



# RAVN SØ



Agwaplan Task 1.1: Modellering af scenarier for næringsstofflørsens påvirkning af den økologiske kvalitet i Ravn Sø Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser og Århus Amt

---

Denne rapport er udarbejdet med støtte fra Det Europæiske Fællesskabs finansielle instrument LIFE.



This report is prepared with the contribution of the LIFE financial instrument of the European Community.

---

# Indholdsfortegnelse

Indledning	3
1.1 Vandrammedirektivet og de danske søer	3
Ravn Sø	5
2.1 Introduktion til Ravn Sø	5
2.1.1 Morfometri og opland	5
2.1.2 Økologiske klasser og tilstanden i Ravn Sø	6
Økologisk model	11
3.1 Introduktion til økologisk modellering	11
3.2 Konceptuel model – DYRESM-CAEDYM	11
3.2.1 Hydrodynamisk model – DYRESM	12
3.2.2 Økologisk model – CAEDYM	16
3.3 Datagrundlag	21
3.4 Kalibrering og validering af model	22
3.4.1 Kalibreringsprocedure	22
3.4.2 Kalibrerings- og valideringsresultater	23
3.4.3 Fejlfunktioner for kalibrerings- og valideringsperiode	36
3.5 Simulering af reduceret fosfortilførsel	37
3.5.1 Simuleringsresultater for fosfor og kvælstof: års- og sommerniveau	38
3.5.2 Simuleringsresultater for fytoplankton: års- og sommerniveau	40
3.5.3 Simuleringsresultater for zooplankton: års- og sommerniveau	41
3.5.4 Simuleringsresultater for sigtddybden: års- og sommerniveau	42
3.5.5 Simuleringsresultater: sæsondynamik	43
3.6 Simulering af reduceret kvælstoftilførsel	46
3.6.1 Simuleringsresultater for kvælstof: års- og sommerniveau	47
Konklusion	49
Referencer	51



## Indledning

### - introduktion og formål

#### 1.1 Vandrammedirektivet og de danske søer

EU's Vandrammedirektiv skal bl.a. sikre, at der senest i 2015 opnås mindst en god økologisk tilstand i medlemslandenes søer, svarende til en tilstand, som kun i mindre grad må afvige fra den upåvirkede referencetilstand. Implementeringen af direktivet betyder, at miljøtilstanden i de danske søer skal klassificeres i forhold til fem kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe eller dårlig. Søndergaard *et al.* (2003) og Søndergaard *et al.* (2005) har givet forslag til metoder, hvormed de danske søer typeinddeles, hvor referencetilstanden estimeres samt til bestemmelse af en økologisk klassificering på baggrund af en række biologiske og kemiske parametre.

Mange af de danske søer er tidligere blevet påvirket af et intensiveret landbrug, spildevandsudledninger osv. Selvom den eksterne nærings saltbelastning i dag er reduceret, bl.a. som følge af forbedret spildevandsrensning, kan kun få, om nogen, af søerne betegnes som upåvirkede. Der kan således være behov for en yderligere reduktion i den eksterne nærings saltbelastning for at sikre, at søerne kan leve op til vandrammedirektivets bestemmelser. Da det kan tage flere år for en sø at indstille sig i en ligevægt i forhold til en reduceret nærings saltbelastning, er det vigtigt at få fastlagt handlingsplaner for de enkelte søer i god tid, således der er mulighed for at overholde direktivets bestemmelser inden udgangen af 2015. Dette projekt har til formål, at estimere den nødvendige reduktion i nærings saltbelastningen til case-søen Ravn Sø. Projektet er en del af et større EU LIFE projekt, hvor østjyske landmænd, Danmarks JordbrugsForskning, Dansk Landbrugsrådgivning og Århus Amt arbejder sammen med det fælles formål, at bringe landbrugets påvirkning af drikkevand og vandmiljø i overensstemmelse med direktivets krav, samtidig med at landmændene fortsat kan drive deres erhverv med fortjeneste.

Omfanget af den nødvendige reduktion i den eksterne nærings saltbelastning kan bl.a. estimeres ved at opstille komplekse økologiske modeller for søerne, som underlægges vandrammedirektivet. Modellerne skal således beskrive en lang række af de kemiske og biologiske parametre, som giver indblik i søernes økologiske tilstand, hvorved tilstanden ved forskellige niveauer af nærings saltbelastning kan simuleres. Den tilstand, som søerne ifølge modellerne kan opnå ved reduceret nærings saltbelastning, kan efterfølgende forholdes til DMU's hidtidige forslag til økologisk klassificering (Søndergaard *et al.*, 2003). For at opstille pålidelige deterministiske modeller er det essentielt, at der foreligger en detaljeret og sammenhængende tidsserie af måledata, som kan danne grundlaget for kalibrering samt validering af modellerne. Disse forudsætninger er opfyldt for en stor del af de danske søer, da disse har været overvåget igennem hhv. NOVA og NOVANA programmerne siden 1989.

Igennem afgangprojektet "Klimaændringernes konsekvenser for ferskvandssøer – økologisk modellering af Ravn Sø", er den initiale opstilling af en kompleks deterministisk model foretaget for Ravn Sø. Der er taget udgangspunkt i en endimensionel vandkvalitetsmodel (DYRESM-CAEDYM), som er udviklet på *Centre for*

*Water Research* ved *The University of Western Australia*. Modellen indeholder bl.a. beskrivelser af temperaturfordeling, næringssaltkredsløb, iltforhold og fytoplanktonsamfund (Trolle, 2005). I dette projekt er modelkalibreringen forbedret i forhold til afgangprojektet, således at modellen, ud over at beskrive temperaturfordelinger, iltforhold og næringssaltkredsløb i søens vertikale profil, også giver en dynamisk beskrivelse af kisel- og furealger, som dominerer algesamfundene i Ravn Sø samt Cladoceer og Calanoide Copepoder. Med udgangspunkt i måledata for næringssalttilførslen er der opstillet og simuleret forskellige scenarier med hhv. en reduceret fosfortilførsel og en reduceret kvælstoftilførsel til Ravn Sø. Resultaterne fra modelsimuleringerne er efterfølgende forholdt til de økologiske klasser, og på baggrund af denne sammenligning er der anbefalet en størrelsesordenen på den nødvendige reduktion i næringssaltbelastningen.

## Ravn Sø

### - introduktion

#### 2.1 Introduktion til Ravn Sø

Det helt centrale for opbygning af en model, som kan beskrive tilstanden i Ravn Sø, er en udbredt forståelse for de fysiske, kemiske og biologiske forhold, som reelt dikterer tilstanden i Ravn Sø. Med kendskab til disse forhold kan processer, som forventes at have indflydelse på tilstanden i Ravn Sø, afgrænses, udvælges og beskrives via en numerisk model.

Ravn Sø er en del af det midtjyske søhøjland og er beliggende i Ry kommune, ca. 5 km øst for Ry. Søen ligger i en øst/vest-gående tunneldal, som blev dannet under sidste istid, og jordbunden i søens opland består hovedsageligt af lerblandet sand (Jørgensen, 2004).

I 1970'erne var Ravn Sø forurenet betydeligt med spildevand, men har på trods af denne forurening aldrig været karakteriseret som stærkt forurenet (Århus Amt, 2005A). En forbedret spildevandsrensning, især igennem 1980'erne, har sikret en gennemsnitlig sigtddybde om sommeren på ca. 3-3,5 m siden slutningen af 1980'erne, hvor den i 1970'erne var ca. 2,5-3 m.

Siden 1989 har Ravn Sø indgået i NOVA-programmet (Århus Amt, 2005B). I NOVANA-programmet, som trådte i kraft fra 1. januar 2004, er Ravn Sø udvalgt som intensiv overvågningssø. Der foreligger således målinger for tilførslen af næringsalte via vandløb og målinger i søens overfladevand samt bundvand for bl.a. næringsalte, zoo- og fytoplankton, temperatur og ilt. Desuden er der i nogle af overvågningsårene udført biologiske undersøgelser omfattende undervandsplanter, fisk og bunddyr.

##### 2.1.1 Morfometri og opland

Oplandet i Ravn Sø området består hovedsageligt af dyrkede arealer, skovklædte bakker og i mindre omfang spredt bebyggelse og vådområder (Tabel 2.1.1).

Ravn Sø er en af Danmarks dybeste søer og har en maksimal dybde på 33 m. Da søen er meget dyb og beliggende i en vindbeskyttende tunneldal, dannes der hver sommer en temperaturlagdeling af vandmasserne, som afhængigt af vejret varer 4-5 måneder (Jørgensen, 2004).

Tabel 2.1.1 Morfometriske data for Ravn Sø efter (Jørgensen, 2004) og (Jensen *et al.*, 2004).

Samlet oplandsareal	57,2 km <sup>2</sup>
- Dyrkede arealer	70 %
- Skov	18 %
- Vådområder	6 %
- Befæstet	4 %
Omkreds	5,9 km
Overfladeareal	182 ha
Volumen	27,2·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Vandspejl DNN	22 m
Gennemsnitsdybde	15 m
Max dybde	33 m
Opholdstid	1,2-3,4 år (median: 1,75 år)

Temperaturspringlaget dannes normalt i løbet af maj i 5-10 meters dybde. I løbet af sommeren forskydes springlaget til 12-14 meters dybde, hvorefter det brydes i oktober-november med en total opblanding af vandsøjlen til følge. Lagdelingen har stor betydning for de økologiske forhold i søen, og der forekommer således hvert år en naturlig lav iltkoncentration i bundvandet især i sensommeren/efteråret.

