standardafvigelse på 1. Denne normalisering sikrer, at alle forklaringsvariable har samme vægt i regressionen og betyder desuden, at den relative betydning af en forklaringsvariabel direkte kan aflæses ud fra den normaliserede koefficient. Når modellerne skal anvendes til scenarieberegninger, er det nødvendigt at omregne de normaliserede koefficienter til absolutte enheder, idet vi i scenarierne gerne vil kvantificere betydningen af en ændring i den årlige tilførsel af kvælstof og fosfor.

Alle scenarier er beregnet for en situation med 'normalt klima', dvs. at vi antager, at alle klimavariable i en scenariesituation er lig deres middelværdi i modellen. Da modellerne typisk indeholder data for omkring 18 år, er afvigelserne til en langtidsmiddelværdi antagelig små, men det skal bemærkes, at de anvendte middelværdier med denne metode ikke kan sættes lig de 30 års normalværdier, som anvendes i meteorologi. Man kan lave scenarier, som også tager hensyn til variationen i klima og fx kvantificere variation og spredning for et scenario som følge af år til år variationer i klimaet, men det ligger uden for rammerne af dette studie.

De normaliserede modeller har formlen:

$$y' = a' + b_1 x'_1 + b'_2 x'_2 + b'_3 x'_3 \ldots \qquad \textbf{Lign. 3.5}$$

hvor y′ er den normaliserede værdi for forklaringsvariablen y, a′ er et intercept og b og x er koefficienter og normaliserede værdier for de forklaringsvariable, som indgår i modellen. Det kan vises, at a′ altid er lig 0, og alle led af *xb* som hidrøre fra klimavariable vil også være lig 0, når klimaet antages at være lig sin middelværdi.

$$x' = \frac{x - \bar{x}}{Sdev_x} \text{ og } y' = \frac{y - \bar{y}}{Sdev_y} \qquad \textbf{Lign. 3.6}$$

Ligning 3.5 kan dermed reduceres til:

$$y' = b'_1 x'_1 \qquad \textbf{Lign. 3.7}$$

hvor b'_1 er den normaliserede koefficient for tilførsel af kvælstof eller fosfor og x'_1 den normaliserede tilførsel beregnet som en middelværdi for de måneder, som fremgår af modellen. Ved indsætning fra *ligning 3.6* får man, at:

$$b = b'_1 \frac{Sdev_y}{Sdev_x} \text{ og } a = \bar{y} - b\bar{x} \qquad \textbf{Lign. 3.8}$$

hvor b er koefficienten for effekten af en ændring i tilførslen i absolutte enheder og a er et intercept. Værdien af b i *ligning 3.8* vil være beregnet ud fra middelværdien af de månedlige tilførsler for den periode, modellen beregner tilførslerne over. I scenarier vil vi gerne anvende den årlige tilførsel, og b skal derfor skaleres til de årlige tilførsler:

$$\hat{b} = b'_1 \frac{Sdev_y}{Sdev_x} \frac{\bar{x}}{\bar{L}}$$ **Lign. 3.9**

$\bar{L}$ er middelværdien af de årlige tilførsler i perioden. Koefficienten ^b får dermed enheden (enhed for responsvariabel/tons årlig tilførsel) og kan direkte anvendes i scenarier. Til rapporten hører et regneark (*bilag 2*), hvor disse beregninger er indeholdt, og hvor scenarier for forskellige tilførsler kan beregnes.

4 Resultater

4.1 Hjælp til læserne

I forrige kapitel blev der redegjort for den sekvens af trin, der er fulgt for at komme frem til de optimale modeller og dermed rapportens scenarier og konklusioner. I dette kapitel præsenteres tre centrale figurer for hver af de responsvariabler, som er modelleret. Disse figurer er: udvikling af den pågældende responsvariabel i den undersøgte periode (svarer til *figur 3.1*), den valgte model (svarer til *figur 3.6*) og residualer over år (svarer til *figur 3.7*). Alle figurer for de valgte modeller og øvrige alternative modeller findes i *bilag 1*. Ud over analysen af den tidslige udvikling med de valgte modeller (*afsnit 4.3*) præsenteres resultater for udvikling i tilførsler af næringsstoffer (*afsnit 4.2*), sammenhæng mellem klorofylkoncentration og lyssvækkelse (*afsnit 4.4*) og længden af perioder med potentiel næringsstofbegrænset vækst af fytoplankton (*afsnit 4.5*).

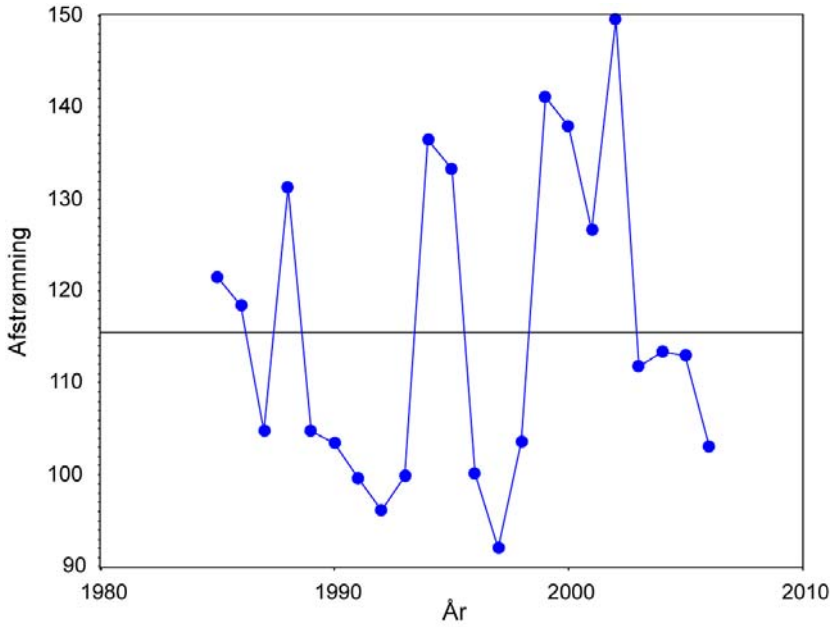
I tillæg til analyserne af fjordens udvikling og de tilhørende empiriske modeller er der lavet en række scenarieberegninger for fjordens tilstand ved ændringer i tilførslerne af næringsstoffer. Disse beregninger er vedlagt rapporten som et Excel regneark (*bilag 2*).

4.2 Tilførsel af kvælstof og fosfor

Som grundlag for en samlet analyse af fjordens tilstand og udvikling har vi analyseret udviklingen i tilførsler af næringsstoffer til fjorden. Analysen er, som nævnt, baseret på data for de samlede tilførsler til inderfjorden og er inklusiv den atmosfæriske deposition direkte på Mariager Fjord.

Afstrømning

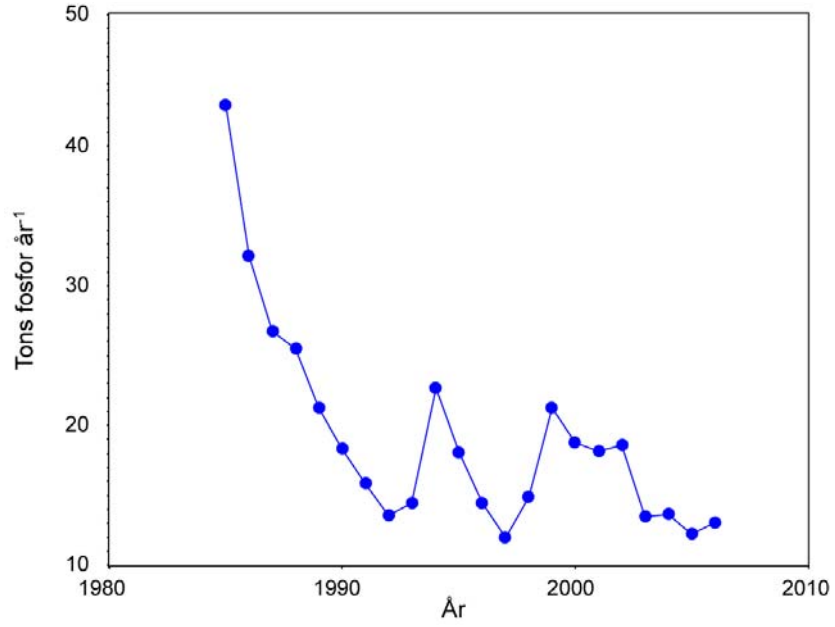
Tilførslen af næringsstoffer til fjorden styres i høj grad af afstrømningen, som bringer næringsstoffer ud i fjorden fra land. Det gælder kvælstof i hele perioden og fosfor efter omkring 1992, hvor punktkilderne for fosfor til fjorden blev reduceret betydeligt. *Figur 4.1* viser den årlige afstrømning til fjorden. Middelværdien er på 115,5 10^6 m^3, men varierer mellem 92 10^6 m^3 i 1997 og 150 10^6 m^3 i 2002. Årene 1999 til 2002 har alle en afstrømning over middel, hvilket betyder, at en del af effekten af tiltag for at reducere udvaskningen af kvælstof fra jorden siden midt i 90'erne er kompenseret af mere nedbør, som betyder en større udvaskning af kvælstof fra jorden. Fjorden har således kun i mindre grad oplevet en nedgang i tilførslen af kvælstof.



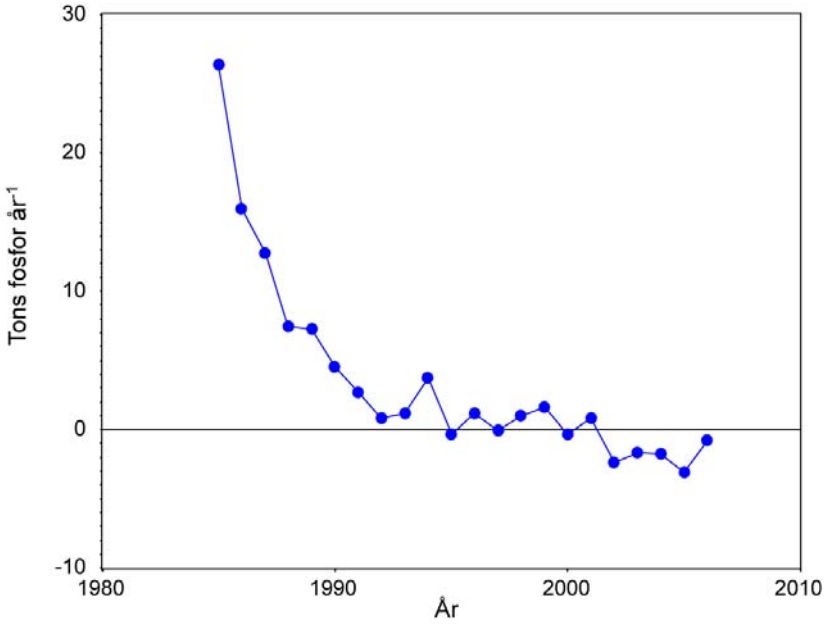
Figur 4.1 Årlig afstrømning (Q) fra 1985 til 2006 til Mariager Inderfjord.

Fosfortilførsel

Fosfortilførslerne er faldet fra 43 tons i 1985 til et niveau omkring 13 tons i de senere år (*figur 4.2*). For at fjerne effekten af de årlige svingninger i afstrømning, har vi beregnet sammenhængen mellem afstrømning og fosfortilførslerne fra 1992 og frem vha. lineær regression (P-tilførsel (tons $år^{-1}$) = -2,07 + 0,154xQ (10^6 m^3 $år^{-1}$), r^2 = 0,73). Denne tilførsel repræsenterer den afstrømningskorrigerede tilførsel fra 1992 og frem. Derefter er denne relation anvendt på alle årene, og afvigelsen (residualerne) mellem denne og de observerede tilførsler er beregnet (*figur 4.3*). Figuren viser, at fosfortilførslerne er reduceret med 26,3 tons fra 1985 og frem til perioden 1992 til 2006. Den viser endvidere, at fosfortilførslerne fortsat er faldende. En lineær regression mellem år og residualer fra 1992 og frem viser, at faldet i gennemsnit er på 0,285 tons $år^{-1}$ (r^2 = 0,52, p <0,0022). Ved at indsætte normalnedbøren på 115,5 x 10^6 m^3 og fremskrive det årlige fald i tilførslerne kan værdien for 2008 (ved gennemsnitlig nedbør) beregnes til 13,1 tons. Naturbidraget er vurderet til 5,3 tons fosfor $år^{-1}$ (Miljøcenter Aalborg).



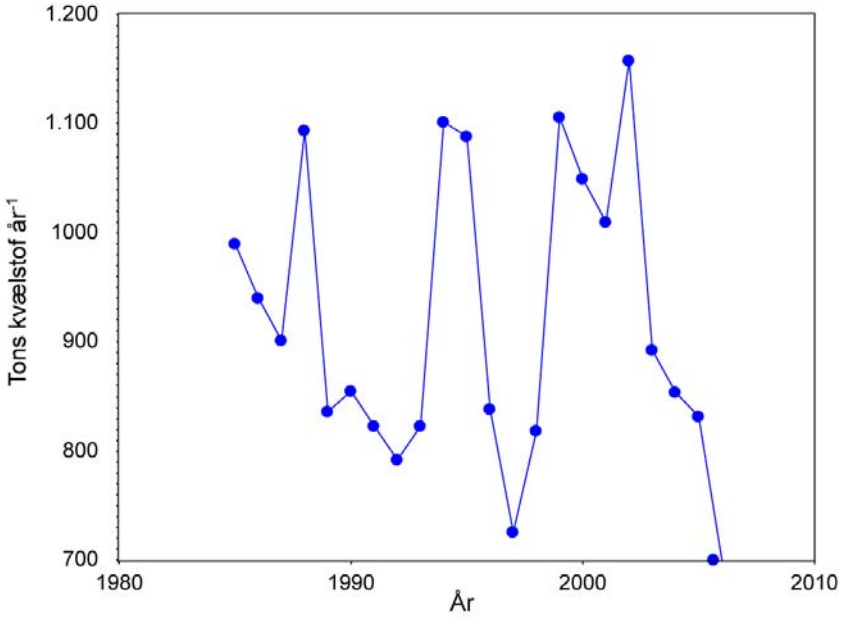
Figur 4.2 Årlige fosfortilførsler fra 1985 til 2006 til Mariager Inderfjord.