For yderligere baggrundsinformationer omkring Ravn Sø henvises til NOVA og NOVANA afrapporteringerne samt afgangprojektet "Klimændringernes konsekvenser for ferskvandssøer – økologisk modellering af Ravn Sø" (Jørgensen, 2004; Christensen, 2005 og Trolle, 2005).

### 2.1.2 Økologiske klasser og tilstanden i Ravn Sø

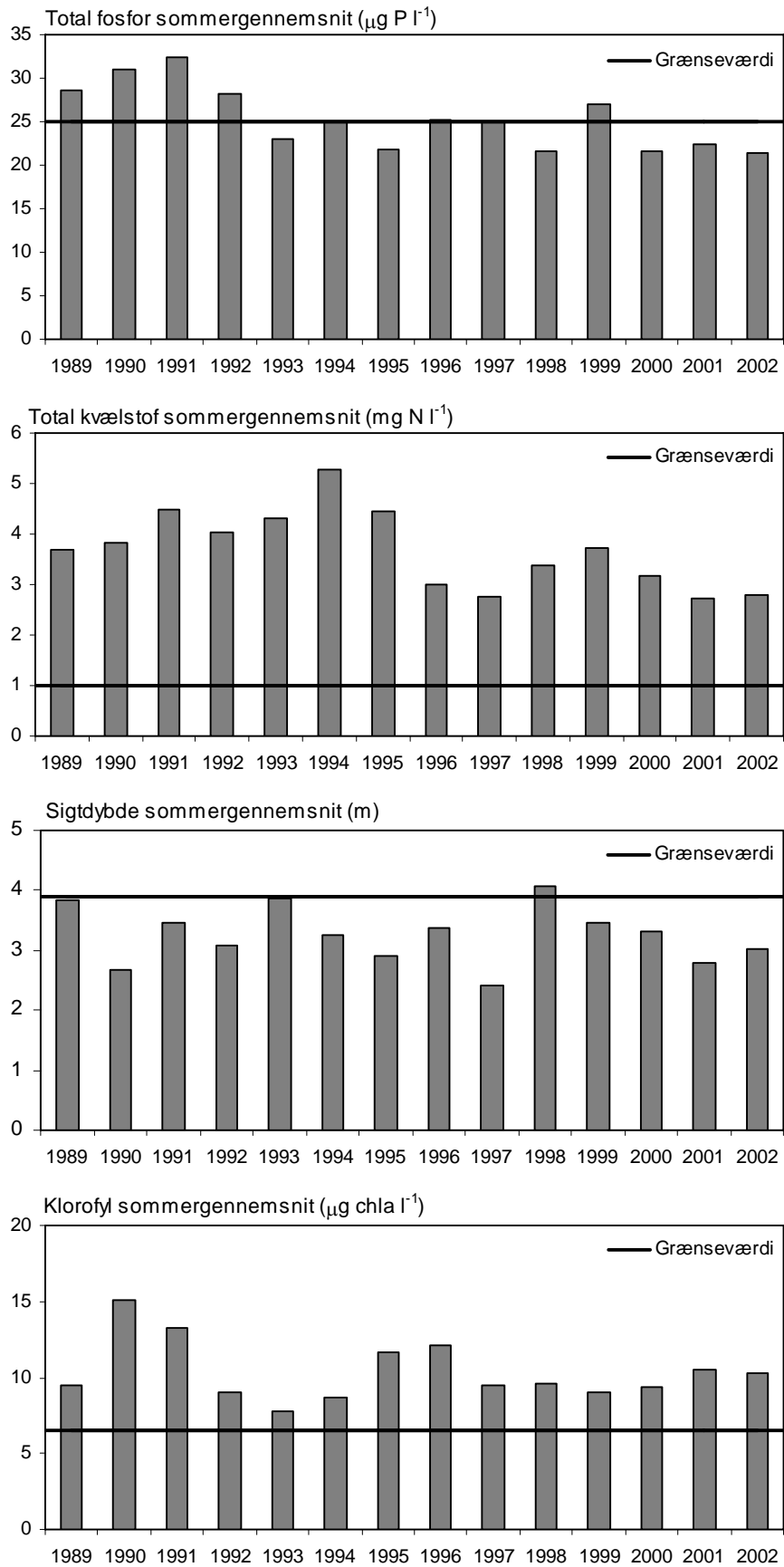
For at estimere hvor stort et behov der er for at reducere næringssaltbelastningen til Ravn Sø, i forhold til at overholde krav i vandrammedirektivet, er det nødvendigt med kendskab til de grænseværdier, som indgår i klassificeringen af søerne i de fem økologiske klasser. Grænseværdier for forskellige parametre der kan indgå i en økologisk klassificering, er anbefalet af Søndergaard *et al.* (2003), hvor klassificeringen tager udgangspunkt i 11 forskellige søtyper. Her er Ravn Sø klassificeret som søtype 7, den dybe, højalkaline, ikke-brunvandede, ferske type, som udgør ca. 24 % af de danske søer over 5 ha. Skema til den samlede klassificering af søtype 7 fremgår af Tabel 2.1.2.

Tabel 2.1.2 Skema til samlet klassificering af søtype 7. Ved antal arter af undervandsplanter gælder: antal arter= $a \cdot \text{søareal}^b$ . Tallene er baseret på sommergennemsnit, dog er kemidata for nogle søer baseret på enkelte målinger. Tal i parentes er usikkert fastlagt. Efter Søndergaard *et al.* (2003).

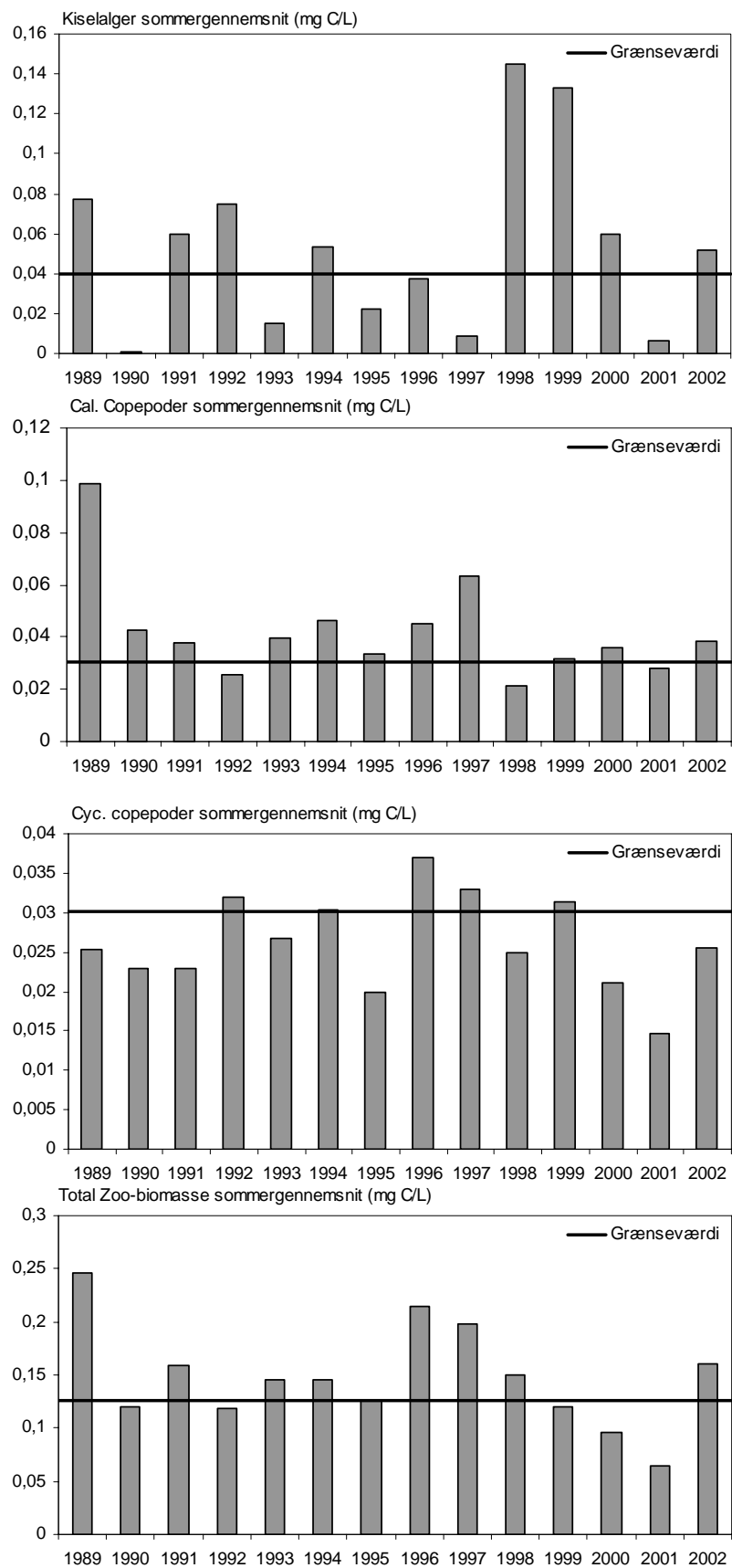
Indikator	Parameter (N)	Økologisk klasse				
		Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
Fisk	CPUE (antal)	-	<62	<93	<134	<149
	CPUE (vægt)	-	<3	<4,5	<5,4	<7,2
	Rovfisk% (antal)	-	>61	>58	>57	>45
	Rovfisk% (vægt)	-	>58	>42	>35	>26
	Gn. Vægt rovfisk (g)	-	>56	>56	>40	>43
Undervandsplanter	Antal arter	a=6,19 b=0,33	a=4,54 b=0,30	a=2,15 b=0,11		
	Dybdegrænse	-	>(5,0)	-	-	-
Plantep plankton	Klorofyl a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	-	<(6,5)	<12	<27	<56
	Blågrøn-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,06	<0,18	<0,86	<1,06
	Grønalg-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,09	<0,09	<0,17	<0,12
	Kiselalge-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,23	<0,36	<0,90	<0,78
	Gulalge-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	>0,17	>0,07	-	-
	Problemarter (antal)	<3	<4	<5	<8	<10
Dyreplankton	Totalbiomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<227	<280	<436	<615
	Cyclop. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<47	<67	<78	<88
	Calan. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<42	<68	<90	<106
	Cyclop. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ )	-	<0,6	<0,8	<1,0	<0,8
	Calan. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
	Clado. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
	Zoo:fyto ratio	-	>0,48	>0,4	>0,21	>0,16
	Daphnia ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
Bunddyr	-	-	-	-	-	
Kemi	Total P ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	<13	<25	<50	<100	>100
	Total N ( $\text{mg N l}^{-1}$ )	-	<(1,0)	<1,0	<1,4	<2,2
	Suspend. stof ( $\text{mg tv l}^{-1}$ )	-	<(2,5)	<4,2	<7,0	<8,6
	pH	-	<(7,5)	<8,1	<8,2	<8,4
	Sigtdybde (m)	>5,1	>(3,9)	>2,5	>1,8	>1,3
Antal parametre anvendt (N)						
Antal parametre opfyldt ( $N_{op}$ )						
$N_{op}/N$						
EQR-Indeks (hvis $N_{op} \geq 0,8$ )		$N_{op}/N$	$N_{op}/N - 0,2$	$N_{op}/N - 0,4$	$N_{op}/N - 0,6$	$N_{op}/N - 0,8$

Søndergaard *et al.* (2003) foreslår, at bestemmelsen af den økologiske tilstand skal bygge på, at eksempelvis 80 % af alle variable i skemaet skal opfylde kravene i de enkelte tilstandsklasser. For at Ravn Sø kan opfylde tilstanden svarende til god økologisk kvalitet, skal søen således opfylde minimum 80 % af de grænseværdier der findes i Tabel 2.1.2 under den økologiske klasse "God".

I dette projekt fokuseres der på de kemiske variable Total P, Total N, sigtdybde og fytoplankton repræsenteret af kiselalger og furealger samt zooplankton repræsenteret af Cladoceer og Calanoide Copepoder. Disse variable indgår alle i den økologiske model for Ravn Sø, og kan anvendes til at vurdere behovet for en reduktion af næringssaltbelastningen til søen. En sammenligning mellem nogle udvalgte tilstandsparametre for Ravn Sø og grænseværdierne i Tabel 2.1.2 fremgår af Figur 2.1.1 og Figur 2.1.2.



Figur 2.1.1 Måledata fra Ravn Sø sammenlignet med grænseværdier, i henhold til Søndergaard *et al.* (2003), ved klassificering som "God økologisk kvalitet".



Figur 2.1.2 Måledata fra Ravn Sø sammenlignet med grænseværdier, i henhold til Søndergaard *et al.* (2003), ved klassificering som "God økologisk kvalitet".

Selvom Ravn Sø, siden 1993, mere eller mindre har overholdt grænseværdien for total fosfor, overholdes hverken grænseværdien for total kvælstof, sigtdybde eller klorofyl. Desuden fluktuerer måledata for kiselalger og zooplankton omkring grænseværdierne. Dette kan betyde, at tilstanden i Ravn Sø på nuværende tidspunkt kan overholde kravene i enkelte år, og i andre år ikke vil overholde kravene. Den økologiske model, som kan beskrive forskellige kemiske og biologiske variable i Ravn Sø, anvendes til at vurdere effekterne af forskellige næringsaltbelastnings-niveauer. Herved kan tålegrænser for belastningen estimeres i forhold til at overholde de forskellige grænseværdier.

## Økologisk model

- Introduktion, konceptuel model, datagrundlag, kalibrering og validering, simuleringer

### 3.1 Introduktion til økologisk modellering

Brugen af økologiske modeller, til forudsigelse af effekter ved fysiske, kemiske eller biologiske indgreb i forskellige miljømæssige sammenhænge, er tiltaget siden 1970'erne (Jørgensen, 1999). I dag findes der mere end 4000 forskellige økologiske modeller til forskellige naturlige miljøer, som har været anvendt i forbindelse med forvaltning af miljøet.

I forbindelse med opstilling af økologiske modeller for vandkvaliteten i søer har et begrænset datagrundlag til kalibrering og validering generelt været et af de store problemer. I dag foreligger der imidlertid sammenhængende tidsserier for næringssalttilførsler og forskellige kemiske og biologiske forhold i de danske søer. Et andet væsentligt problem, som stadig opleves ved deterministisk modellering af vandkvaliteten i søer, er usikkerheder ved bestemmelse af de mange parametre, som er afgørende for de kemiske og biologiske processer, som modellen beskriver (Jørgensen, 1999). Her er der behov for både eksperimentelle undersøgelser til estimering af disse parametre og evt. implementering af autokalibreringsprocedurer i modellerne.

Simuleringer af forholdene i Ravn Sø, hvor der foreligger en lang sammenhængende tidsserie for forskellige kemiske og biologiske parametre, kan give indblik i, hvor stort et behov der er for at reducere næringssalttilførslen, således Ravn Sø kan overholde bestemmelserne i Vandrammedirektivet.

### 3.2 Konceptuel model – DYRESM-CAEDYM

I forbindelse med dette projekt er der anvendt en vandkvalitetsmodel, som er udviklet på *The University of Western Australia*. Modellen består af to modelementer. En en-dimensionel hydrodynamisk model (DYRESM – Dynamic Reservoir Simulation Model), som giver en vertikal beskrivelse af temperaturen, saliniteten og densiteten i søen. Den en-dimensionale hydrodynamiske model kobles sammen med en akvatisk økologisk model (CAEDYM – Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), som beskriver forskellige biologiske, kemiske og fysiske processer der har indflydelse på vandkvaliteten. Vandkvaliteten, som begreb i dette projekt, er således udtryk for forekomsten og balancen mellem de parametre, som beskrives af modellen, herunder næringssaltkoncentrationen, iltkoncentrationen, fytoplankton- og zooplanktonbiomassen.

### 3.2.1 Hydrodynamisk model – DYRESM

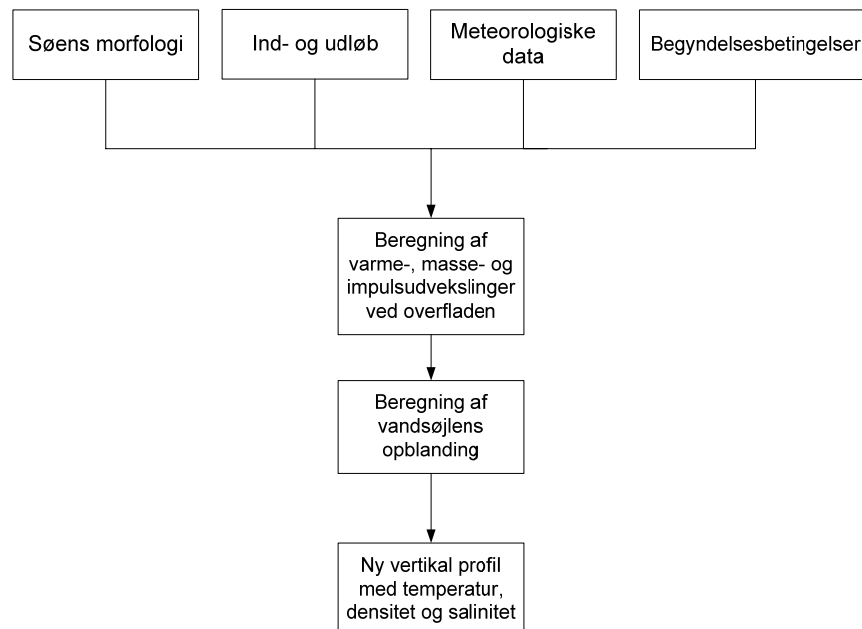
Den hydrodynamiske model (DYRESM) bygger på en deterministisk beskrivelse af de fysiske processer, som har indflydelse på temporale ændringer i temperatur-, salinitet- og densitetsprofiler. Det teoretiske grundlag for modellen kan findes i (Antenucci og Imerito, 2002).

DYRESM modellen er baseret på en vertikal opdeling af vandsøjlen i forskellige lag. Lagenes tykkelse kan variere, og maksimum- og minimumstykkelser skal defineres. Hvert lag betragtes som homogent mht. temperatur, salinitet og densitet. Igennem indløb og udløb i forskellige koter samt regn og fordampning, sker der en til- eller fraførsel af vand til de enkelte lag. Lagene vil således enten udvides eller mindskes i forhold til en morfologisk sammenhæng mellem dybde, areal og volumen. Er lagtykkelsen efter tilførsel af vand højere end den tilladte maksimum-grænse, opsplittes laget i to lag med samme egenskaber. Har lagene derimod en mindre tykkelse end den tilladte minimums-grænse, lægges laget sammen med nærmeste og mindste lag.

DYRESM beregner varme-, masse- og impulsudvekslingen over vandoverfladen. Disse overfladeudvekslinger fungerer som de største input af energi til opvarmning, opblanding og lagdeling af vandsøjlen.