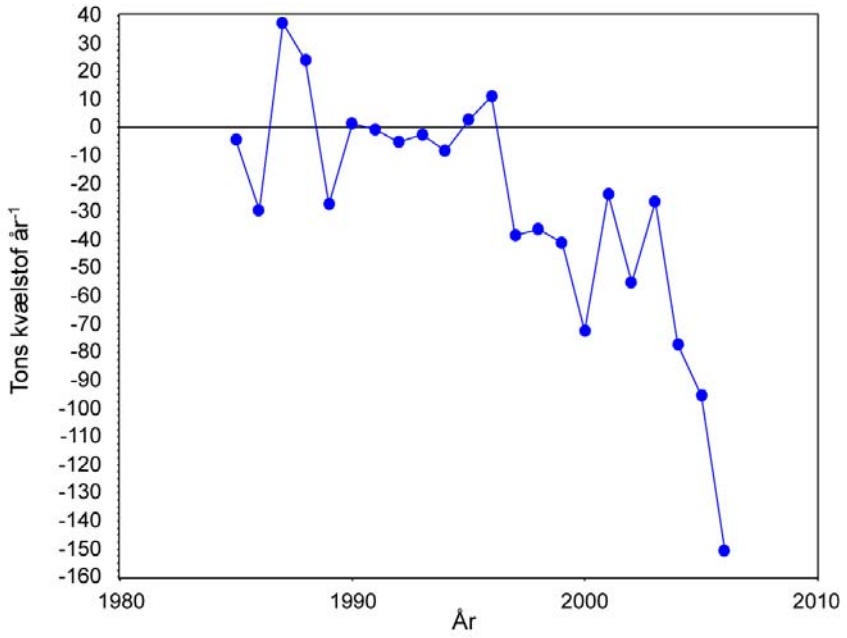
Figur 4.3 Afvigelse mellem faktiske tilførsler af fosfor til Mariager Inderfjord og den gennemsnitlige afstrømningskorrigerede tilførsel beregnet for årene 1992 til 2006.

Kvælstoftilførsler

Kvælstoftilførslerne til fjorden varierer mellem 700 og 1.158 tons pr. år, og overordnet er der ikke sket nogen ændring i tilførslerne (p = 0,69). Billedet er dog påvirket af årene med høj afstrømning fra 1999 til 2002. Analyserer man sammenhængen mellem afstrømning og kvælstoftilførsel fra 1985 til 1996 får man en signifikant lineær sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og afstrømning: N-tilførsel (tons $år^{-1}$) = 49,4 + 7,78xQ (10^6 m^3 $år^{-1}$), r^2 = 0,97. Anvendes denne sammenhæng på samme måde som for fosfor, får man udviklingen af den afstrømningskorrigerede tilførsel. Den er faldet fra 1997 og frem, så den i 2006 var 151 tons N mindre end i perioden før 1997. En analyse af sammenhængen mellem residualer og år viser, at kvælstoftilførslerne i øjeblikket aftager med 9,1 tons pr. år og i 2008 vil være 826 tons ved normal nedbør.



Figur 4.4 Årlige kvælstoftilførsler fra 1985 til 2006 til Mariager Inderfjord.



Figur 4.5 Afvigelser mellem faktiske tilførsler af kvælstof til Mariager Inderfjord og den gennemsnitlige afstrømningskorrigerede tilførsel i årene 1986 til 1996.

4.3 Empiriske modeller

4.3.1 Fosforkoncentrationer

Total fosfor (TP)

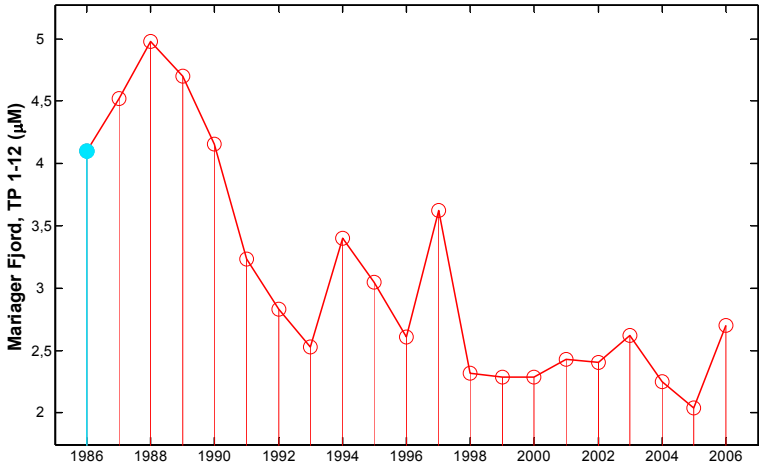
Koncentrationen af TP falder fra 4,98 µM P i 1988 til et niveau omkring 2,3 µM P fra 1998 og frem (*figur 4.6*). En fri udvælgelse af forklaringsvariable viser, at fosfortilførslerne, som forventet, kan forklare en stor del af faldet. Således er r^2-værdien for en model med kun fosfortilførsler 0,44 (se *bilag 1*). Tilføjelse af flere forklaringsvariable øger r^2-værdien op til 0,68 for 5 variable, men det meste sker op til og med 3 variable. Den optimale model er en model med 3 variable (*figur 4.7* og *figur 4.8*). Værdien fra 1986 afviger fra de øvrige år og er ikke medtaget i beregningerne. Modellen har en r^2-værdi på 0,61, og de enkelte observationer har en god fordeling omkring 1:1 linjen mellem observerede og estimerede værdier, dog er modellen i nogen grad bestemt af de høje værdier fra 1987 til 1990. For værdier under 3 µM P er der ingen sammenhæng mellem observerede og estimerede værdier. Modellens residualer viser en tydelig negativ tendens fra 1991 og frem til og med 2005, undtaget for årene 1996 til 1998. De høje værdier i de år må tilskrives det udbredte iltsvind i 1996 og 1997. De aftagende residualer kan forklares ved, at der i fjorden er en stor pulje af fosfor, som er bundet i sedimenter og i biota. Denne pulje er i ligevægt med tidligere års tilførsler og ændres kun langsomt. Den bidrager med en intern tilførsel af fosfor, som kun gradvist aftager, selvom eksterne tilførsler er reduceret. Først i 2003-06 er residualerne jævnt fordelt omkring 0. Fordelingen af residualer tyder således på, at der går mellem 12 og 15 år fra tilførslerne reduceres, til fjorden på ny er i ligevægt.

Ud over fosfortilførslerne indeholder modellen positive effekter af vindpåvirkning og indstråling (*tabel 4.1*). Det er ikke muligt at verificere mekanismerne bag disse påvirkninger, men mulige forklaringer er, at højere vindhastigheder øger indblandingen fra laget under pyknoklinen, og at en højere indstråling øger primærproduktionen, og dermed tilbageholdelsen af fosfor i fjorden, således at mindre fosfor transporteres ud af fjorden.

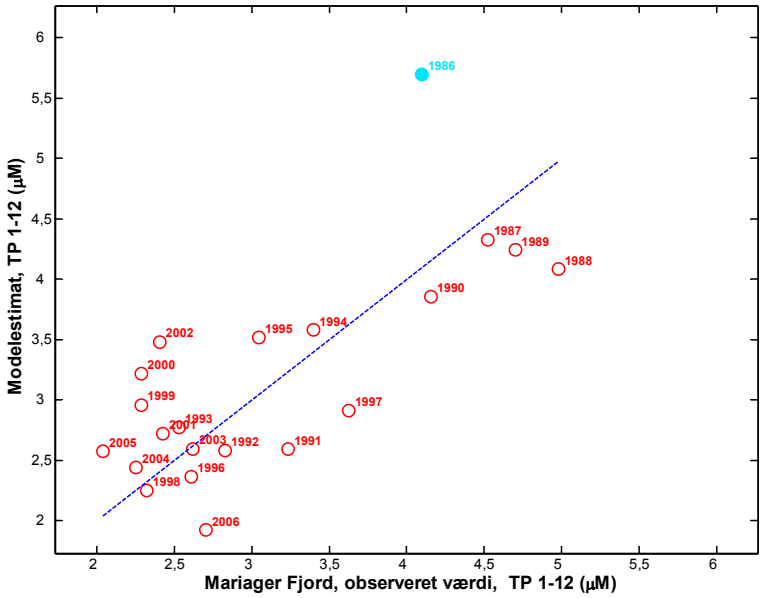
Tabel 4.1 Opsummering af koefficienter for modeller som anvendes i scenarier. b-koefficienten kvantificerer sammenhængen mellem responsvariablen i fjorden og den årlig tilførsel af kvælstof eller fosfor. Koefficienterne er angivet både i absolutte enheder (enhed for forklaringsvariabel * tons^{-1} N eller P, [kun for tilførsler af næringsstoffer]) og som den autoskalerede koefficient (alle forklaringsvariable). Periode angiver start og slut måned for beregning af variablen, hvor en asterisk angiver året før det år, som responsvariablen er beregnet for.

Mariager Fjord		Periode		b-koefficient	
		Start	Slut	μM tons^{-1}, m^{-1} tons^{-1}, m tons^{-1}, mg C m^{-2} dag^{-1} tons^{-1}	Autoskaleret
Responsvariabel: TN (μM)		1	12	r^2 = 0,24	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	*9	10	0,037	0,36
Forklaringsvariabel 2	NAO	*9	10		-0,14
Forklaringsvariabel 3	Vind^3	1	10		0,45
Responsvariabel: TP (μM)		1	12	r^2 = 0,61	-
Forklaringsvariabel 1	P-tilførsler	*5	10	0,15	0,81
Forklaringsvariabel 2	Vind^3	1	10		0,31
Forklaringsvariabel 3	Indstråling	*9	10		0,24
Responsvariabel: DIN2 (μM)		5	10	r^2 = 0,49	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	*11	4	0,027	0,84
Forklaringsvariabel 2	Salinitet	3	4		0,49
Forklaringsvariabel 3	Vind^3	3	4		-0,06
Responsvariabel: DIP2 (μM)		3	7	r^2 = 0,64	-
Forklaringsvariabel 1	P-tilførsler	2	7	0,06	0,68
Forklaringsvariabel 2	Vind^3	*9	2		0,46
Forklaringsvariabel 3	Q	*11	7		-0,20
Responsvariabel: K_d1 (m^{-1})		4	6	r^2 = 0,35	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	4	6	0,00028	0,36
Forklaringsvariabel 2	P-tilførsler	4	6	0,012	0,59
Forklaringsvariabel 3	Vandtemp.	*9	3		0,40
Forklaringsvariabel 4	Indstråling	*5	3		0,78
Responsvariabel: K_d2 (m^{-1})		7	9	r^2 = 0,61	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	5	9	0,00033	0,34
Forklaringsvariabel 2	Vind^3	*11	9		-0,80
Forklaringsvariabel 3	Vandtemp.	*11	9		0,32
Responsvariabel: Sd1 (m)		4	6	r^2 = 0,64	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	4	6	-0,00085	-0,27
Forklaringsvariabel 2	P-tilførsler	4	6	-0,047	-0,54
Forklaringsvariabel 3	Indstråling	*5	3		-0,73
Forklaringsvariabel 4	Vandtemp.	*9	3		-0,40
Forklaringsvariabel 5	Vind^3	*11	3		0,51
Responsvariabel: Sd2 (m)		7	9	r^2 = 0,43	-
Forklaringsvariabel 1	N-tilførsler	5	9	0,018	-0,44
Forklaringsvariabel 2	P-tilførsler	7	9	-0,0018	0,15
Forklaringsvariabel 3	Indstråling	6	9		-0,38
Forklaringsvariabel 4	Vind^3	4	6		-0,24
Responsvariabel: PA1 (mg C m^{-2} dag^{-1})		3	6	r^2 = 0,72	-
Forklaringsvariabel 1	P-tilførsler	*10	2	2,06	0,55
Forklaringsvariabel 2	Q	2	6		-0,51
Forklaringsvariabel 3	Salinitet	*3	2		-0,26

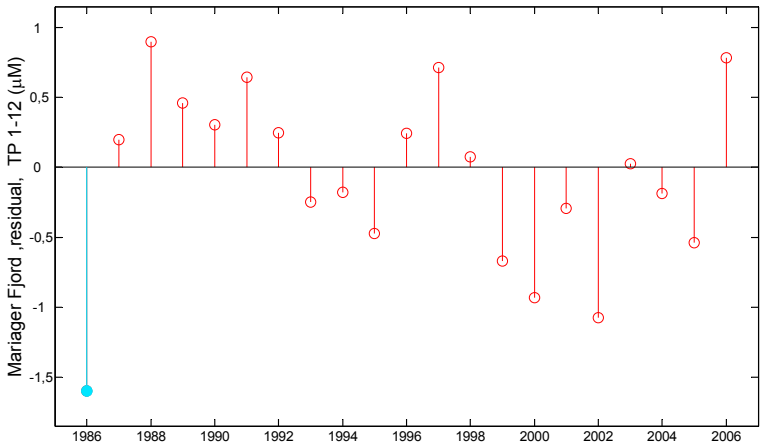
Figur 4.6 Årsmidler af TP-koncentrationerne for undersøgelsesperioden 1986-2006 i Mariager Inderfjord.



Figur 4.7 Den valgte model for TP-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for perioden januar til december. Modellen bygger på variablene: P-tilførsler (maj året før - oktober samme år), vind^3 (januar til oktober) og rad (september året før til oktober samme år). Afvigende år: 1986. b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.

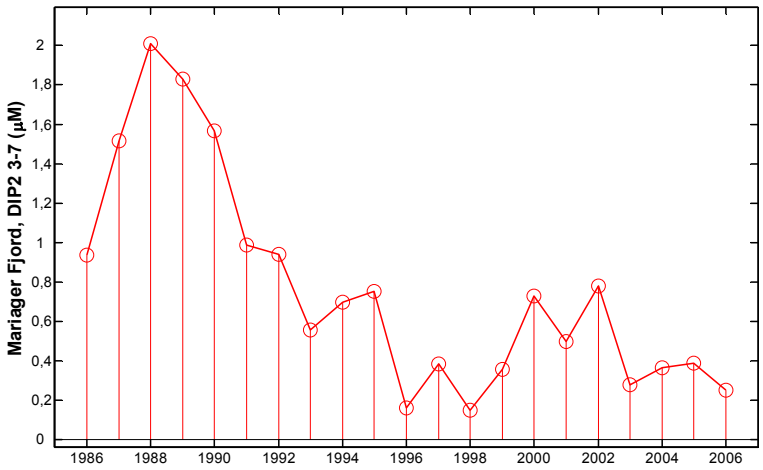


Figur 4.8 Residualerne for den valgte model for TP-koncentrationer. Afvigende år: 1986.