#### 3.2.1.1 DYRESM input

For at beregne temperatur- og densitetsprofiler skal DYRESM have data for søens morfologi, indløb, udløb samt en række meteorologiske data (Figur 3.2.1). Desuden skal der angives begyndelsesbetingelser for den vertikale temperaturprofil. Når DYRESM skal kobles sammen med CAEDYM, indføres nogle koncentrationer i forbindelse med indløbsfilen, således at bl.a. næringssalttilførslen kan beregnes. Når CAEDYM kobles sammen med DYRESM skal der desuden angives begyndelsesbetingelser for alle de parametre som ønskes modelleret med CAEDYM.

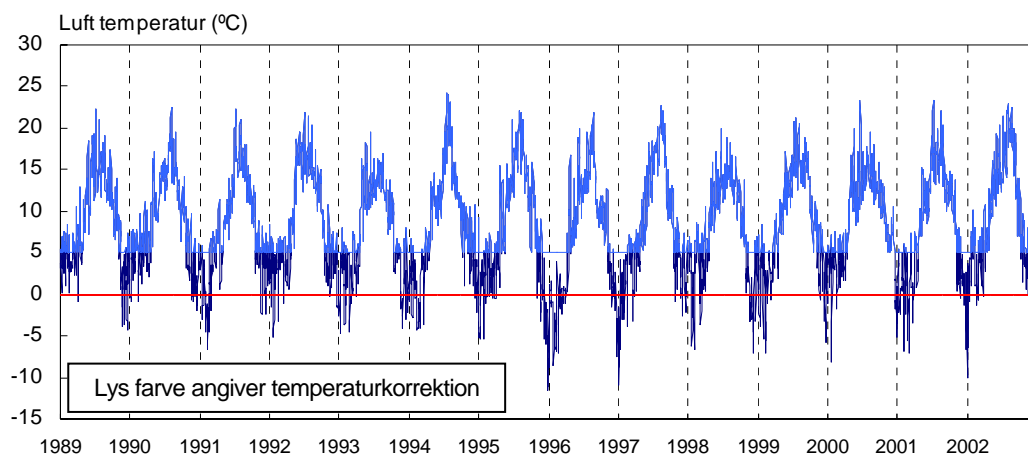
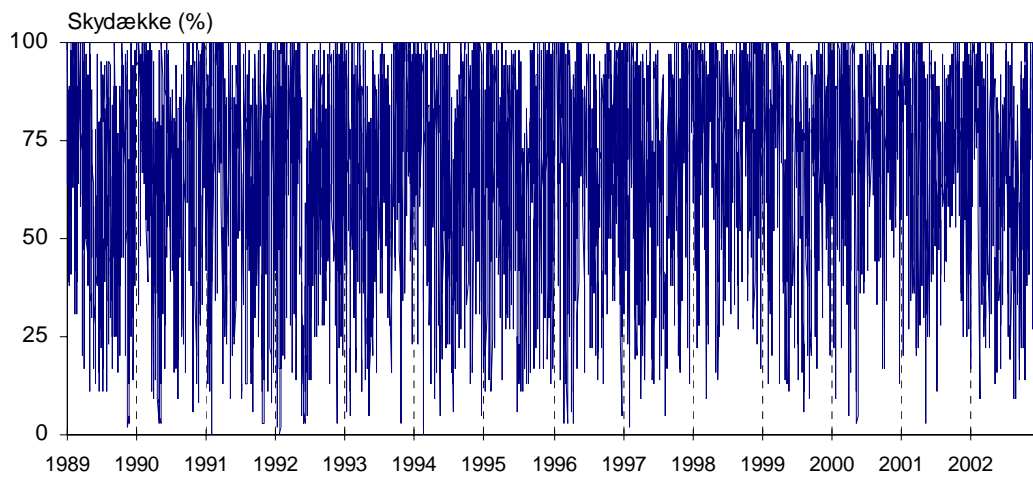
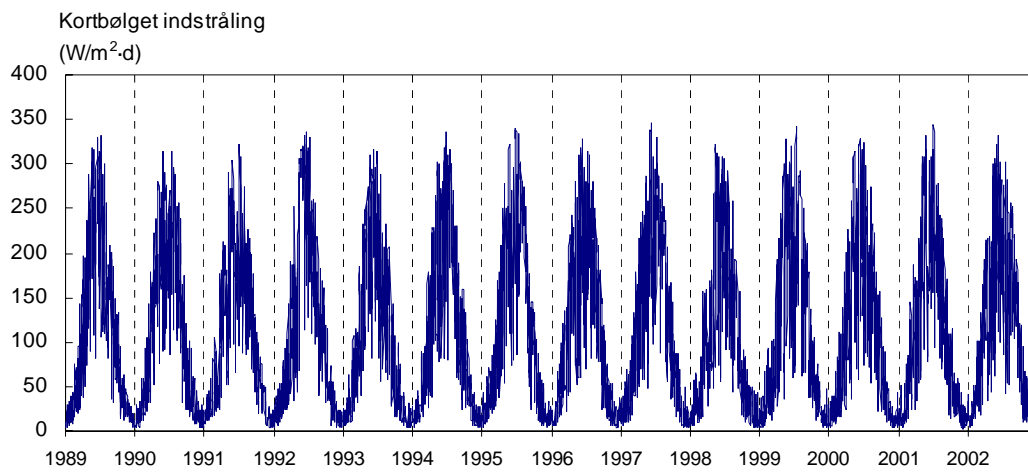


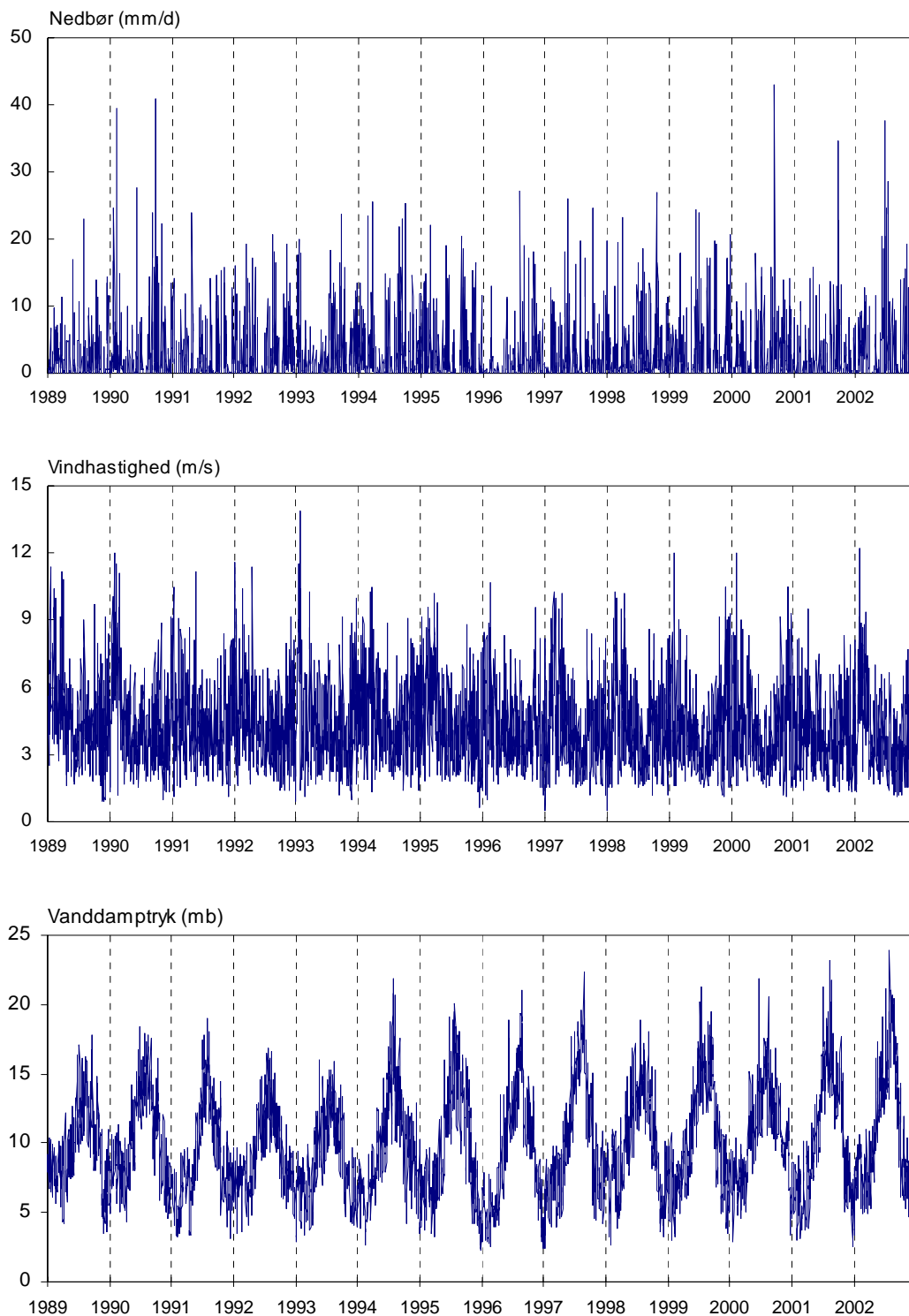
Figur 3.2.1 Beregningsprocedure i DYRESM.

De meteorologiske data, som skal anvendes til beregning af varme-, masse- og impulsudvekslingerne, består af seks forskellige variable:

- 1) Kortbølget indstråling ( $W/m^2$ -dag)
- 2) Langbølget indstråling ( $W/m^2$ -dag) - kan estimeres ud fra skydække
- 3) Luft temperatur ( $^{\circ}C$ )
- 4) Vanddamp tryk (mb)
- 5) Vindhastigheden (m/sek)
- 6) Nedbør (m/dag)

De meteorologiske måledata fremgår af Figur 3.2.2.





Figur 3.2.2 Meteorologiske data i perioden 1989-2002 for området ved Ravn Sø som er anvendt i DYRESM.

DYRESM kan endnu ikke operere med negative temperaturer og kan derfor ikke simulere isdække. Dette er en væsentlig konceptuel fejl, når der simuleres på danske søer, som årligt, i mere eller mindre omfang, dækkes af is. *The University of Western Australia* arbejder løbende med DYRESM, så modellen i fremtiden vil kunne simulere isdække.

For at kompensere for modellens manglende evne til at simulere isdække, har det været nødvendigt at øge den minimale daglige gennemsnitstemperatur i vinterperioden. Denne er fastsat til 5 °C, som igennem simuleringer har vist sig at negligere negative temperaturer. Denne korrektion er illustreret med lys farve i Figur 3.2.2 for temperaturen i de meteorologiske data. Temperaturkorrektionen i vinterperioden har vist sig ikke at have væsentlig betydning for temperaturen i de øvrige perioder. Dette skyldes at søen, efter en vinterperiode med korrigerede temperaturer, hurtigt indstiller sig i forhold til måledata i perioder, hvor lufttemperaturen igen overstiger 5 °C.

Da modellen rent konceptuelt ikke kan behandle isdække, og dermed ikke de følger som et isdække har på søens fysiske, kemiske og biologiske parametre, er det valgt at udelade årene 1996-1997 i modelsimuleringerne. Disse år har haft særligt kolde perioder, og det må forventes, at Ravn Sø i disse år har haft en længere periode med isdække. For 1996 er der således også, som det eneste år, registreret nogle effekter af isdækkets afskærmning af vinden. Her er der registreret temperatur og koncentrationsgradienter i februar, hvor der for målingerne i de øvrige år er registreret en opblandet vandsøjle.

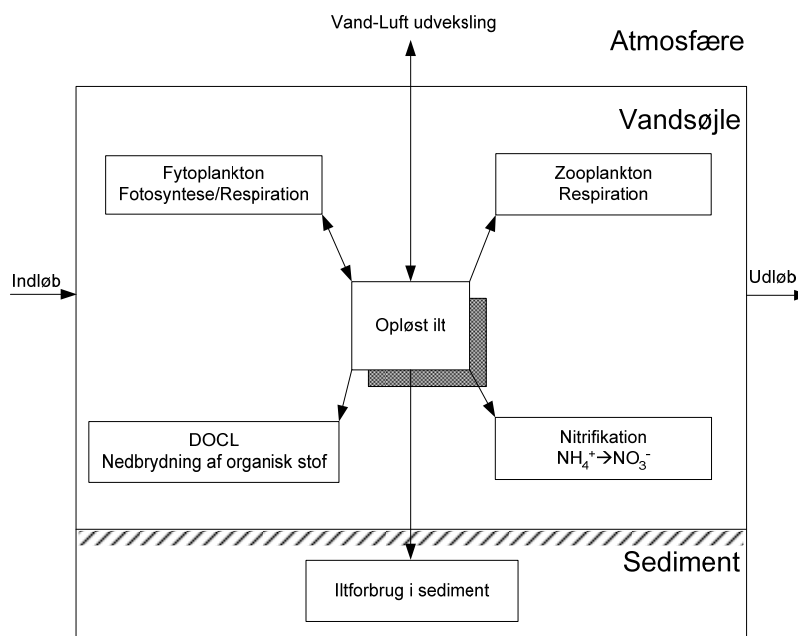
### 3.2.2 Økologisk model – CAEDYM

Den økologiske model (CAEDYM v2.3) bygger på de grundlæggende processer i søens økosystem, og kan desuden gøres gruppespecifik og f.eks. beskrive specifikke fytoplankton- og zooplanktongrupper. Modellen indeholder en deterministisk beskrivelse af de centrale fysiske, kemiske og biologiske processer som forekommer i en sø, og består af en række sammenhængende massebalancer. Det teoretiske grundlag for modellen er beskrevet af Romero *et al.* (2004). CAEDYM kan gøres mere eller mindre kompleks afhængig af formålet med modellen og det tilgængelige datagrundlag. Der kan f.eks. simuleres med 0-7 forskellige fytoplanktongrupper, 0-5 zooplanktongrupper, fisk og bundplanter.

I de følgende afsnit beskrives den konceptuelle model for de kemiske og biologiske parametre, som er udvalgt og kalibreret i forbindelse med dette projekt. For at opnå en tilfredsstillende kalibrering og validering, er det valgt kun at simulere på fytoplanktongrupper og zooplanktongrupper som biologiske variable. Der er således set bort fra bl.a. bundplanter og fisk i den konceptuelle model, hvilket betyder at de matematiske led som bl.a. udtrykker fytoplanktonvæksten må kompensere herfor. Da kiselalger og furealger årgennemsnitligt udgør omkring 70 % af fytoplanktonbiomassen, og i enkelte år op til ca. 90 %, er det valgt at opbygge modellen på baggrund af disse to fytoplanktongrupper. Desuden indgår Cladoceer og Calanoide Copepoder i modellen, som årgennemsnitligt udgør omkring 75 % af zooplanktonbiomassen.

### 3.2.2.1 Opløst ilt

Opløst ilt indgår som en central parameter i flere processer, som er afgørende for vandkvaliteten i Ravn Sø og har f.eks. betydning for frigivelsen af fosfor fra sedimentet. Den konceptuelle model for opløst ilt er beskrevet via processerne i Figur 3.2.3.

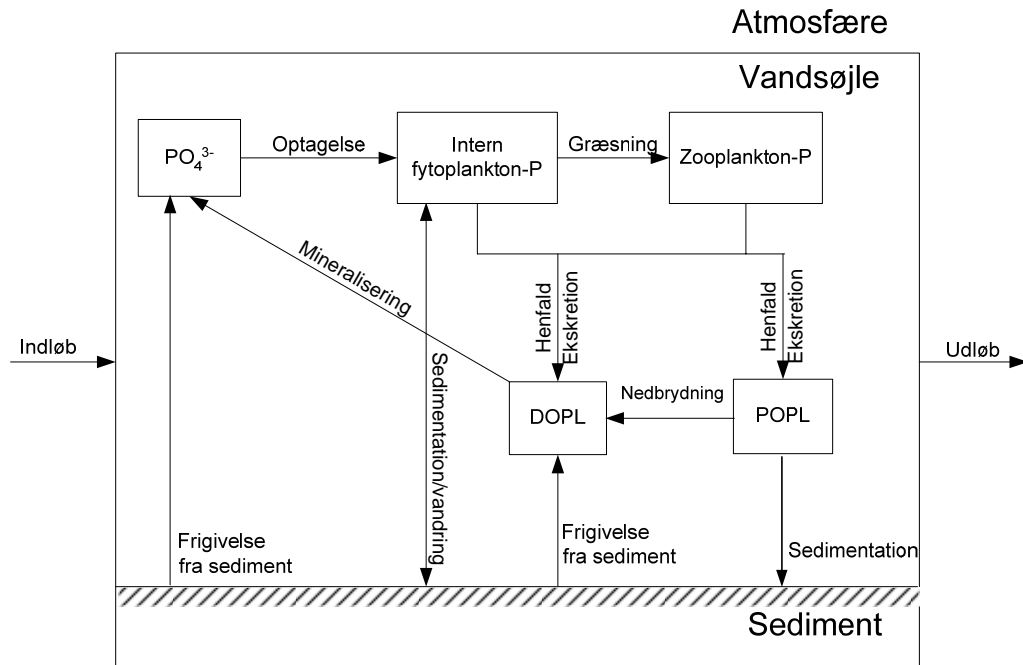


Figur 3.2.3 Konceptuel model for iltbalancen. DOCL angiver opløst labilt organisk stof.

Der forekommer hvert år en lagdeling af Ravn Sø som bevirker, at vandet i hypolimnion i sommer/sensommer-perioden ikke geniltes med den atmosfæriske luft. Iltforbruget, som hovedsageligt domineres af sedimentets iltforbrug, medfører derefter, at vandet i hypolimnion hvert år præges af iltvind. I nogle år kan hele hypolimnion blive tilnærmelsesvist iltfrit, inden der sker en total opblanding af vandsøjlen i oktober-november måned.

### 3.2.2.2 Fosfor

Fosforbalancen er særlig vigtig for Ravn Sø og dermed for modellen, da fosfor hvert år fungerer som et begrænsende næringssalt for fytoplanktonvæksten. Den konceptuelle model for fosforkredsløbet fremgår af Figur 3.2.4.