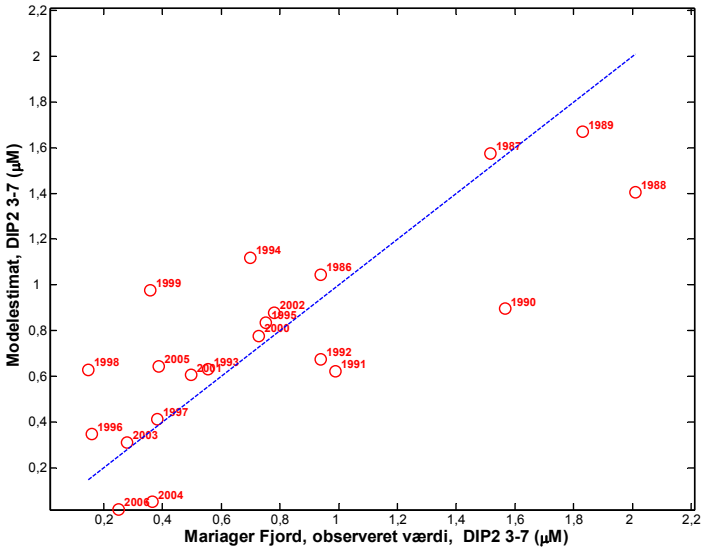


Uorganisk fosfor (DIP)

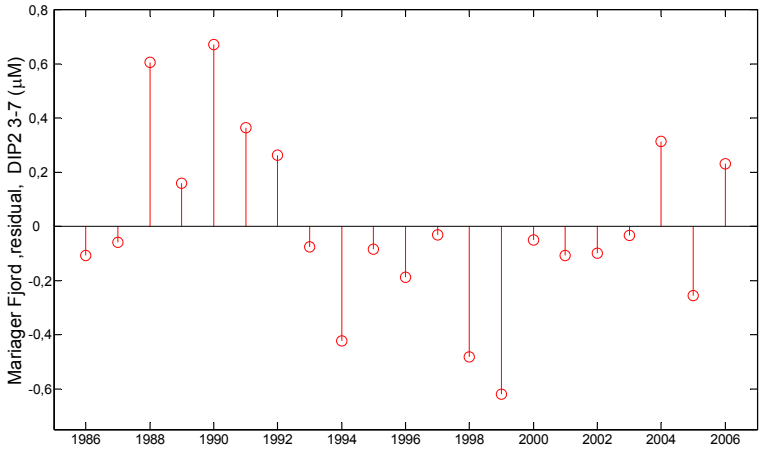
Den gennemsnitlige koncentration af uorganisk fosfor fra marts til juli varierer på samme måde over årene som koncentrationen af TP, dog med en større effekt af de relativt våde år fra 1999 til 2002. Ligesom for TP kan en betydelig del af år til år variationen forklares alene ud fra fosfortilførslerne. Således er r^2-værdien for en model med fosfortilførsler alene på 0,35 (se *bilag 1*). Introduktion af flere forklaringsvariable giver en højere r^2-værdi og en bedre model. Der er en positiv effekt af vindpåvirkning vinteren før, en positiv effekt af temperatur forår-sommer og en negativ effekt af vandudveksling. Modeller med 4 og 5 forklaringsvariable har en høj r^2-værdi (0,82) men kan ikke valideres ved at inddrage de sidste 4 år. Dette tyder på, at modellerne er "overtilpassede", alternativt at der er sket et skift i fjordens biologiske system de sidste år. Vi har vurderet, at den optimale model har tre forklaringsvariable (*figur 4.10*). Der opnås det samme modelresultat, uanset om man arbejder med en fri løsning eller bestemmer, at fosfortilførsel skal indgå i modellen. Modelresidualerne er faldende fra 1991 til 1999, dvs. i 9 år, hvilket igen indikerer, at fjorden er omkring 10 år om at nå en ny ligevægtstilstand efter en reduktion i fosfortilførslen.



Figur 4.9 Årsmidler af DIP2-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.10 Den valgte P-tvungne løsning til modellering af DIP2-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for perioden maj til oktober. De sidste fire år i perioden indgår nu i modellen. Modellen bygger på variablene: P-tilførsler (februar - juli), vind^3 (september året før - februar samme år) og vandudveksling (november året før - juli samme år). b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



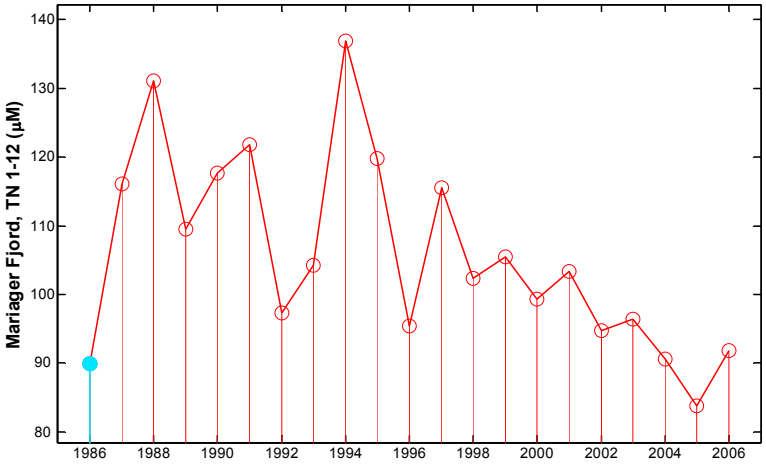
Figur 4.11 Modelresidualerne for den valgte P-tvungne løsning til modellering af DIP2-koncentrationerne.

4.3.2 Kvælstofkoncentrationer

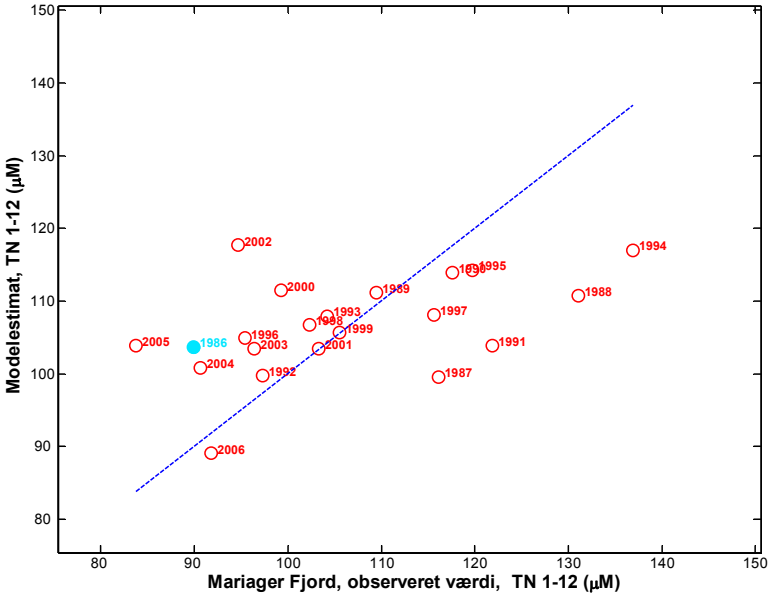
Total kvælstof

Den årlige middelkoncentration af total kvælstof ligger omkring 115 µM N fra 1987 og frem til 1997. Herefter er koncentrationen svagt faldende ned til 84 µM N i 2005 (*figur 4.12*). Det har vist sig vanskeligt at opstille modeller for TN. En "fri" løsning udpeger fosfortilførslerne som den mest betydende faktor, mens kvælstoftilførslerne i sig selv kommer ud med en negativ koefficient. Dette resultat er antagelig en konsekvens af en betydelig tidsforsinkelse i fjordens respons på en reduktion i kvælstoftilførslerne. Ved at tvinge kvælstoftilførsler ind i modellen fås en mere logisk model, hvor der er en positiv sammenhæng mellem tilførsel og koncentration. Den optimale model er da en model med enten tre eller fire variable. Ud fra et statistisk synspunkt er 3 variable (kvælstoftilførsler, NAO-indeks og vindpåvirkning) det optimale, idet inddragelse af en 4. variabel viser, at modellen får en større gennemsnitlig fejl. Den 4. variabel er vandudveksling, og den kommer ind med en markant negativ effekt, svarende til at en større vandudveksling giver en fortynding af TN-koncentrationen i inderfjorden. Den normaliserede koefficient for kvælstoftilførsel ændres dog kun marginalt fra 0,36 til 0,40, så ud fra et forvaltningsmæssigt synspunkt har det ikke den store effekt. Residualerne fra den optimale model (3 variable, *figur 4.13*) viser en nedadgående tendens fra 1997 og frem til 2005 med et niveau omkring -10 µM N (*figur 4.14*). Ligesom for total fosfor tyder det på, at fjorden er omkring 8-10 år om at nå en ny ligevægt, dog er modellen rimelig svag (r^2 = 0,24).

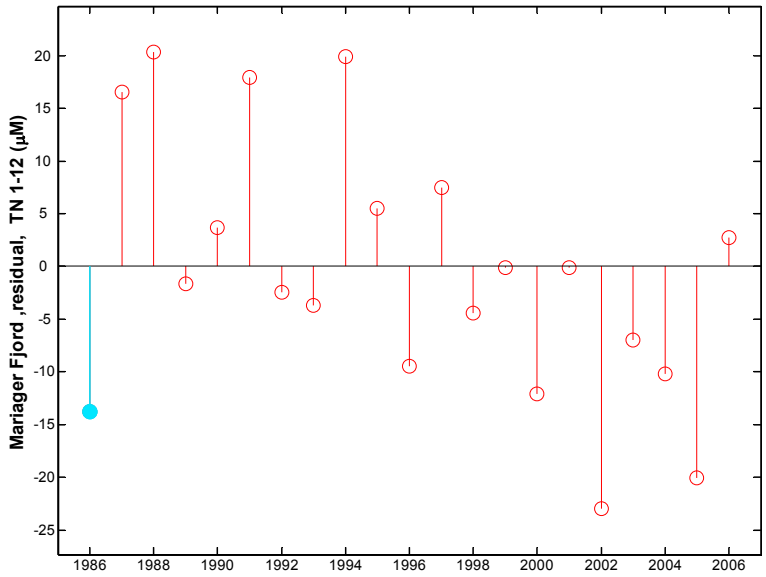
Figur 4.12 Årsmidler af TN-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for undersøgelses-perioden (1986-2006).



Figur 4.13 Den endelige valgte N-tvungne løsning til modellering af TN-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for perioden januar til december. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (september året før - oktober samme år), NAO-indeks (september året før - oktober samme år) og vind^3 (januar - oktober). Afvigende år: 1986.
b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.

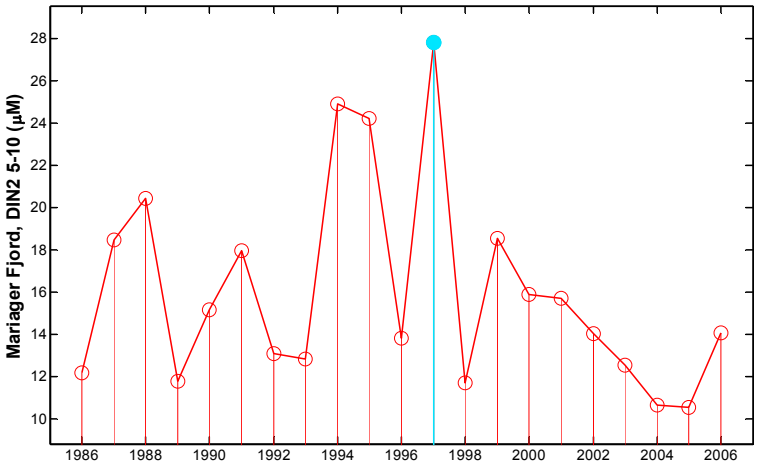


Figur 4.14 Modelresidualerne for den valgte N-tvungne løsning til modellering af TN-koncentrationerne. Afvigende år: 1986.

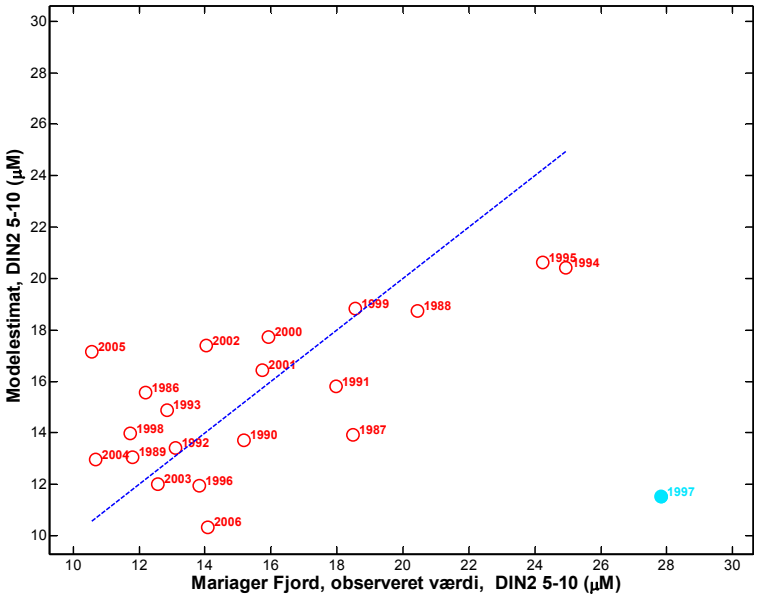


Uorganisk kvælstof

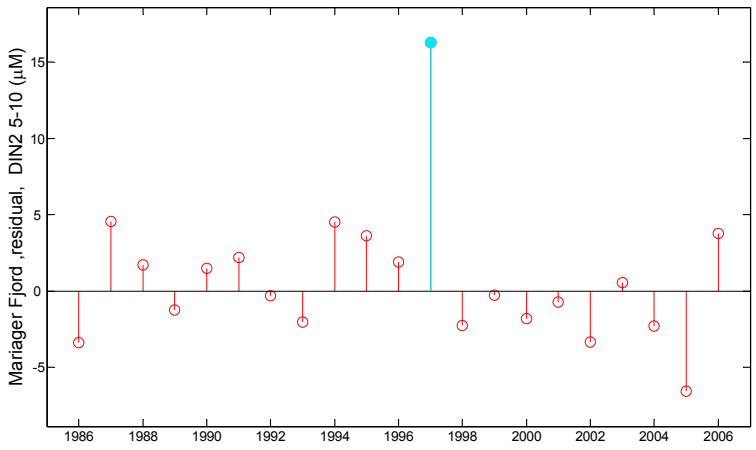
Koncentration af uorganisk kvælstof stiger fra omkring 15 µM N i perioden 1986-93, til over 25 µM N i 1994, hvorefter den falder frem til 2005. Værdien i 1997 er dog meget høj, hvilket må tilskrives det udsædvanlige iltsvind det år (*figur 4.15*). Ligesom for TP og DIP kan en betydelig del af variationen forklares med tilførslen til fjorden (r^2 = 0,39, model kun med kvælstoftilførsel, *bilag 1*). Den optimale model har tre parametre: kvælstoftilførsel, salinitet og vindpåvirkning. Dog har vindpåvirkningen kun en marginal effekt i denne model. Modellens r^2-værdi er kun 0,49 (*figur 4.16*), og der er stor spredning for værdier under 16 µM N for de observerede værdier. Residualerne viser stort set negative værdier fra 1998 til 2005 (*figur 4.17*), dvs. over 8 år og med undtagelse af 1997 er der en nedadgående trend fra 1994, dvs. fra det år hvor den afstrømningskorrigerede kvælstoftilførsel begynder at falde.



Figur 4.15 Årsmidler af DIN2-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.16 Den endelige valgte N-tvungne løsning til modellering af DIN2-koncentrationerne i Mariager Inderfjord for perioden maj til oktober. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (november året før - april samme år), salinitet (marts året før - april samme år) og vind^3 (marts året før - april samme år). Afvigende år: 1997. b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



Figur 4.17 Residualerne for den valgte N-tvungne løsning til modellering af DIN2-koncentrationerne. Afvigende år: 1997.

4.3.3 Lyssvækkelse

Lyssvækkelseskoefficient

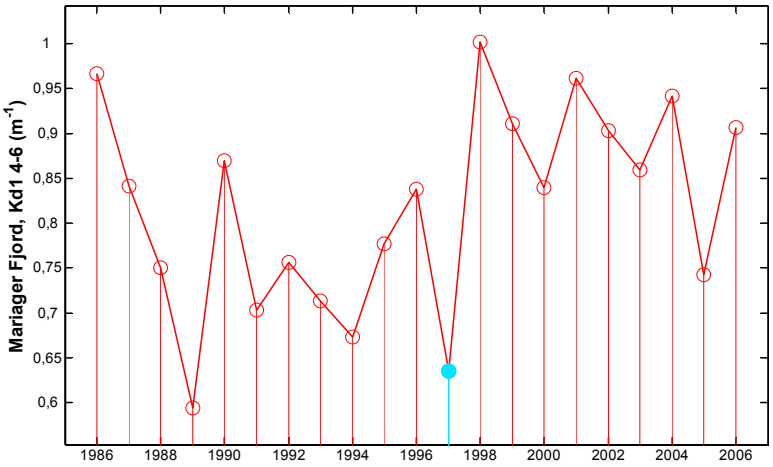
Lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i foråret svinger mellem 0,59 m^{-1} i 1989 og 1,00 m^{-1} i 1998 (*figur 4.18)*. Efter en nedgang fra 1986 til 1989 forblev niveauet lavt frem til 1997. Efter 1997 har den ligget omkring 0,2 m^{-1} højere, og lysforholdene i fjorden er dermed blevet dårligere i de sidste 9 år. Den frie løsning giver en god model med fire forklaringsvariable (r^2 = 0,76), men modellens mekanismer er vanskelige at forklare biologisk. Således har fx indstråling en negativ effekt og vandudveksling en positiv effekt på K_d. Umiddelbart vil man forvente, at højere indstråling vil stimulere fytoplanktons vækst med højere K_d-værdier til følge, og omvendt, at større vandudveksling fra januar til marts vil reducere koncentrationerne af næringsstoffer, således at K_d falder. Residualerne fra modellen tyder på, at der har været en periode på 7 år efter iltsvindet i 1997 med K_d-værdier over dét, modellen estimerer (se *bilag 1*).

Modeller, hvor tilførsler af kvælstof og/eller fosfor indgår, er også undersøgt. Modeller med kun fosfor som forklaringsvariabel er ikke mulige. For kvælstof kan der laves en god model med fire forklaringsvariable: kvælstoftilførsel, temperatur, indstråling og vindpåvirkning. Værdier for r^2 for denne model er 0,74, og de foreslåede mekanismer virker rimelige. Den normaliserede koefficient for kvælstoftilførsel i denne model er 0,26.

En model med både kvælstof- og fosfortilførsel er også en mulighed. Med dette udgangspunkt har den bedste model 4 forklaringsvariable (*figur 4.19 og tabel 4.1)* og en r^2-værdi på 0,35. Vi har brugt denne model som udgangspunkt for scenarier (se diskussionsafsnit), men det må understreges, at der ikke er noget belæg for at vælge denne frem for de to øvrige modeller (den frie løsning og den hvor kun kvælstof tvinges ind i modellen). Den normaliserede koefficient for kvælstoftilførsel er 0,36, og perioden for tilførslen er den samme (april-juni) som for en model, hvor kun kvælstoftilførslen tvinges ind i modellen. Man kan dermed teste effekten af at vælge den ene eller den anden model i scenarieberegninger ved at ændre koefficienterne for kvælstof- og fosfortilførsler fra henholdsvis 0,36 og 0,59 (*tabel 4.1*) til 0,26 og 0.

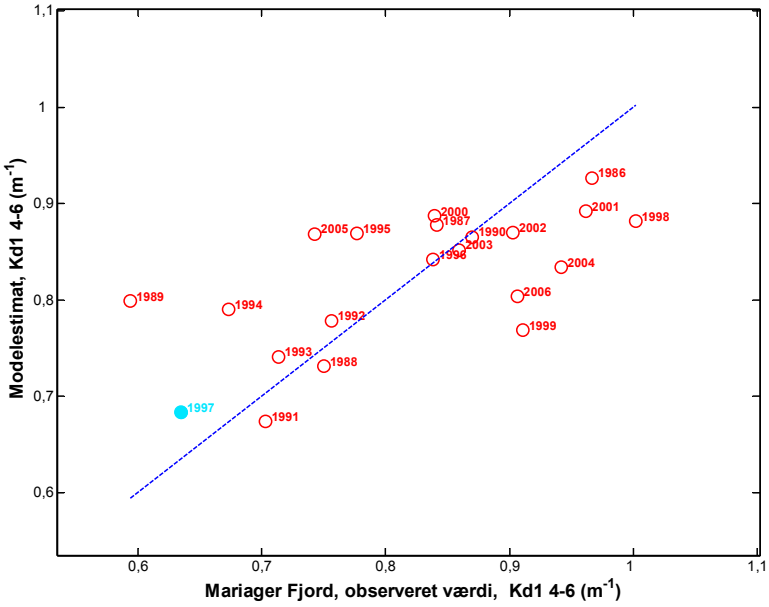
Residualerne fra den sidste model har, ligesom de øvrige modeller, en overhyppighed af positive residualer efter 1997 (*figur 4.20*). Der ser således ud til at være sket en stigning i lyssvækkelsen efter 1997, som ikke kan forklares ud fra de forklaringsvariable, som indgår i denne analyse. Det er nærliggende at forklare det som en effekt af det omfattende iltsvind i 1997, fx ved at forekomsten af blåmuslinger er reduceret. Dette kan dog ikke verificeres med data, idet biomassen af blåmuslinger var reetableret allerede efter få år (*Petersen et al. 2002*). Dybdegrænsen for blåmuslinger varierede med ±20% fra år til år efter 1998, men uden nogen tendens i udviklingen. Vi kan således ikke umiddelbart henføre den højere lyssvækkelse efter iltsvindet i 1997 til lavere filtrationsrater og dermed en højere koncentration af fytoplankton.

Lyssvækkelseskoefficienten i sensommeren er steget markant siden 1993 fra 0,52 m^{-1} i 1993 til 1,09 m^{-1} i 2006 (*figur 4.21*). På trods af at denne trend er modsat udviklingen i kvælstoftilførslen, viser den frie modeludvælgelse alligevel, at kvælstoftilførslen med en positiv koefficient er den forklaringsvariabel, som bedst forklarer udviklingen i K_d. Denne effekt skyldes, at år til år variationen for de to variable er korrelerede. Dermed bliver en "fri" og en kvælstoftvunget løsning også ens, og den optimale model er en model med 3 forklaringsvariable (kvælstoftilførsel, vindpåvirkning og vandtemperatur) med en r^2-værdi på 0,61 (*figur 4.22*). Den markant negative effekt af vind i modellen kan skyldes, at høj vindpåvirkning giver en dybere omrøring, hvilket påvirker lysforholdene og dermed primærproduktionen negativt, hvilket så igen kan give en lavere algebiomasse. Residualerne fra denne model udviser en tydelig stigende tendens siden 1988 (*figur 4.23*). Hvis fosfortilførslen tvinges ind i modellen, fås en model med en negativ effekt af fosfortilførsel og med stort set samme r^2-værdi som ovenfor (se *afsnit 5.1* for en diskussion af dette).

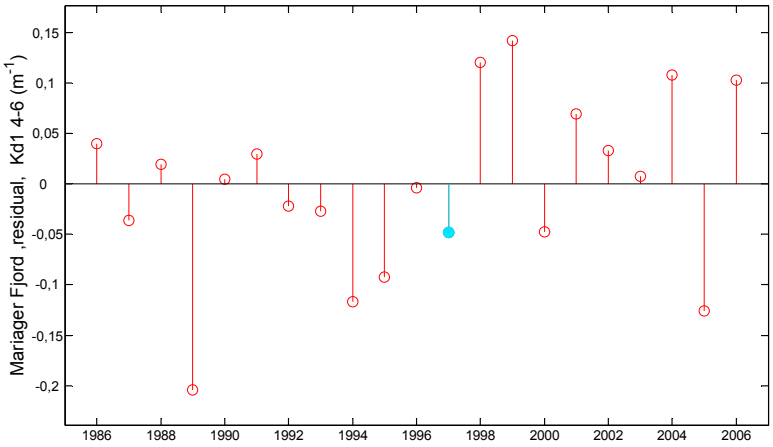


Figur 4.18 Årsmidler af K_d1 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).

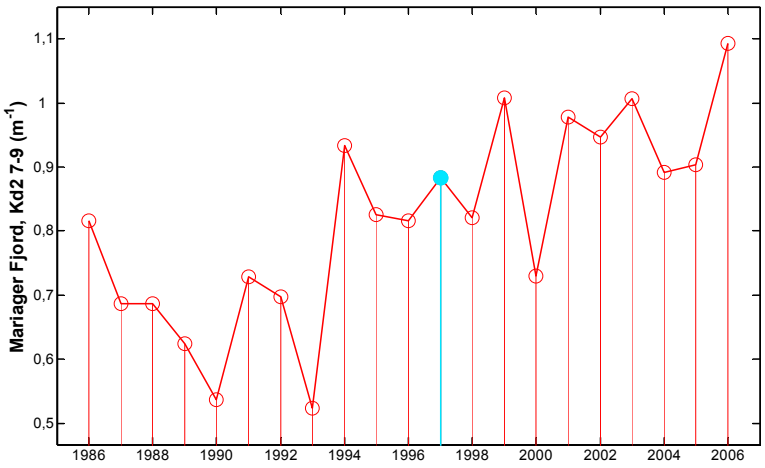
Figur 4.19 Den valgte N- & P-tvungne løsning til modellering af K_d1 i Mariager Inderfjord for perioden april til juni. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (april - juni), P-tilførsel (april - juni), vandtemperaturen (september året før - marts samme år) og indstrålingen (RAD) (maj året før - marts samme år). Afvigende år: 1997.
b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



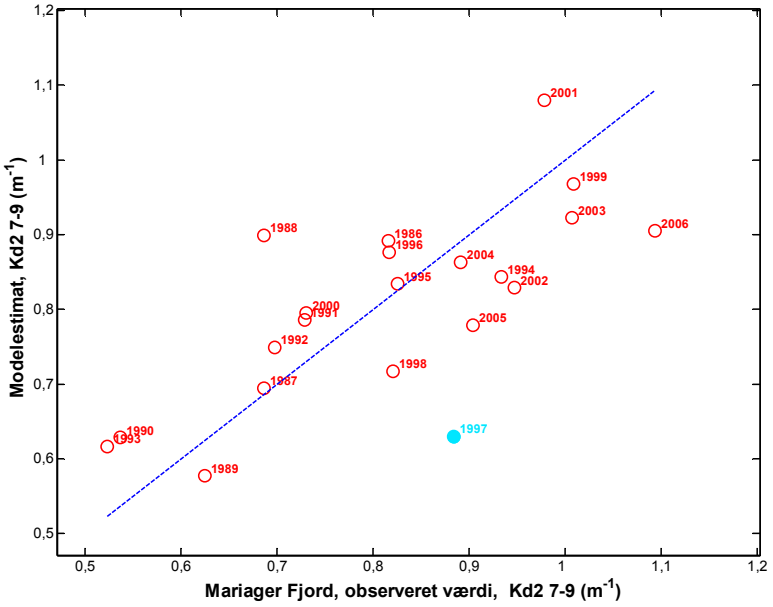
Figur 4.20 Residualerne for den N- & P-tvungne løsning til modellering af K_d1. Afvigende punkt: 1997.



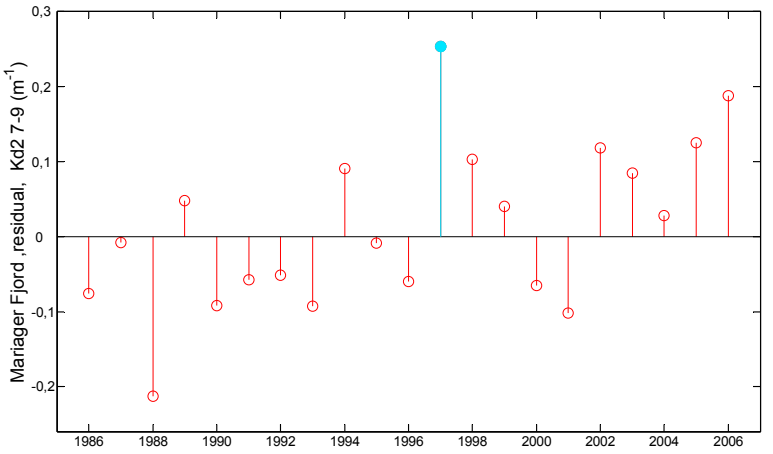
Figur 4.21 Årsmidler af K_d2 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.22 Den valgte N-tvungne løsning til modellering af K_d2 i Mariager Inderfjord for perioden maj til oktober. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (maj - september), vind^3 (november året før - september samme år) og vandtemperaturen (november året før - september samme år). Afvigende år: 1997. b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



Figur 4.23 Residualerne for den N-tvungne løsning til modellering af K_d2. Afvigende år: 1997.

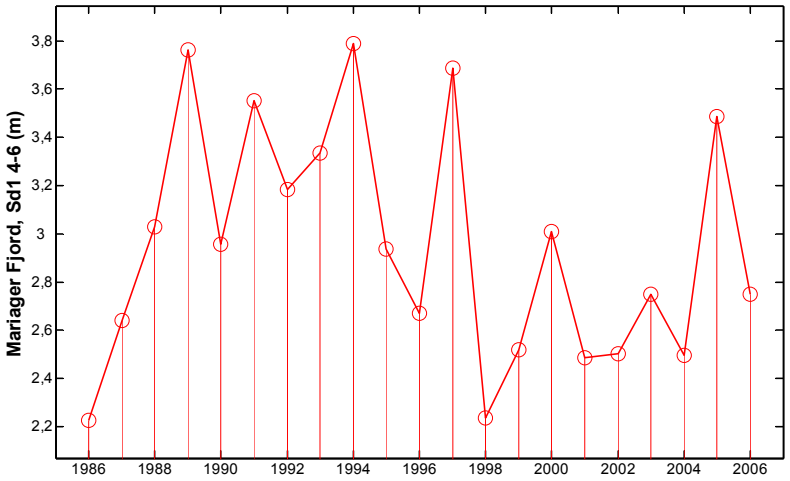


Sigtdybde

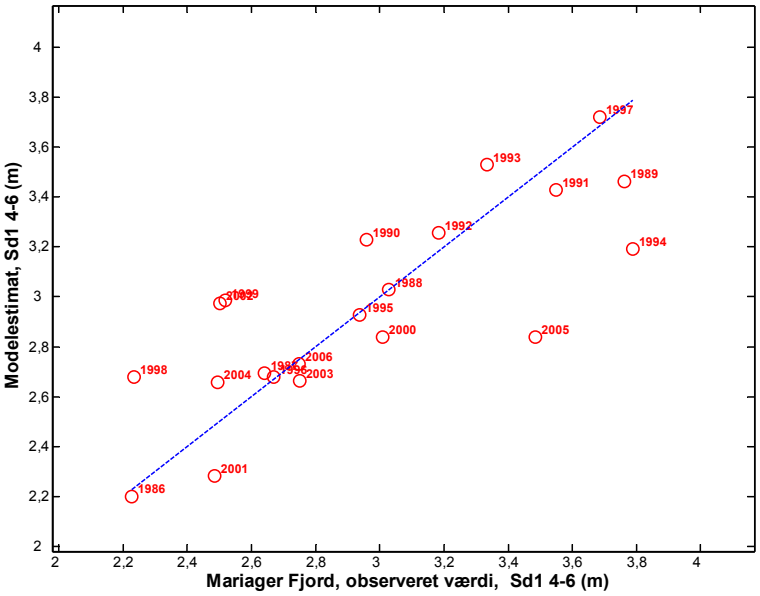
Sigtdybden i forsommeren er delvist et spejlbillede af K_d-værdierne. Således er sigtdybden faldet fra et niveau omkring 3 - 3,5 meter frem til 1997 og ned til 2,5 - 3 meter fra 1998 og frem (*figur 4.24*). En "fri" løsning har ikke næringsstoftilførsler med som forklaringsvariable og har næsten de samme forklaringsvariable med som modellen for K_d i forsommeren, men som forventet med omvendt fortegn (se *bilag 1*). Det er vanskeligt at finde gode modeller, hvor næringsstoftilførsler indgår, hvilket understreger, at der ikke er nogen tæt kobling. En model er vist på *figur 4.25*. Den virker rimelig i sine mekanismer, idet både næringsstoftilførsler og indstråling har en negativ effekt på sigtdybden, og r^2-værdien er rimelig høj. Det må dog understreges, at modellen er baseret på et subjektivt valg, hvor både kvælstof- og fosfortilførsel tvinges til at være en del af modellen, og at der findes andre mulige løsninger.