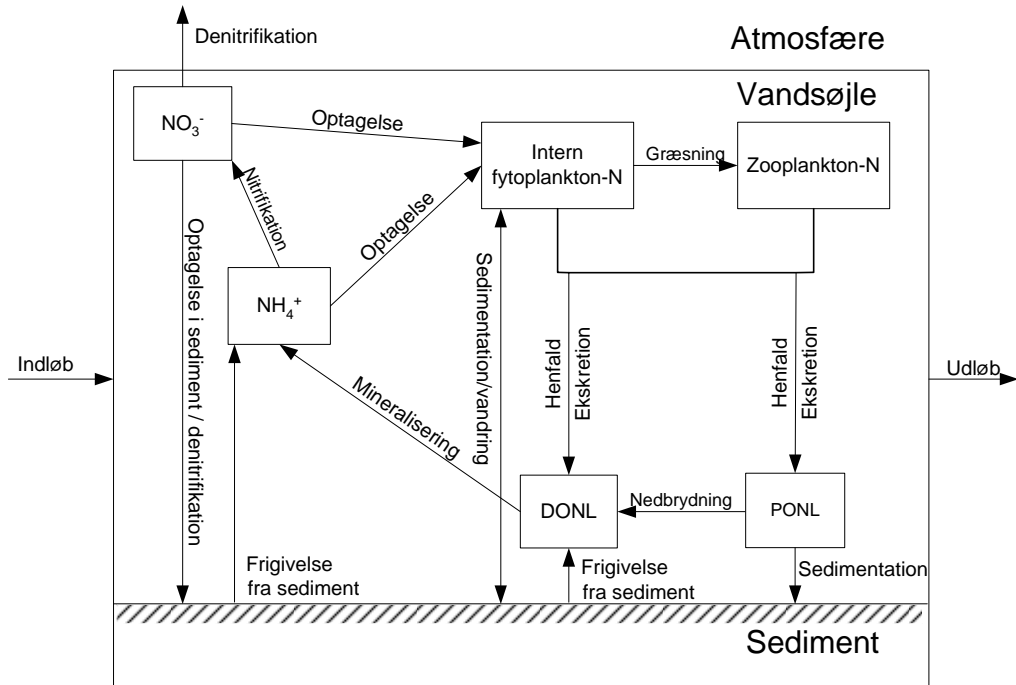
Figur 3.2.4 Konceptuel model for fosforkredsløbet. DOPL og POPL angiver hhv. opløst og partikulært labilt organisk stof.

Den uorganiske fosforpulje bliver normalt begrænsende for fytoplanktonvæksten midt i maj, hvor måledata registrerer koncentrationer ned til ca.  $2 \mu\text{g P/L}$  i epilimnion (data fra 3 meters dybde). Den uorganiske fosforpulje opkoncentreres imidlertid under lagdelingen i hypolimnion i løbet af sommeren/sensommeren, og opnår et maksimum umiddelbart før der sker en total opblanding af vandsøjlen i oktober-november måned. Efter opblanding af vandsøjlen, stiger koncentrationen af uorganisk fosfor i epilimnion i vinterperioden med maksimum på ca.  $30\text{-}40 \mu\text{g P/L}$  omkring februar-marts måned.

Den gennemsnitlige koncentration af total fosfor i sommerperioden har, siden 1993 hvor koncentrationen har været forholdsvis konstant, været ca.  $23 \mu\text{g P/L}$  i epilimnion.

### 3.2.2.3 Kvælstof

Uorganisk kvælstof indgår bl.a. som en central byggesten i fytoplanktonvæksten men bliver aldrig begrænsende for fytoplanktonvæksten i Ravn Sø. Den konceptuelle model for kvælstofkredsløbet er illustreret i Figur 3.2.5.

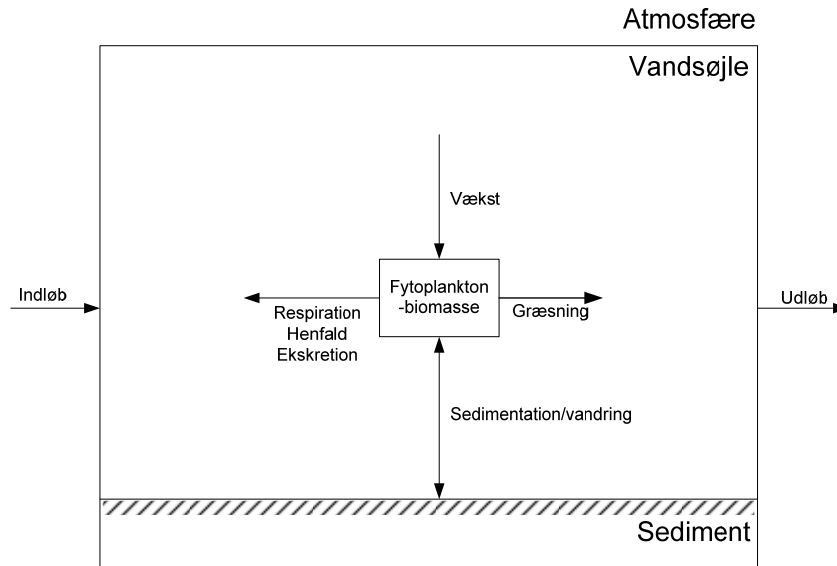


Figur 3.2.5 Konceptuel model for kvælstofkredsløbet. DONL og PONL angiver hhv. opløst og partikulært labilt organisk stof.

Den uorganiske nitrat-pulje udgør hele året rundt den største kvælstofpulje med over 75 %. Flere studier har nu vist, at kvælstof kan have forholdsvis stor indflydelse på forskellige biologiske parametre, selvom kvælstof ikke umiddelbart betragtes som et begrænsende nærings salt (Sagrario *et al.*, 2005).

#### 3.2.2.4 Fytoplankton

Fytoplankton, der som hovedregel er mellem 1-300  $\mu\text{m}$ , er altovervejende autotrofe organismer, som opbygger organisk stof fra vand, kuldioxid og næringssalte med lys som energikilde (Sand-Jensen og Lindegaard, 2004). Den konceptuelle model for fytoplankton omfatter vækst som er lys-, næringssalt- og temperaturafhængig og desuden sedimentation (og vandring af furealger) samt biomassetab ved græsning samt respiration, herfald og ekskretion (Figur 3.2.6).

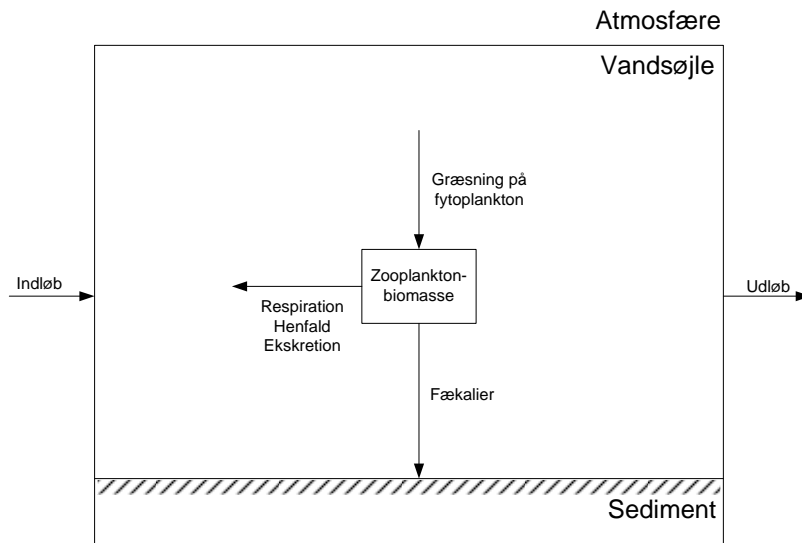


Figur 3.2.6 Konceptuel model for fytoplankton.

Fytoplanktonbiomassen udgøres af forskellige fytoplanktongrupper i Ravn Sø, men er generelt domineret af kiselalger i foråret og furealger i sommerperioden. I nogle år forekommer der desuden opblomstring af blågrøn alger, hvilket hovedsageligt forekommer i sensommer-efterårsperioden.

#### 3.2.2.5 Zooplankton

Zooplankton omfatter encellede dyr (protozoer), flercellede hjuldyr og krebsdyr (dafnier og vandlopper). Fytoplanktonbiomassen udgør ofte det væsentligste fødegrundlag, men zooplankton kan også leve af bakterier og partikler af dødt organisk stof (Sand-Jensen og Lindegaard, 2004). Den konceptuelle model for zooplankton fremgår af Figur 3.2.7.



Figur 3.2.7 Konceptuel model for zooplankton.

Modellen simulerer zooplanktons græsningstryk på fytoplankton. Ifølge måledata følger zooplanktonbiomassen generelt samme tendens som fytoplankton med en forsinkelse på nogle uger til en måned. I den konceptuelle model indgår fiskenes græsningstryk på zooplankton ikke, hvilket betyder, at algoritmerne som beskriver zooplankton-dynamikken må kompensere herfor.

### 3.3 Datagrundlag

Da Ravn Sø har indgået i NOVA-programmet siden 1989, foreligger der data på vandføringer i tilstødende vandløb og afløb, tilførsel af næringssalte samt vandkemiske og -biologiske undersøgelser fra Ravn Sø. Der er generelt udtaget prøver ca. hver 14. dag i sommerperioden (1/5 - 1/10) og ca. hver 4. uge i den øvrige periode. Alle tilførsler er interpoleret ved lineær interpolation, således at der foreligger daglige værdier. De kemiske og biologiske prøver fra Ravn Sø er ved hver prøveudtagning udtaget fra flere forskellige dybder varierende fra gang til gang og år til år.

I modellen er der for kiselalgerne angivet et begrænsende led mht. kisel, hvorfor kiseltilførslen også skal indføres i modellen. Kiselkoncentrationen i de tilstødende vandløb er imidlertid ikke målt løbende i NOVA-programmet som de øvrige næringssalte, hvorfor tilførslen er estimeret ud fra nogle få målinger i hele kalibreringsperioden.