Sigtdybden i sensommeren falder markant fra 1993 til 1994 og har siden været lav, endda med en nedadgående tendens (*figur 4.27*). En "fri" løsning indeholder både kvælstof- og fosfortilførsler som forklaringsvariable.

En model, hvor kvælstof- og fosfortilførsler er tvunget ind, er næsten identisk og er valgt som udgangspunkt for senarier (*figur 4.28*). Residualernes fordeling over år viser næsten udelukkende negative residualer siden 1996, hvilket tyder på, at sigtdybden i fjorden er forringet siden 1997 også ud over, hvad der kan forklares af modellen (*figur 4.29*), dvs. at vi har samme mønster som for sigtdybden i forsommeren.

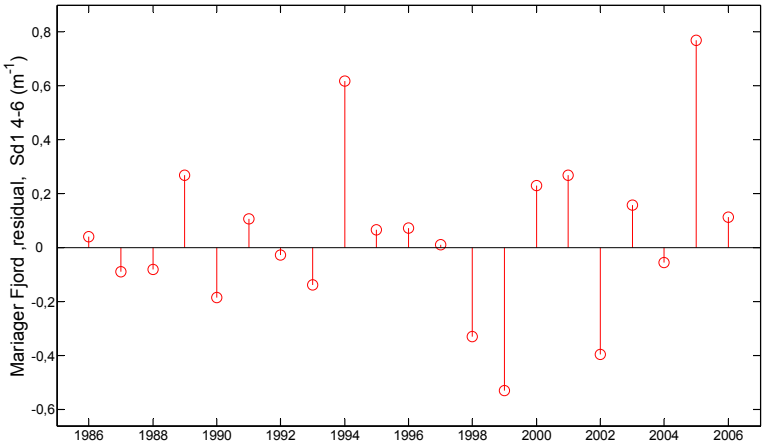


Figur 4.24 Årsmidler af Sd1 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).

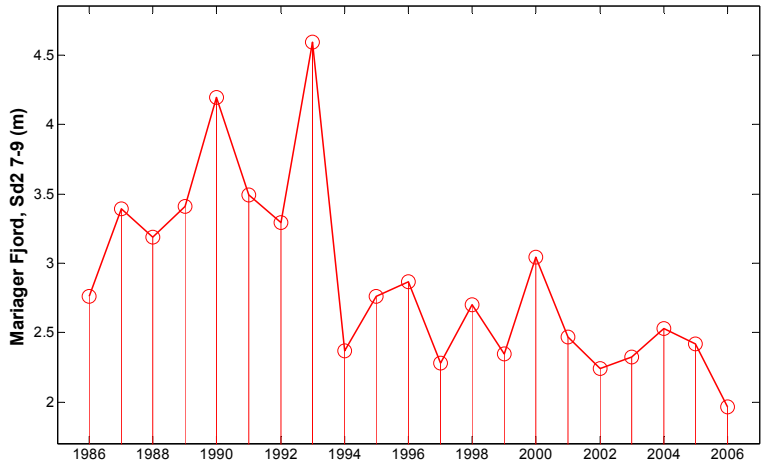


Figur 4.25 Den valgte N- & P-tvungne løsning til modellering af sigtdybden i Mariager Inderfjord for perioden april til juni. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (april - juni), indstråling (maj året før - marts), vandtemperatur (september året før - marts), og vind^3 (november året før - marts). b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.

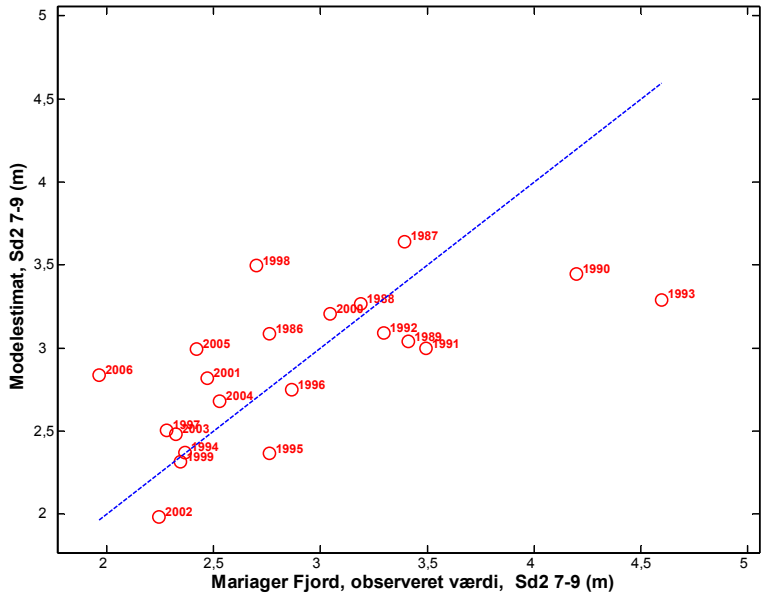
Figur 4.26 Residualerne for den N- & P-tvungne løsning til modellering af Sd1.



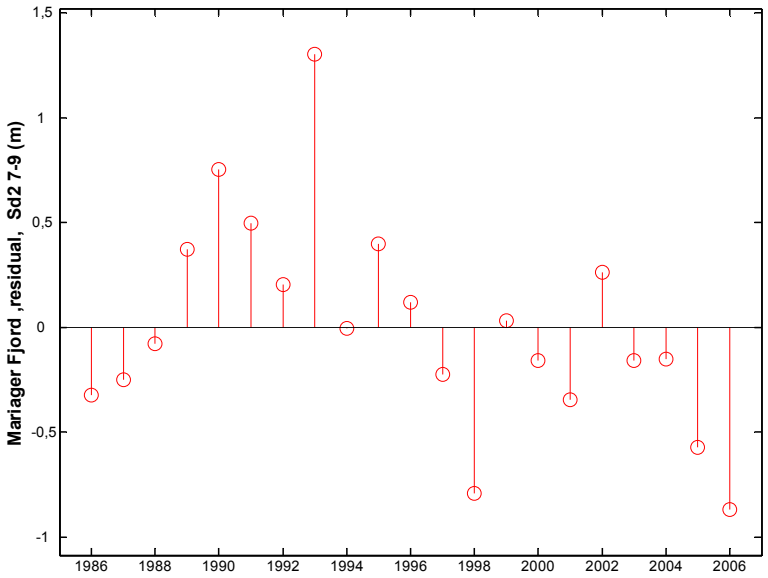
Figur 4.27 Årsmidler af Sd2 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.28 Den endelige valgte N- & P-tvungne løsning til modellering af Sd2 i Mariager Inderfjord for perioden september til juni. Modellen bygger på variablene: N-tilførsler (maj - september), P-tilførsler (juli - september), indstråling (juni - september), og vind^3 (april - juni).
b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



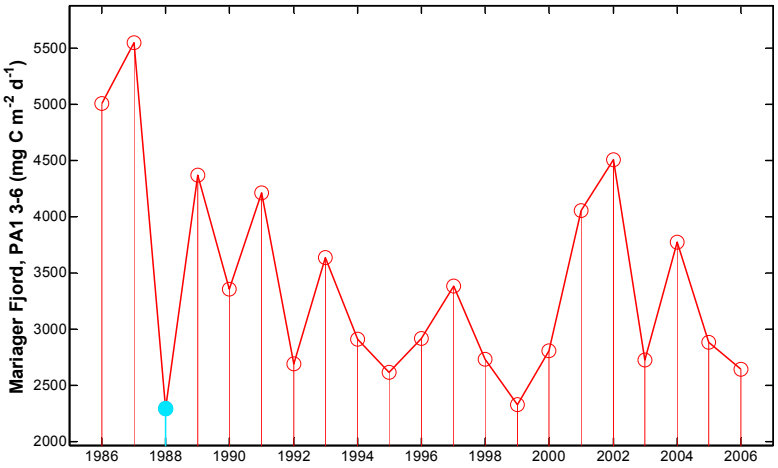
Figur 4.29 Residualerne for den valgte N- & P-tvungne løsning til modellering af Sd2.



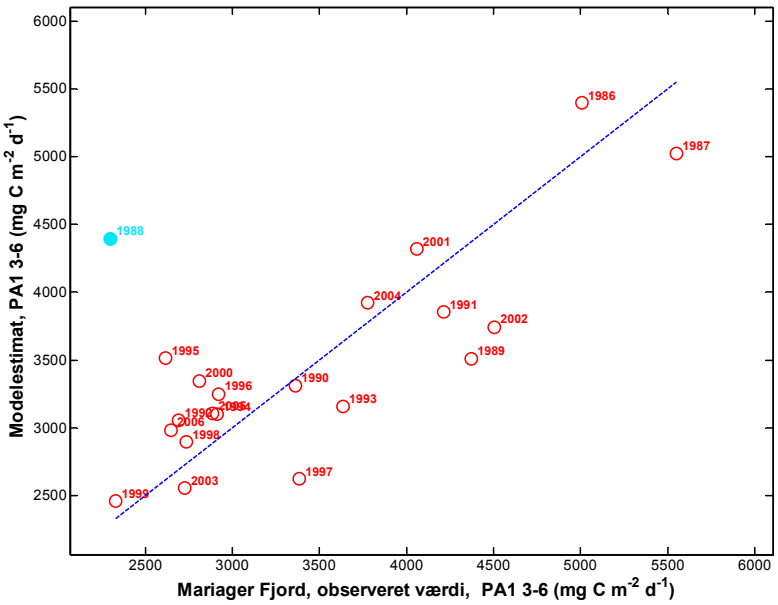
4.3.4 Primærproduktion

Primærproduktionen i forsommeren falder fra et højt niveau i 1986-87 og frem til 1992 (*figur 4.30*), hvilket falder sammen med nedgangen i tilførslen af fosfor. Siden 1992 har produktionen svinget omkring 3.000 mg C m^{-2} dag^{-1}. En "fri" modelløsning med 3 variable kan forklare 72% af år til år variationen og indeholder fosfortilførsel, vandudveksling og salinitet som de forklarende variable (*figur 4.31*). En positiv effekt af fosfortilførsel i forsommeren, hvor koncentrationen af uorganisk fosfor ofte er under 0,2 µM P, virker rimelig. Ligeledes er det rimeligt med en negativ effekt af salinitet og vandudveksling, som kan fortynde det næringsrige vand i inderfjorden. Residualerne fra modellen svinger omkring 0 uden nogen trend over årene (*figur 4.32*). En model, hvor fosfortilførslen er tvunget ind, giver samme resultat som en "fri" løsning.

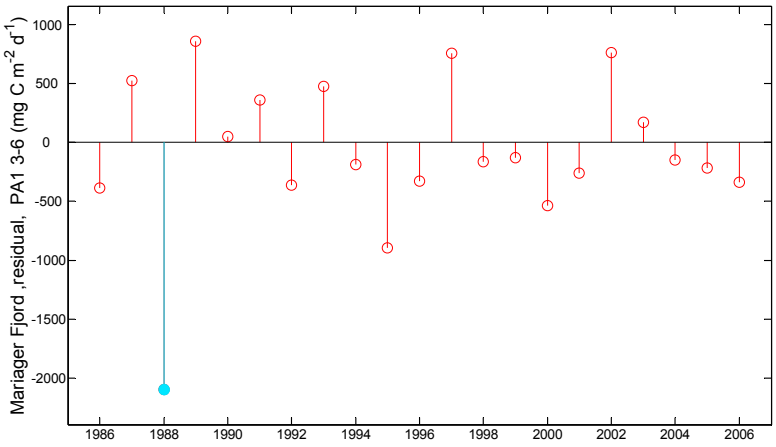
Figur 4.30 Årsmidler af PA1 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.31 Den valgte P-tvungne løsning til modellering af PA1 i Mariager Inderfjord for perioden marts til juni. Modellen bygger på variablene: P-tilførsler (oktober året før - februar samme år), Q (februar - juni) og salinitet (marts året før - april samme år). Afvigende år: 1988.
b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.

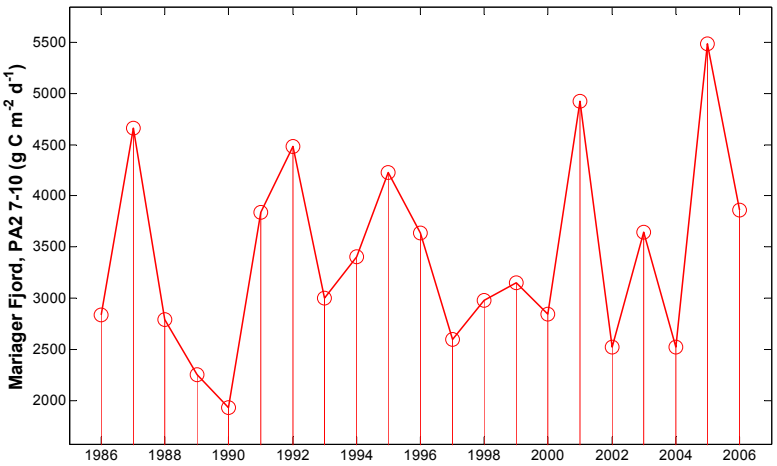


Figur 4.32 Residualerne for den valgte løsning til modellering af PA1. Afvigende punkt: 1988.

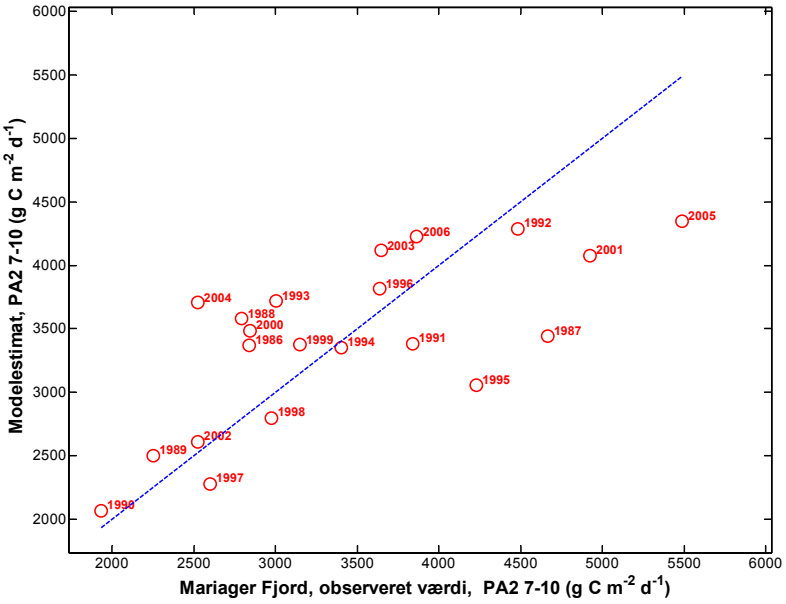


Primærproduktionen i sensommeren er lidt højere end i forsommeren og udviser ingen tendens over årene (*figur 4.33*). En "fri" modelløsning inkluderer hverken fosfor- eller kvælstoftilførsel. Tvinges kvælstoftilførslen ind i modellen, er dens effekt stort set nul. Dette er dog ikke uventet, idet koncentrationen af uorganisk kvælstof sjældent er under 2 µM N og dermed ikke begrænsende for primærproduktionen (se *afsnit 4.5*). Tvinges fosfortilførslen ind i modellen, fås det interessante resultat, at koefficienten er negativ (*figur 4.34*). Dette er endnu en indikation af, at en reduktion i fosfortilførslen kan have en negativ effekt på forholdene i sensommeren. Forklaringen er antagelig, at mængden af uorganisk kvælstof, som er til rådighed efter forsommerens produktion, stiger, når der er mindre fosfor til rådighed. Vi har valgt ikke at anvende modellerne til scenarier, idet vi ikke ser nogen effekt af kvælstoftilførslen, og det er usikkert, hvordan effekten af fosfortilførslen vil virke i en situation, hvor kvælstofniveauet i fjorden bringes ned til et niveau, hvor det bliver begrænsende.

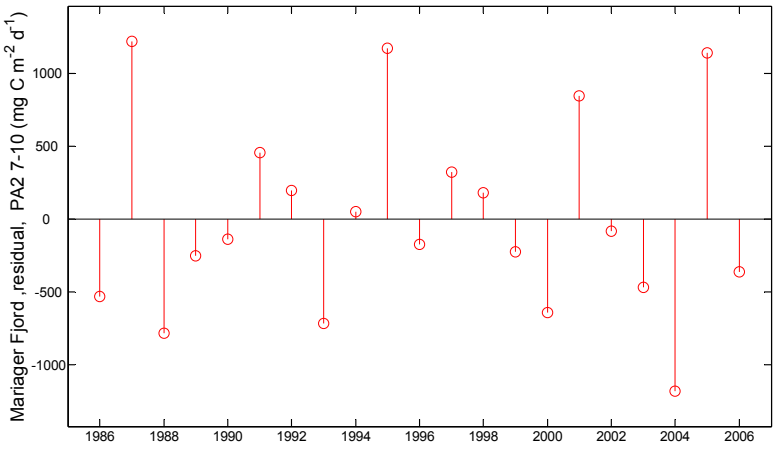
Figur 4.33 Årsmidler af PA2 i Mariager Inderfjord for undersøgelsesperioden (1986-2006).



Figur 4.34 Den valgte P-tvungne løsning til modellering af PA2 i Mariager Inderfjord for perioden juli til oktober. Modellen bygger på variablene: P-tilførsler (marts til juni), vind^3 (februar - juni) og vandtemperatur (juli - oktober). b-koefficienterne for de anvendte variable kan ses i *tabel 4.1*.



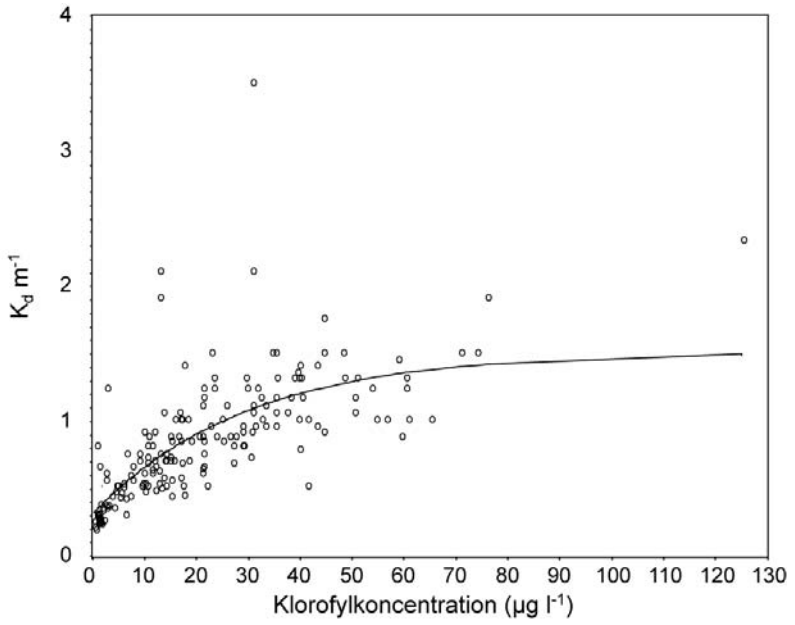
Figur 4.35 Residualerne for den valgte P-tvungne løsning til modellering af PA2.



4.4 Sammenhæng mellem klorofylkoncentration og lyssvækkelse

På grund af lysforholdenes fremtrædende rolle i vurderingen af fjordens tilstand, og fordi klorofylmålinger mangler før 2002, har vi analyseret sammenhængen mellem klorofylkoncentrationen og lyssvækkelsen udtrykt som lyssvækkelseskoefficienten K_d (enhed: m^{-1}). Analysen er baseret på samtlige målinger af klorofylkoncentrationen udtrykt som middelværdien for de øverste 10 m og de tilhørende målinger af sigtdybde, hvor sigtdybden er omregnet til en K_d-værdi ud fra *ligning 4.1*.

$$K_d = 2{,}1 / Z_s \qquad \textbf{Lign. 4.1}$$



Figur 4.36 Figuren viser sammenhængen mellem K_d (m^{-1}) og klorofylkoncentrationen i Mariager Fjord baseret på 192 sammenhørende observationer.

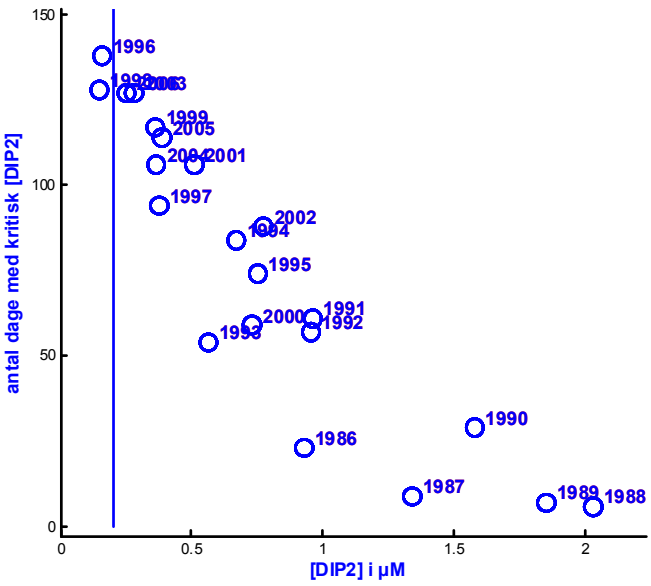
Sammenhængen (*figur 4.36*) beskrives ved en mætningsfunktion, hvor K_d = 0,31 + 1,20 (1-exp(-0,045 * [Chl] / 1,20)). Denne funktion beskriver 51% af variationen i K_d. Udtrykket viser, at der er en baggrundssvækkelse svarende til en K_d-værdi på 0,31, og at K_d stiger relativt kraftigt, når klorofylkoncentrationen stiger ved lave klorofylkoncentrationer. Den øvre grænse for K_d ved høje klorofylkoncentrationer er estimeret til 1,51 m^{-1}. Ud fra funktionen kan en given K_d-værdi omregnes til en omtrentlig klorofylkoncentration, fx svarer en K_d-værdi på 0,52 (= en sigtdybde på 4 meter) til en estimeret klorofylkoncentration på 5,5 µg l^{-1}.

4.5 Antal dage med næringsstofbegrænsning

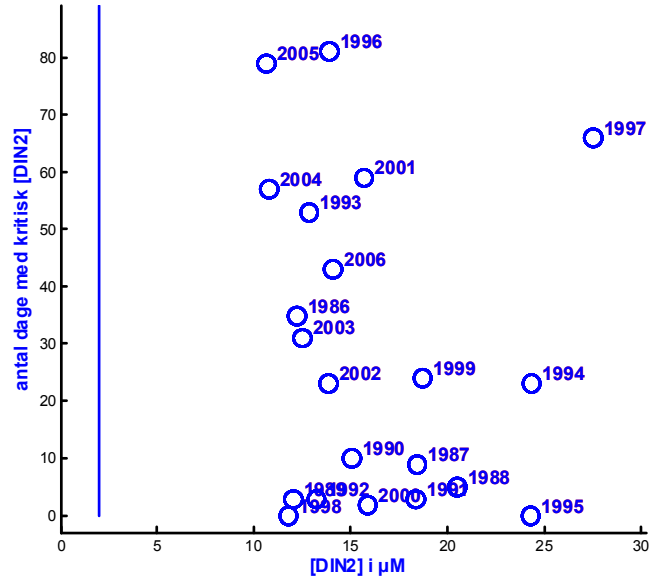
Som støtte til analyserne af fjordens udvikling er der lavet beregninger af det antal dage, hvor henholdsvis fosfor og kvælstof er potentielt begrænsende for fytoplanktonets vækst. Udgangspunktet er en antagelse om, at halvmætningskonstanten for fytoplanktonets vækst ligger på 0,2 µM for fosfor og 2 µM 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 middelkoncentrationen. 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 4.37 viser, at fosfor kun sjældent var begrænsende for algevæksten i mindre end omkring 30 dage $år^{-1}$ før 1990, men at dette tal er steget, så der nu er år, hvor fosfor er begrænsende næsten hele perioden (>127 dage i årene 1996, 1998, 2003 og 2006). Det skal dog bemærkes, at klorofylkoncentrationen stadig er høj, over 20 µg Chl l^{-1}, således at der er betydelige mængder af reaktivt fosfor bundet i planktonbiomassen. *Figur 4.38* viser det tilsvarende billede for kvælstof. Figuren viser, at kvælstofbegrænsning kun sjældent forekommer i mere end 45 dage, svarende til 25% af tiden. Det indikerer, at der ikke kan forventes en effekt af en lavere kvælstoftilførsler, før niveauet kommer betydeligt længere ned. Som minimum skal DIN-koncentrationen være under 2 µM og antagelig noget lavere. Også her skal man tage i betragtning, at der i fjordens nuværende tilstand er bundet store mængder reaktivt kvælstof i planktonbiomassen.



Figur 4.37 Antal dage med P-begrænsning i perioden marts til juli afbildet mod middelkoncentration af uorganisk fosfor i perioden. Lodret blå streg viser det kritiske niveau på 0,2 µM DIP l^{-1}.



Figur 4.38 Antal dage med N-begrænsning i perioden maj til oktober afbildet mod middelkoncentration af uorganisk kvælstof i perioden. Lodret blå streg viser det kritiske niveau på 2 µM DIN l^{-1}.

5 Diskussion

5.1 Fjordens udvikling

Tilførslerne af fosfor til fjorden er faldet markant i perioden og er fortsat faldende. De beregnede årlige tilførsler i 1985 ved normal nedbør var 46,2 tons, og i 2008 er de estimeret til 13,1 tons. Det svarer til en reduktion på 72%. De afstrømningskorrigerede tilførsler falder fortsat med omkring 0,285 tons $år^{-1}$, svarende til 0,6% pr. år i forhold til 1985-værdien. Den faktiske reduktion i tilførslerne har været noget mindre pga. en række år med megen nedbør fra 1999 til 2002. Effekten på fosforkoncentrationerne i fjorden har været markante, både for koncentrationen af total fosfor og uorganisk fosfor, og uorganisk fosfor er nu nede på koncentrationer, som må anses for begrænsende for fytoplanktonets vækst i store dele af vækstsæsonen.

Tilførslerne af kvælstof er ikke reduceret væsentligt i perioden. I 1985 var de beregnede tilførsler ved normal nedbør på 948 tons $år^{-1}$, og i 2008 er de beregnet til 827 tons $år^{-1}$, svarende til en reduktion på 13%. Dette er måleligt, men for lidt til at have en væsentlig effekt for fjorden. Samtidig er de faktiske tilførsler stort set uændrede pga. megen nedbør og en deraf høj udvaskning i årene 1999 til 2002. Koncentrationerne af total kvælstof og uorganisk kvælstof er dog faldende i perioden, men ligger stadig på et meget højt niveau. Der er således et stort overskud af uorganisk kvælstof i hovedparten af planktonalgernes vækstsæson.

Lysforholdene er blevet markant forringet i perioden. Dette gælder både i forsommerperioden og i sensommeren. Lyssvækkelseskoefficienten (K_d) er steget med omkring 0,2 til 0,3 m^{-1} i perioden, og stigningen synes at forsætte. Således er K_d i sensommeren 2006 den højeste, som er målt, og også i forsommeren er værdien for K_d høj i 2006 (*figur 4.18* og *figur 4.21*). Dette er en markant forøgelse af K_d, som på fx 4 meters dybde svarer til en reduktion af lysniveauet til 3,7% af overfladeindstrålingen, eller næsten en faktor 3 lavere end det tidligere niveau på omkring 10%.

Det er uklart, hvad der er årsagen til denne forringelse af lysforholdene, men ændringen kan ikke forklares ud fra de forklaringsvariable, som er anvendt i denne rapport. Forklaringen skal derfor enten søges i andre ændringer i de eksterne forhold, eller i ændringer i fjordens interne dynamik. Det sidste kan fx være: 1) en nedgang i biomassen af blåmuslinger, 2) en reduktion i udbredelsen af ålegræs eller andre forhold som påvirker resuspension eller 3) en ændret dynamik i sæsonvariationen af uorganisk fosfor og kvælstof.

Blåmuslinger er en vigtig komponent i fjordens økosystem og kan potentielt filtrere store mængder af partikler, fx fytoplankton, ud af vandet. Det er derfor nærliggende at foreslå, at stigningen i K_d skyldes en reduktion i biomassen af blåmuslinger. For perioden april-juni sker stigningen i K_d ret markant efter det store iltsvind i 1997, hvilket yderligere støtter denne hypotese, mens stigningen i K_d i sensommeren skete allerede fra omkring 1994. Inderfjorden har dog jævnligt været påvirket af iltsvind, også før 1997, fx i 1980, 82, 84, 85, 89 og 94 (*Andersen et al. 1998*). Under-

søgelser har også vist, at bestanden af blåmuslinger hurtigt blev genetableret efter iltsvindet i 1997 (*Petersen et al. 2002*). Dybdeudbredelsen af blåmuslinger er opgjort fra 1997 og frem, men der er ikke umiddelbart en sammenhæng mellem K_d og denne parameter. Det er muligt, at arealet med egnet substrat for blåmuslinger er reduceret siden midt 90'erne, som følge af gentagne iltsvind og deraf følgende udryddelse af blåmusling (gamle skaller af blåmuslinger er substrat for nye generationer af muslinger). Det kan betyde, at den nuværende biomasse, når der ikke er iltsvind, er lavere end tidligere. Dette er dog kun en hypotese, som ikke kan verificeres af denne analyse.