De meteorologiske data foreligger alle som daglige gennemsnitsværdier. Lufttemperatur, nedbør, vindhastighed og kortbølget indstråling fra før 1998 stammer fra Danmarks Jordbrugsforskning opgivet i 40x40 km grid. I 1998 kommer data fra DMI's griddata på 40x40 km. Efter 1998 opgiver DMI lufttemperatur, vindhastighed og kortbølget indstråling i 20x20 km griddata og nedbør i 10x10 km griddata. Vanddamptryk (estimeret ud fra temperatur og luftfugtighed) samt langbølget indstråling (estimeret ud fra skydækket) stammer fra en målestation ved Karup ca. 45 km nordvest for Ravn Sø.

I dette projekt mangler der for 1990 en lang periode af næringssaltmålinger i tilløbene til Ravn Sø, og for hele 1998 mangler måledata for vindhastigheden. Det er derfor antaget, at næringssaltkoncentrationen samt vindhastigheden i disse år svarer til hhv. 1993 og 1997. Både 1990 og 1998 bør derfor udelades, når kalibrerings- og valideringsresultaterne bedømmes.

## 3.4 Kalibrering og validering af model

DYRESM- og CAEDYM-modellerne er løbende blevet forbedret mht. model-parametre, som er bestemt ved feltmåling og laboratorieforsøg. Især den fysiske beskrivelse af søen, som indgår i DYRESM, er igennem flere år optimeret og giver i mange tilfælde en god beskrivelse af den hydrologiske dynamik i en sø uanset geografisk placering. De kemiske og biologiske kredsløb, som beskrives via CAEDYM, er imidlertid mere komplekse, og model-parametrene, som giver en repræsentativ beskrivelse af disse kredsløb, kan variere meget fra sø til sø.

### 3.4.1 Kalibreringsprocedure

For at skabe overblik og struktur over en fremgangsmåde, som kan danne grundlag for en repræsentativ model, opstilles en kalibreringsprocedure for den koblede DYRESM-CAEDYM model.

Det helt centrale i modellen er, at der opnås en korrekt vandbalance, hvilket også er en forudsætning for, at næringssalttilførslerne er estimeret korrekt. Tilførsler og fraførsler af vand via hhv. vandløb og grundvand, samt tilførsel fra nedbør indføres i modellen med udgangspunkt i måledata. Fordampningen fra søen beregnes i DYRESM-modellen. Når vandbalancen er kontrolleret, kalibreres der efterfølgende efter bottom-up princippet, hvor næringssalt- og iltbalancen justeres med højeste prioritet, hvorefter der kalibreres på fytoplankton og højere trofiske niveauer. Da der imidlertid er tale om et sammenhængende økosystem, skal alle massebalancer naturligvis stemme overens, hvorfor der også kunne kalibreres efter andre principper. Der kan dog argumenteres for at kalibrere efter bottom-up princippet, da måledata for næringssalte og ilt er behæftet med væsentlig mindre usikkerheder end måledata for fytoplankton og zooplankton.

#### ***Kalibreringsprocedure:***

- 1) Vandbalance og temperaturfordeling
- 2) Næringssalt- og iltbalance
- 3) Fytoplanktondynamik
- 4) Zooplanktondynamik

Det er valgt at anvende perioden 1989-1995 som kalibreringsperiode. Efterfølgende ses der, pga. særligt kolde vinterperioder, bort fra 1996-1997, og perioden 1998-2002 anvendes til at validere modellen. Der tages udgangspunkt i prædefinerede værdier for modelparametrene, der er bestemt ud fra feltmålinger og laboratorie-forsøg, som beskriver processerne i den konceptuelle model. Efterfølgende justeres der på modelparametrene efter trail and error princippet, hvor kalibreringsresultatet vurderes ud fra bl.a. RMSE værdier. Dette gøres med udgangspunkt i intervaller for de forskellige parametre, som er fundet i litteraturen, hvoraf flere er angivet i et studie af Schladow og Hamilton (1997).

Den første grovkalibrering er foretaget i Trolle (2005), hvor modellen blev sat op til at simulere én pulje for hhv. algebiomassen og zooplanktonbiomassen. Derfor udføres en finkalibrering, hvor fytoplanktonbiomassen opdeles i grupperne kisel- og furealger og zooplanktonbiomassen opdeles i grupperne Cladoceer og Calanoide Copepoder. Kalibreringsresultater vurderes ud fra fejlstørrelser (RMSE værdier), hvis værdi aftager des nærmere modeloutputtet er på måledata.

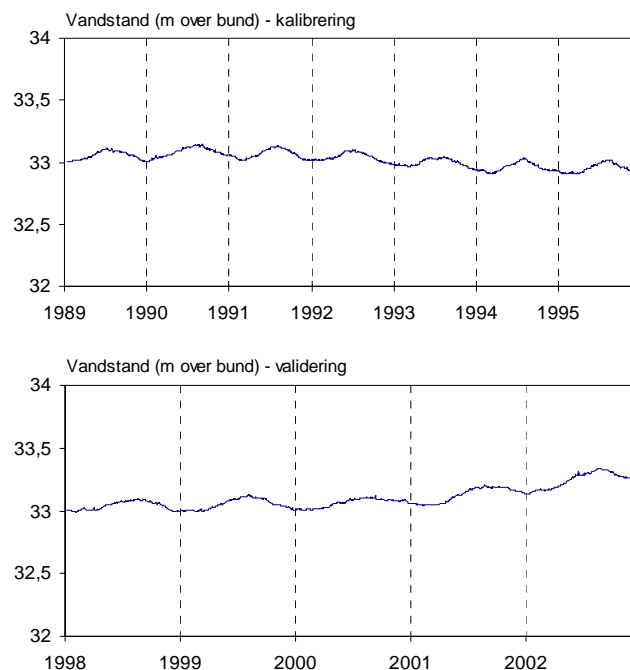
### 3.4.2 Kalibrerings- og valideringsresultater

Generelt er det svært at opstille deterministiske modeller for søer, der ligesom Ravn Sø, præges af mange forskellige arter af både fytoplankton, zooplankton og fisk. Det er ofte nemmere at få en model til at stemme overens med måledata fra mere eutrofierede søer, da disse gerne er karakteriseret ved at have en mere monoton artssammensætning og årstidsvariation. Det er imidlertid lykkedes at opstille en model, som valideringsmæssigt giver en forholdsvis pålidelig beskrivelse af dynamikken af fure- og kiselalger samt Cladoceer og Calanoide Copepoder.

I de følgende afsnit præsenteres kalibrerings- og valideringsresultaterne. For temperaturen sammenlignes interpolerede model- og måledata for hele vandsøjleens dybdeprofil. Da måledata for de øvrige parametre i Ravn Sø ikke findes i samme detaljerede opløsning som temperaturmålingerne, sammenlignes i stedet en epilimnion-værdi (0-3 meters dybde) samt en hypolimnion-værdi (ca. 30 meters dybde).

#### 3.4.2.1 Vandbalance

Vandbalancen kontrolleres ved at observere modellens beregninger af vandstanden (Figur 3.4.1). Begyndelsesbetingelsen for vandstanden er sat til 33 m (10. januar 1989).

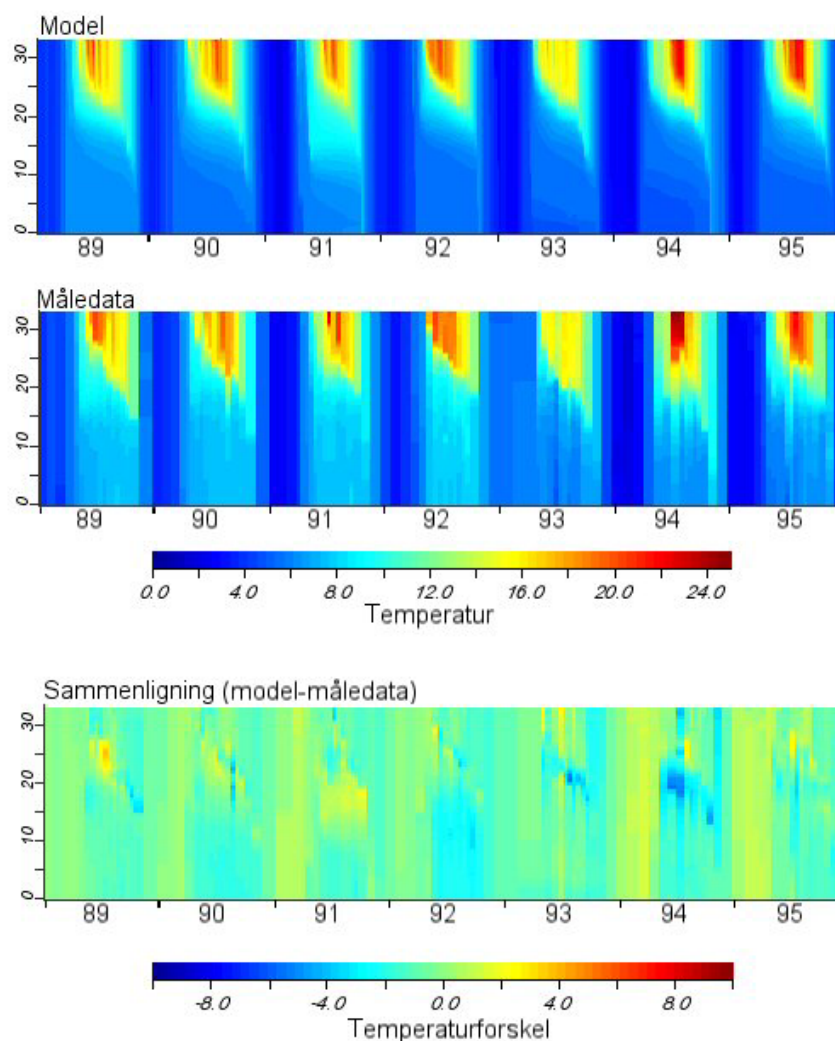


Figur 3.4.1 Kalibrerings- og valideringsresultater for vandstanden i Ravn Sø.