En større lyssvækkelse kan skyldes kraftigere eller hyppigere resuspension, hvis sedimentet er blevet mere ustabilt, eller mere eksponeret for strøm og bølger pga. en reduktion i udbredelsen af ålegræs. En tilbagegang i udbredelsen af bentiske mikroalger kan også spille en rolle, idet en udbredt belægning af bentiske mikroalger danner en sammenhængende overflade på sedimentet, som reducerer resuspension. Vi har ingen data, som kan underbygge disse forhold. Dog tyder gamle optegnelser på, at ålegræs heller ikke tidligere har spillet en større rolle i inderfjorden (*Andersen et al. 1998*). I den centrale del af inderfjorden betyder de stejle skrænter, at det er et ret lille areal som dækkes, hvis dybdegrænsen for ålegræs stiger. Ændringer i dybdegrænsen for ålegræs vurderes derfor til kun at have en begrænset effekt på lysforholdene i inderfjorden.

Et bemærkelsesværdigt resultat fra analyserne er, at reduktionen af fosfortilførslen til fjorden er negativt korreleret med lysforholdene i sensommeren. Det kan være et statistisk artefakt, dvs. at K_d er steget af andre årsager, men at dette falder sammen med reduktionen i fosfortilførslerne. En anden mulighed er, at lavere fosfortilførsler fører til en lavere primærproduktion i forsommeren, hvor algevæksten normalt begrænses af fosfor. Dette medfører så et lavere optag af uorganisk kvælstof, således at der er mere uorganisk kvælstof til rådighed for fytoplanktonets vækst senere på sæsonen. Tilsvarende mønstre er observeret i andre fjorde, fx Randers Fjord. Imod denne hypotese taler dog det forhold, at der er et overskud af uorganisk kvælstof igennem hele vækstsæsonen. En mindre fjernelse af uorganisk kvælstof i forsommeren burde derfor ikke have den store betydning for produktions- og lysforhold i sensommeren.

På det foreliggende grundlag er det ikke muligt at afgøre, hvorfor lysforholdene i inderfjorden er forringet siden midt 90'erne. Da der ikke findes pålidelige klorofylmålinger fra før 2002, er det heller ikke muligt at fastslå, om ændringerne skyldes en tilsvarende stigning i fytoplanktonbiomassen, eller om ændringerne skyldes andre forhold, som påvirker lysets dæmpning i vandsøjlen.

5.2 Fjordens tilstand ved reduktion i næringsstoftilførsler

Da projektets hovedformål er at tilvejebringe det faglige grundlag for en vandplan, som kan opfylde EU's vandrammedirektiv om "god økologisk tilstand", har vi forsøgt at anvende de udviklede modeller til at forudsige fjordens tilstand ved en reduktion i tilførslerne af næringsstoffer. Opgaven vanskeliggøres dog af tre forhold: 1) Fjordens nuværende tilstand er meget langt fra "god økologisk tilstand", og modellerne skal derfor ekstrapoleres langt ud over det interval, hvor der findes data. 2) Det er van-

skeligt at fastlægge grænsen for "god økologisk tilstand". 3) For kvælstof er de allerede udførte reduktioner i tilførslerne så små, omkring 13%, at det er svært at registrere en effekt i fjorden og følgelig svært at ekstrapolere denne effekt. I det følgende har vi anvendt modellerne fra resultatafsnittet til at fastlægge niveauer for koncentrationer af kvælstof, fosfor, lysvækkelse og primærproduktion (kun for forårsperioden) ved lavere tilførsler, samt til at give en samlet vurdering af de nødvendige reduktioner i tilførslerne for at bringe fjorden i balance.

5.2.1 Kvælstofkoncentrationer

Total kvælstof (TN)

Koncentrationen af TN er i øjeblikket omkring 90 µM N. De muligheder vi har for at fastsætte en grænse mellem god og moderat økologisk tilstand er at anvende en empirisk relation mellem TN og ålegræssets dybdegrænse. Tidligere har man opereret med en ønsket sigtdybde på 4 m (*Ellegaard & Sørensen 2001*), hvilket giver en dybdegrænse for ålegræs på 3,9 m og et mål for TN på 35 µM (se *boks 1*). Dette er meget lavt og må anses for urealistisk for Mariager Fjord. Modellens forudsigelse ved en kvælstoftilførsel på nul er således 62 µM TN. Gamle optegnelser viser, at ålegræs tidligere har vokset ud til omkring 2 meter i inderfjorden (*Andersen et al. 1998*), hvilket ifølge *boks 1* svarer til en TN-koncentration på 85 µM.

En anden mulighed er at anvende modellens forudsigelse af en TN-koncentration ved den estimerede naturlige baggrund for tilførsler af kvælstof på 144 tons N $år^{-1}$. Modellens estimat ved denne tilførsel er på 67,3 µM N, og lægger man 25% til, svarer dette til 84 µM N, eller det samme som estimeret ud fra gamle optegnelser af ålegræs. Modellen forudsiger, at man vil opnå denne koncentration ved en tilførsel på 580 tons N $år^{-1}$. Anvendelsen af relationen mellem TN-koncentrationen og dybdegrænsen for ålegræs anses dog for meget usikker, ligesom det er usikkert, om observationen af ålegræs på 2 meters dybde omkring år 1900 udgør en egentlig dybdegrænse eller blot er den dybde, man havde redskaber til at undersøge.

Boks 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.

Relationen er: $\ln(Zc) = (6{,}039 \pm 0{,}768) - (0{,}755 \pm 0{,}121)\ln\left(\frac{TN^*}{14}\right)$

hvor Zc er dybdegrænsen for ålegræs og 14 er molvægten for kvælstof.

Den omvendte relation er: $TN = \frac{\exp\left(\frac{\ln(Zc) - 6{,}039}{-0{,}755}\right)}{14}$

Zc (meter)	TN ((µM)
1	213
2	85
3	50
4	34
5	25
6	20

Koncentration af uorganisk kvælstof (DIN) i vækstperioden

Koncentrationen af DIN i sommerperioden var 11,8 µM N i årene 2004 til 2006. Det er omkring 6 gange over det niveau, som anses for begrænsende for fytoplanktons vækst (2 µM N), og fjorden er således langt fra en situation, hvor kvælstof for alvor begrænser algevæksten. Modellen forudsiger, at en koncentration på 2 µM N opnås ved en årlig tilførsel på 470 tons kvælstof. Modellen kan ikke forudsige klorofylkoncentrationen ved denne tilførsel, og det er sandsynligt, at der stadig vil være høje koncentrationer af klorofyl, selvom DIN-koncentrationen er omkring 2 µM N, idet en stor del af det omsættelige kvælstof vil være bundet i fytoplankton. En situation med lavere koncentrationer af klorofyl, samtidig med at DIN-koncentrationen bringes under 2 µM N, vil antagelig forudsætte en yderligere reduktion i tilførslerne af kvælstof. Den nuværende klorofylkoncentration i sensommeren er på 26 µg Chl l^{-1}. Hvis man antager et Chl:C forhold på 30, og Redfieldsforhold for C:N-indholdet i fytoplankton, får man, at den nuværende fytoplanktonbiomasse svarer til 9,8 µmol N l^{-1}. Hvis klorofylkoncentrationen skal nedbringes til 5,5 µg Chl l^{-1} (se *afsnit 4.4*), skal der fjernes 7,7 µmol N l^{-1}. Tillades en DIN-koncentration på 2 µM DIN, er målet således en "negativ DIN-koncentration" på -5,7 µmol N l^{-1}. Dette forudsiger modellen ved en kvælstoftilførsel på 185 tons kvælstof pr. år.

5.2.2 Fosforkoncentrationer

Total fosfor (TP)

Koncentrationen af TP er 2,33 µM P i gennemsnit over årene 2004 til 2006. Vi har ingen objektive mål for en TP-koncentration ved god økologisk tilstand, men anvendes samme fremgangsmåde som for TN fås, at koncentrationen ved en baggrundstilførsel af fosfor på 5,25 tons fosfor pr. år er 0,60 µM P, hvilket tillagt 25% svarer til 0,75 µM P. Denne koncentration opnås ved en fosfortilførsel på 6,3 tons P pr. år. For TP er modellens forudsigelse rimelig tæt på nul (-0,17 µM P) ved en ekstrapolering tilbage til en tilførsel på nul. Det giver lidt mere tillid til modellens forudsigelser ved ekstrapolering ned til meget lave tilførsler.

Uorganisk fosfor (DIP) i vækstperioden

Koncentrationen af uorganisk fosfor har været under 0,2 µM P i mere end 100 dage de sidste 4 år og er således begrænsende for fytoplanktons vækst i lange perioder af vækstsæsonen. Modellen forudsiger, at en middelkoncentration på 0,2 µM P i perioden marts til juli opnås ved en tilførsel på 10,3 tons P pr. år. Ud fra *figur 4.37* kan man se, at fosforbegrænsning i hele vækstperioden opnås ved en koncentration omkring 0,1 µM P, svarende til en tilførsel på 8,8 tons fosfor pr. år. Modellen for DIP er således meget følsom overfor ændringer i fosfortilførslen, og modellen giver negative koncentrationer ved årlige tilførsler af fosfor under 7,2 tons P pr. år. Et yderligere problem er, at der er en stor mængde omsætteligt fosfor bundet i fytoplankton, således at koncentrationer under 0,2 µM P forekommer, fordi der er bundet meget fosfor i fytoplankton. Et estimat af fosformængden i fytoplankton kan fås ved at anvende en C:Chl ratio på 30 og Redfieldsforhold for C:N:P i fytoplankton. Med disse forudsætninger svarer de nuværende omkring 22 µg Chl l^{-1} til 0,52 µM P. En samtidig nedbringelse af DIP-koncentrationen til 0,2 µM P, plus en reduktion af omsætteligt fosfor svarende til at klorofylkoncentration falder fra de nuværende 22 µg Chl l^{-1} til 5,5 µg Chl l^{-1} (*afsnit 4.4*), vil, ifølge modellen, forudsætte, at fosfortilførslen nedsættes til 4,2 tons pr. år.

5.2.3 Vandets klarhed

Lyssvækkelsen i vandsøjlen er afgørende for udbredelsen af makrovegetation og for produktionsforholdene i vandsøjlen. Samtidig afspejler lysforholdene koncentrationerne af både fytoplankton og organisk stof i fjorden. Vandets klarhed er dermed en god indikator for fjordens miljøtilstand. Vi har derfor lagt særlig vægt på denne parameter i vurderingen af fjordens tilstand og har lavet modeller både for lyssvækkelseskoefficienten (K_d) og for sigtdybden. Modellerne er endvidere delt op i 2 perioder, som dækker henholdsvis forårsperioden marts til juni og sensommerperioden juli til september.

Tidligere har man har haft en målsætning om en sigtdybde på 4 m, svarende til en lyssvækkelseskoefficient på 0,52 m^{-1} (*Ellegaard & Sørensen 2001*). Denne værdi er derfor anvendt som et udgangspunkt for beregningerne.

Lyssvækkelseskoefficienten

Modellen for K_d i forsommeren påvirkes positivt af tilførsler af både fosfor og kvælstof. Det nuværende niveau på 0,86 m^{-1} er meget højt og langt fra målsætningen på 0,52 m^{-1}. Her skal man være opmærksom på, at K_d indgår som koefficient i en eksponentiel svækkelse af lyset. En ændring af K_d fra 0,52 til 0,86 m^{-1} svarer til, at lyset reduceres med omkring en faktor 4, fra 13% til 3,2% af overfladeindstrålingen på 4 meters dybde. Det betyder, at selv små ændringer af K_d påvirker muligheden for bundplanters vækst meget betydeligt. Modellen forudsiger en K_d på 0,44 m^{-1} med den naturlige baggrundstilførsel af næringsstoffer og 0,52 m^{-1} ved tilførsler, som ligger noget over dette niveau, fx 6 tons fosfor og 370 tons kvælstof.

Lyssvækkelsen i sensommeren ligger på samme niveau som i forsommeren, men påvirkes anderledes af tilførsler ifølge modellen, således at det kun er kvælstoftilførsler, der får K_d til at stige. I en naturtilstand forudsiges en K_d på 0,63 m^{-1}, dvs. over målsætningen om K_d = 0,52 m^{-1}, og der kan derfor ikke laves et scenario med målopfyldelse.

Sigtdybde

Modellerne for sigtdybde ligner modellerne for K_d og giver også et lignende resultat i scenarier. I forsommeren kan den nuværende sigtdybde på 2,9 m bringes op på 4 meter med tilførsler, som ligner dem, som forudsiger en K_d-værdi på 0,52 m^{-1}, fx 6 tons fosfor og 500 tons kvælstof. I sensommeren forudsiger modellen, at sigtdybden stiger med faldende kvælstoftilførsler, men også at sigtdybden vil falde med faldende fosfortilførsler. Samme billede sås i nogle modeller for K_d i sensommeren (*afsnit 4.3.3*). Modellens estimat ved den naturlige baggrundstilførsel er netop 4 meter, dvs. at modellen for sigtdybde er lidt mere optimistisk end modellen for K_d i sensommeren. En gennemsnitlig sigtdybde på 4 meter over hele sommeren forudsiges ved fx en fosfortilførsel på 7,7 tons pr. år og en kvælstoftilførsel på 270 tons pr. år.

5.2.4 Primærproduktion

Modellerne for primærproduktion viser, at produktionen i forsommeren er afhængig af den direkte tilførsel af fosfor, mens produktionen i sensommeren styres af andre forhold. Et scenario med en tilførsel på 7,7

tons fosfor pr. år vil nedsætte primærproduktionen i forsommeren med 22%.

5.3 Samlet vurdering

Fastsættelse af miljømål i EU's vandrammedirektiv skal som udgangspunkt baseres på historiske data, fx for udbredelsen af ålegræs. Da der ikke findes pålidelige data for dybdeudbredelsen af ålegræs for Mariager Fjord, kan denne metode ikke anvendes. Man kan beregne tilstanden, fx som koncentrationsniveauer, ud fra modellerne, hvor man anvender den naturlige baggrundstilførsel og så tillader en afvigelse på fx 25%. Dette er dog en meget usikker metode, idet der både er en betydelig usikkerhed på estimatet af den naturlige baggrundstilførsel og på modellernes forudsigelser ved tilførsler, der ligger så langt fra det datagrundlag, som modellerne er baseret på. Det er derfor ikke muligt at fastsætte en præcis målsætning for fjorden og dermed heller ikke et niveau for næringsstoftilførsler, som giver målopfyldelse. I stedet har vi valgt at lave en helhedsvurdering med vægt på, at koncentrationer af uorganisk næringsstoffer i vækstperioden skal ned på et niveau, som er begrænsende for algevæksten, samtidig med at klorofylkoncentrationen nedbringes til et niveau, som giver en væsentlig bedre sigtdybde.

På den baggrund er anbefalingen, at tilførslerne nedbringes til mellem 6 til 8 tons fosfor og mellem 200 og 400 tons kvælstof årligt. Tilførsler på det niveau vil, ifølge modellerne, betyde, at fytoplanktonets vækst vil være næringsstofbegrænset i hele vækstsæsonen, samtidig med at klorofylniveauet bringes væsentligt ned. Det vil samtidig give klarere vand, til et niveau der vil tillade ålegræs at vokse ned til omkring 3,3 meters dybde, og det vil give en markant reduktion i koncentrationerne af total kvælstof, total fosfor og også primærproduktionen i forårsperioden. Det må antages, at en signifikant reduktion i primærproduktionen over tid også vil reducere udbredelsen af iltsvind. Det vil formindske den interne frigivelse af næringsstoffer, hvilket kan accelerere en positiv udvikling for fjorden.

På baggrund af analyserne anbefales det, at der sker en reduktion af tilførslerne for både kvælstof og fosfor. Det kan ikke anbefales at reducere fosfor frem for kvælstof, pga. de forhold som er nævnt omkring negative effekter af en yderligere reduktion i N/P-forholdet i tilførslerne. For lyssvækkelsen i foråret er der en positiv effekt ved en reduktion af både kvælstof og fosfor, og man kan derfor beregne den relative betydning af en reduktion i de to næringsstoffer til omkring 45 tons N/tons P, dvs. at et tons fosfor har samme effekt som 45 tons kvælstof. Denne omregning gælder kun for lyssvækkelsen i forårsperioden.

Det skal bemærkes, at selvom der gennemføres tiltag, der reducerer tilførslerne til ovenstående niveauer, kan det ikke forventes, at fjorden vil opfylde målene i 2015. Det må forventes, at der vil gå en længere årrække, inden effekterne af tiltag, der reducerer tilførslerne, faktisk vil slå igennem i fjorden. Cirka 2/3 af det vand, der strømmer til Mariager Fjord, kommer fra grundvand, som typisk er 20-30 år gammelt. Det betyder, at der for en lang række tiltag er en betydelig forsinkelse fra tiltaget implementeres, og til det faktisk giver lavere tilførsler til fjorden. Samtidig ser det ud til, at der er en intern forsinkelse i fjorden, således at

der går omkring ti år, før fjorden er i ligevægt ved et nyt niveau af tilførsler.

5.4 Sammenligning med tidligere modeller

I notater fra februar 2002 (*Hansen & Markager 2002*) og juli 2003 (*Markager & Storm 2003*) er der tidligere anvendt empiriske modeller til at estimere anbefalede årlige tilførsler til fjorden. I det første notat blev det anbefalet, at de årlige tilførsler til fjorden nedbringes til mellem 16 og 18 tons fosfor og 420 til 660 tons kvælstof. Disse tilførsler er til hele fjorden og svarer til mellem 10,4 og 11,7 tons fosfor og mellem 273 og 429 tons kvælstof pr. år til inderfjorden. I dette notat indgik data for klorofylkoncentrationen, som siden har vist sig at være fejlbehæftede pga. en fejl i udførelsen af laboratorieanalyserne. Notatet fra 2003 var kun baseret på data for sigtdybde. Her var anbefalingen – omregnet til årlige tilførsler til inderfjorden – 10,4 tons fosfor og 493 tons kvælstof.

For kvælstof er der en rimelig overensstemmelse mellem de gamle og de nye estimater af den højeste anbefalede tilførsel, henholdsvis 351 og 493 i de gamle notater og 300 tons kvælstof pr. år i denne rapport. Variationen på omkring 200 tons pr. år må antages at ligge inden for modellernes usikkerhed. I notatet fra 2003, hvor estimatet var højst (493 tons pr. år), blev det forudsat, at udbredelsen af iltsvind i fjorden samtidig blev reduceret. Dette er ikke forudsat i denne analyse.

For fosfor ligger den nye anbefaling ca. 1/3 lavere end de gamle (fra mellem 10 og 11 tons til 7 tons pr. år). Igen er en del af forklaringen, at iltsvind indgik som en forklaringsvariabel i de tidligere modeller, og at det blev forudsat, at udbredelsen af iltsvind ville aftage. I nærværende rapport indgår iltsvind ikke i analysen, og en eventuel positiv effekt af at udbredelsen af iltsvind aftager, er derfor ikke medtaget. Det er fortsat muligt, at denne effekt vil optræde, idet man må forvente, at lavere tilførsler af næringsstoffer ad åre vil nedsætte iltforbruget ved bunden og dermed reducere den interne tilførsel af fosfor og kvælstof fra sedimentet.

5.4.1 Sammenligning af modeller for sigtdybde

Notatet fra 2003 indeholder modeller for sigtdybde, som er direkte sammenlignelige med modellerne i denne rapport. For perioden april-juni indeholder notatet to modeller, hvor koefficienten for fosfortilførsel er henholdsvis -0,33 ±0,06 og -0,51 ±0,18 procent ændring i sigtdybden pr. procent ændring i tilførslen. Omregnes værdien fra *tabel 4.1* til samme enhed, fås en værdi på -0,32%/%, dvs. meget tæt på den laveste værdi i notatet fra 2003. Perioden for beregning af fosfortilførsel er også den samme. Indstråling indgik også i den tidligere model med en negativ koefficient, mens modellen i denne rapport (*tabel 4.1*) også indeholder kvælstoftilførsel, vandtemperatur og vind[3]. For sigtdybden i perioden juli til september indeholder notatet fra 2003 fem modeller. For de modeller, som indeholder koefficienterne for kvælstoftilførsel, er disse henholdsvis -0,28, -0,79 og -0,34 procent ændring i sigtdybden/procent ændring i tilførslen af kvælstof. Den nuværende analyse har en koefficient på -0,57, dvs. ca. midt i intervallet fra den tidligere analyse.

Sammenligningen viser således, at resultaterne fra modellerne i denne rapport er meget lig resultaterne fra de tidligere modeller, både for de enkelt koefficienter og i de overordnede konklusioner.

5.5 Målsætninger og forbehold

Nærværende rapport forsøger at etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og fjordens tilstand ved hjælp af empiriske modeller.

Modellerne kan anvendes til at forudsige de maksimalt acceptable tilførsler for en given målsætning for fjorden. Modellerne kan ikke anvendes til at fastlægge en målsætning. Dette er et politisk spørgsmål, hvor man må afveje, hvilken tilstand man ønsker i fjorden mod de omkostninger, der er forbundet med at reducere tilførslerne af næringsstoffer.

Der hvor analyserne i denne rapport kan hjælpe med objektive kriterier er omkring niveauerne for uorganisk kvælstof og fosfor i vækstperioden. Man kan ikke forvente en væsentlig reduktion i biomassen af fytoplankton, før disse koncentrationer kommer under henholdsvis 0,2 µM for fosfor og 2 µM for kvælstof i store dele af vækstsæsonen. Det svarer til tilførsler på 8,8 tons fosfor og 470 tons kvælstof pr. år. Det er således objektive estimater af maksimalt acceptable tilførsler, hvis den nuværende koncentration af fytoplankton skal reduceres, og dermed også for at opnå forbedringer af lysforholdene. Hvor stor en reduktion man ønsker i fytoplanktonbiomassen – og tilsvarende forbedring af lysforholdene – bestemmer, hvor stor en yderligere reduktion man er nødt til at foretage. Ovenstående anbefalinger af tilførsler på mellem 6 og 8 tons fosfor og 200 og 400 tons kvælstof vil, ifølge modellerne, antagelig bringe klorofylniveauet ned omkring 5-6 µg Chl l^{-1} og forbedre lysforholdene så meget, at ålegræs kan vokse ud til dybder mellem 3 og 4 meter. En reduktion til under 8,8 tons fosfor og 470 tons kvælstof pr. år kan således betragtes som en objektiv nødvendighed under den forudsætning, at man ønsker en forbedring af miljøtilstanden og under hensyntagen til modellernes usikkerhed. Behovet for reduktioner i tilførslerne ud over dette niveau er subjektive, og afhænger af hvor store forbedringer man ønsker.

Analyserne i denne rapport beskriver fjordens nuværende tilstand, og hvordan den i øjeblikket reagerer på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Man kan forstille sig, at en markant reduktion af tilførslerne over tid vil bringe fjorden i en anden 'tilstand' – et såkaldt regimeskift. For eksempel må man forvente, at frigørelsen af næringsstoffer fra sedimentet vil formindskes, hvis udbredelsen af iltsvind bliver mindre, som følge af en mindre tilførsel af organisk stof fra den fotiske zone. Det kan potentielt forbedre forholdene i fjorden betydeligt og med tiden reducere behovet for at tilførslerne af næringsstoffer er så lave, som anbefalet i denne rapport. Omvendt kan man også forestille sig, at klimaændringer – fx med varmere somre og mere nedbør – vil påvirke fjorden negativt, hvilket vil betyde, at tilførslerne skal reduceres yderligere.

6 Referencer

Andersen, F., Andersen, J.M, Broch, K., Fallesen, G., Hansen, D.F., Hansen, L.E., Jensen, C.A., Sømod, B., Sørensen, H.M. & Wiggers, L. 1998: Mariager Fjord. Udvikling og status 1997. Århus Amt og Nordjyllands Amt, 198 s.

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.

Ellegaard, C. & Sørensen, H. M. 2001: Notat. Mariager Fjord næringssalttilførsler og miljøtilstand. Århus Amt, 1. december 2001, revideret 26. august 2002.

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. & Hansen, A. S. 2002: Notat om Mariager Inderfjord. Empirisk modellering af fjordens tilstand. - Fagligt notat, 8. februar 2002.

Markager, S. & Storm, L. 2003: Empirisk modellering af sammenhængen mellem vandets klarhed og tilførsler af kvælstof og fosfor til Mariager Fjord. - Fagligt notat, 11. juli 2003.

Markager, S., Hansen, A.S., Broch, K., Ellegaard, C., Fossing, H., Hansen, L.E., Larsen, J.E., Petersen, J.K. & Sørensen, H.M. 2002: Empirisk modellering af Mariager Fjord. - Vand & Jord 9: 110-114.

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.

Petersen, J.K., Stenalt, E. & Hansen, B.W. 2002: Invertebrate re-colonisation in Mariager Fjord (Denmark) after a severe hypoxia. II. Blue mussels (*Mytilus edulis* L.). - Ophelia 56(3): 215-226.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser
er en del af
Aarhus Universitet.

DMU's opgaver omfatter forskning,
overvågning og faglig rådgivning
inden for natur og miljø.

På DMU's hjemmeside www.dmu.dk
finder du beskrivelser af DMU's aktuelle
forsknings- og udviklingsprojekter.

Her kan du også finde en database over alle publikationer
som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler,
rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

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. 2008

Nr. 676 Fodring af kortnæbbede gæs om foråret i Vestjylland. Biologiske fakta til understøttelse af fremtidig forvaltningsstrategi. Af Madsen, J. 20 s. (elektronisk)

675 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2006. By Nielsen, O.-K. et al. 504 pp. (electronic)

674 Environmental monitoring at the cryolite mine in Ivittuut, Spouth Greenland, in 2007. Johansen, P. et al. 31 pp. (electronic)

672 Revised emission factors for gas engines including start/stop emissions. Sub-report 3 (NERI). By Nielsen, M., Illerup, J.B. & Birr-Petersen, K. 67 pp. (electronic)

671 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Programbeskrivelse 2008. Af Boutrup, S. & Jensen, P.N. (red.). 33 s. (elektronisk)

670 Prioriteringsmetoder i forvaltningen af Habitatdirektivets naturtyper og arter i Natura 2000-områder. Af Skov, F. et al. 36 s. (elektronisk)

669 Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Kristensen, E.A. et al. 55 s. elektronisk)

668 Brændefyring i hjemmet – praksis, holdninger og regulering. Af Petersen, L.K. & Martinsen, L. 48 s. (elektronisk)

667 Denmark's National Inventory Report 2008. Emission Inventories 1990-2006 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. By Nielsen, O.-K. et al. 701 pp. (electronic)

666 Agerhønens biologi og bestandsregulering. En gennemgang af den nuværende viden. Af Kahlert, T., Asferg, T. & Odderskær, P. 61 s.

665 Individual traffic-related air pollution and new onset adult asthma. A GIS-based pilot study. By Hansen, C.L. et al. 23 pp.

664 Aluminiumsmelter og vandkraft i det centrale Grønland. Datagrundlag for natur og ressourceudnyttelse i forbindelse med udarbejdelse af en Strategisk Miljøvurdering (SMV). Af Johansen, P. et al. 110 s.

663 Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. By Dahl, K. & Carstensen, J. 25 pp.

662 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2007. By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 31 pp.

661 Tilstandsvurdering af levesteder for arter. Af Søgaard, B. et al. 72 s.

660 Opdatering af vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO_2 forureningen i de største danske byer. Af Ketzel, M. & Palmgren, F. 37 s.

659 Optimering af behandlingseffekten i akvakultur. Minimering af forbrug og udlednbing af hjælpestoffer. Af Sortkjær, O. et al. 124 s. (also available in print edtion).

658 Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Af Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K.E. 66 s.

657 High density areas for harbour porpoises in Danish waters. By Teilmann, J. et al. 40 pp.

656 Manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken i jagtsæsonen 2006/07. Af Asferg, T. 21 s.

654 Rapportering af Luftemissioner på Grid. Metoder og principper. Af Jensen, M.T. et al. 56 s.

653 Control of Pesticides 2006. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 25 pp.

652 A preliminary strategic environmental impact assessment of mineral and hydrocarbon activities on the Nuussuaq peninsula, West Greenland. By Boertmann, D. et al. 66 pp.

651 Undersøgelser af jordhandler i forbindelse med naturgenopretning. Af Jensen, P.L., Schou, J.S. & Ørby, P.V. 44 s.

650 Fuel consumption and emissions from navigation in Denmark from 1990-2005 – and projections from 2006-2030. By Winther, M. 108 pp.

Rapporten giver en analyse af miljøtilstanden i Mariager Inderfjord, hvordan den har udviklet sig siden 1986, og sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og fjordens tilstand. Rapporten er lavet for at styrke det faglige grundlag for udarbejdelsen af en vandplan for fjorden med henblik på at opfylde EU's vandrammedirektiv. Rapporten konkluderer, at tilførslerne af kvælstof antagelig skal reduceres fra de nuværende omkring 826 tons pr. år til mellem 200 og 400 tons pr. år, hvis man skal opfylde kravet om god økologisk tilstand. For fosfor er den tilsvarende reduktion fra et niveau på nuværende 13,1 tons pr. år i 2008 til mellem 6 og 8 tons pr. år. Det understreges samtidig, at der er en betydelig usikkerhed på disse forudsigelser, da fjorden i dag er langt fra en god økologisk tilstand. Samtidig må man forvente en betydelig tidsforsinkelse fra tilførslerne faktisk reduceres og til man ser en effekt i fjorden.

Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

ISBN 978-87-7073-062-4
ISSN 1600-0048