Vandstanden fluktuerer ifølge modellen omkring 33 m med en årstidsvariation på ca. 10-20 cm for både kalibrerings- og valideringsperioden. Dette stemmer godt overens med vandstandsmålinger fra Ravn Sø, hvor vandstanden ifølge observationer kan svinge med omkring 20-40 cm. Det vurderes derfor, at vandbalancen og dermed også vand- og næringssalttilførslen fra vandløb og grundvand, er bestemt med tilstrækkelig nøjagtighed og dermed udgør et godt grundlag for yderligere simuleringer med forskellige kemiske og biologiske processer i Ravn Sø.

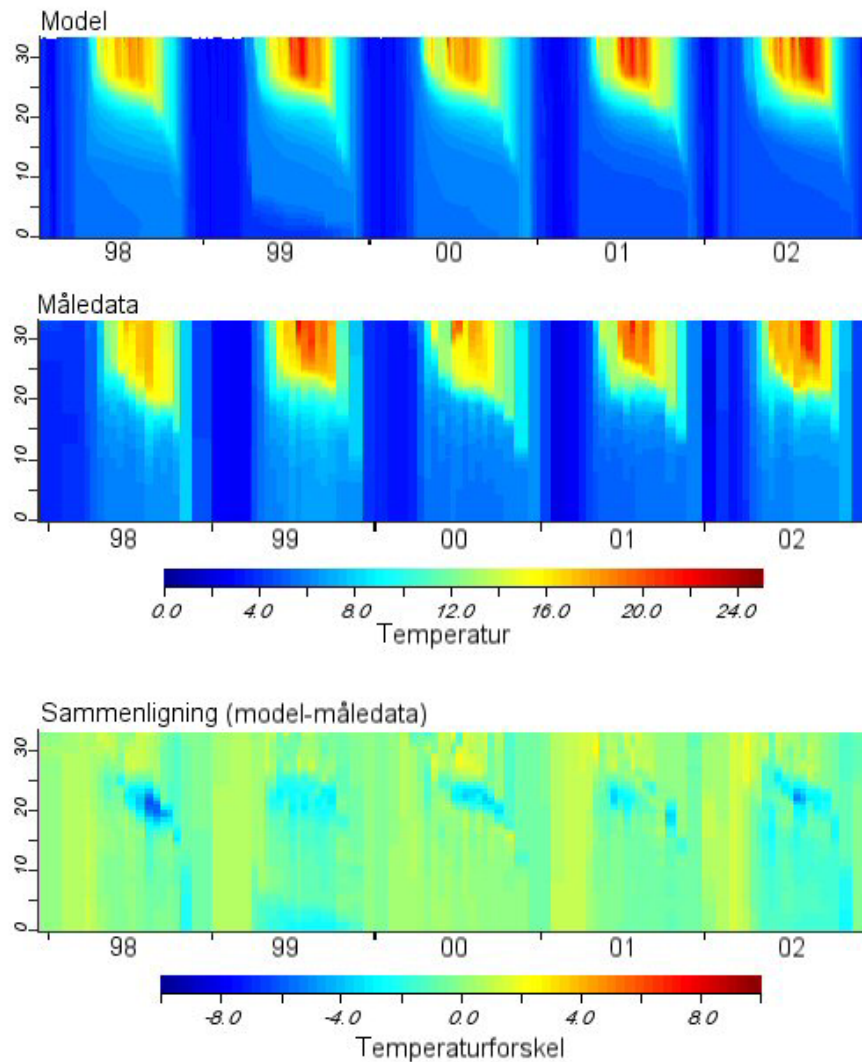
### 3.4.2.2 Temperatur

Modellens evne til at beskrive temperaturen og dermed udvikling af den årlige lagdeling, vurderes ud fra en sammenligning af måledata for vertikale dybdeprofiler og modellens resultater. Både modelresultater og måledata er interpoleret lineært i den vertikale profil, hvorefter forskellen mellem model og måledata er udregnet. Denne beregningsprocedure er udført i visualiserings-programmet *Modeller* som er udviklet ved *The University of Western Australia*. Det skal bemærkes, at der ikke er interpoleret på den tidlige skala, hvilket resulterer i, at én måling af temperaturprofilet fra Århus Amt er gældende i beregningerne indtil næste prøvetagning i Ravn Sø. Resultaterne for kalibreringsperioden fremgår af Figur 3.4.2.



Figur 3.4.2 Kalibreringsresultater for temperaturprofilet i Ravn Sø. Dybder på y-akse er angivet i meter fra bund.

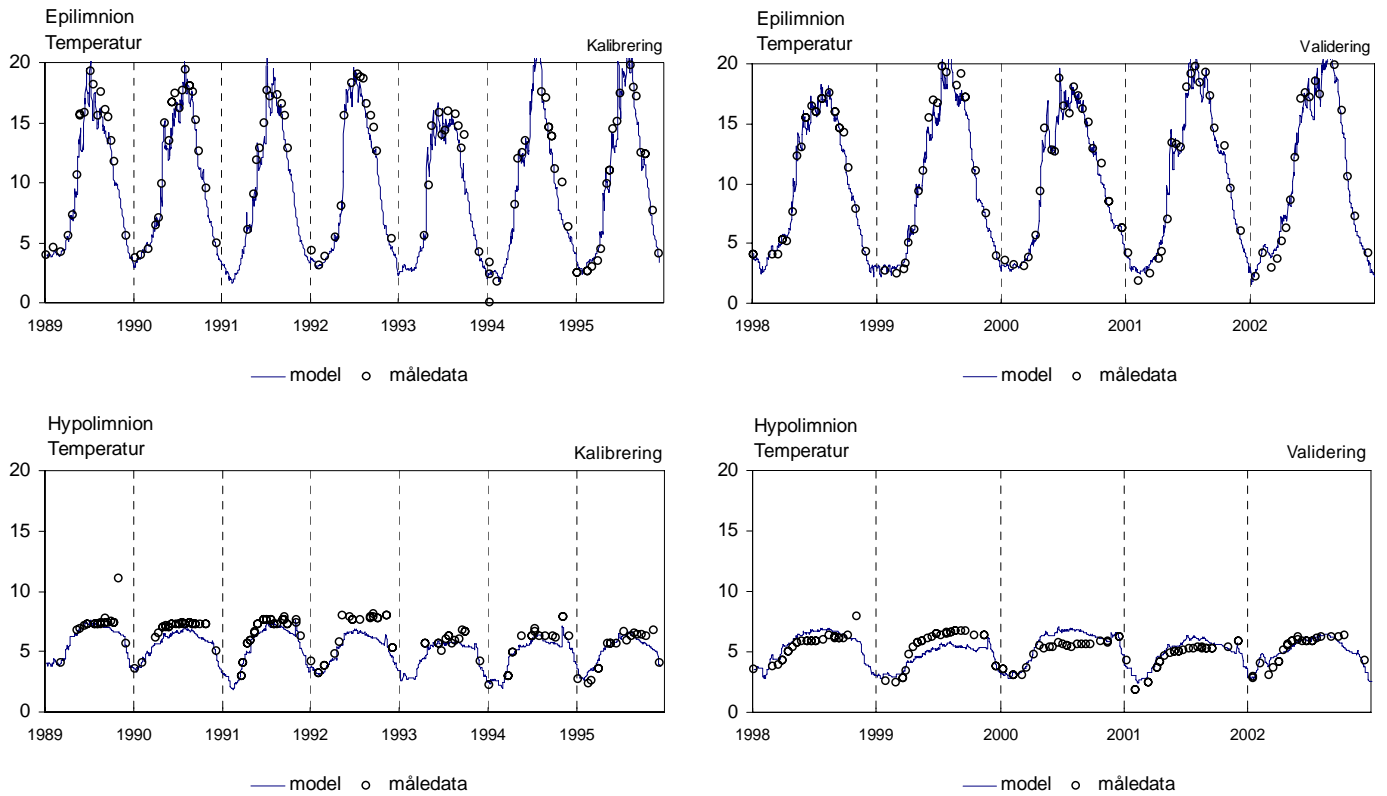
Der er generelt god overensstemmelse mellem måledata og model i kalibreringsperioden. Der er dog en periode i 1994, hvor modellen synes at underestimere temperaturen omkring springlaget. Resultaterne fra valideringsperioden fremgår af Figur 3.4.3.



Figur 3.4.3 Valideringsresultater for temperaturprofilen i Ravn Sø.

Der er en generel tendens til, at lagdelingen ikke når dybt nok i forhold til måledata i hele valideringsperioden. Modellen underestimerer således dybden af springlagets placering med nogle meter, hvilket må betragtes som et markant modelfejl. Det skal dog bemærkes, at simuleringseresultaterne for 1998 ikke bør medtages i vurderingen, da måledata for vindhastigheden, som tidligere nævnt, ikke har været tilgængelige i datagrundlaget.

Kalibrerings- og valideringsresultater for temperaturen, repræsenteret ved hhv. epilimnion- og hypolimnionværdier, fremgår af Figur 3.4.4.

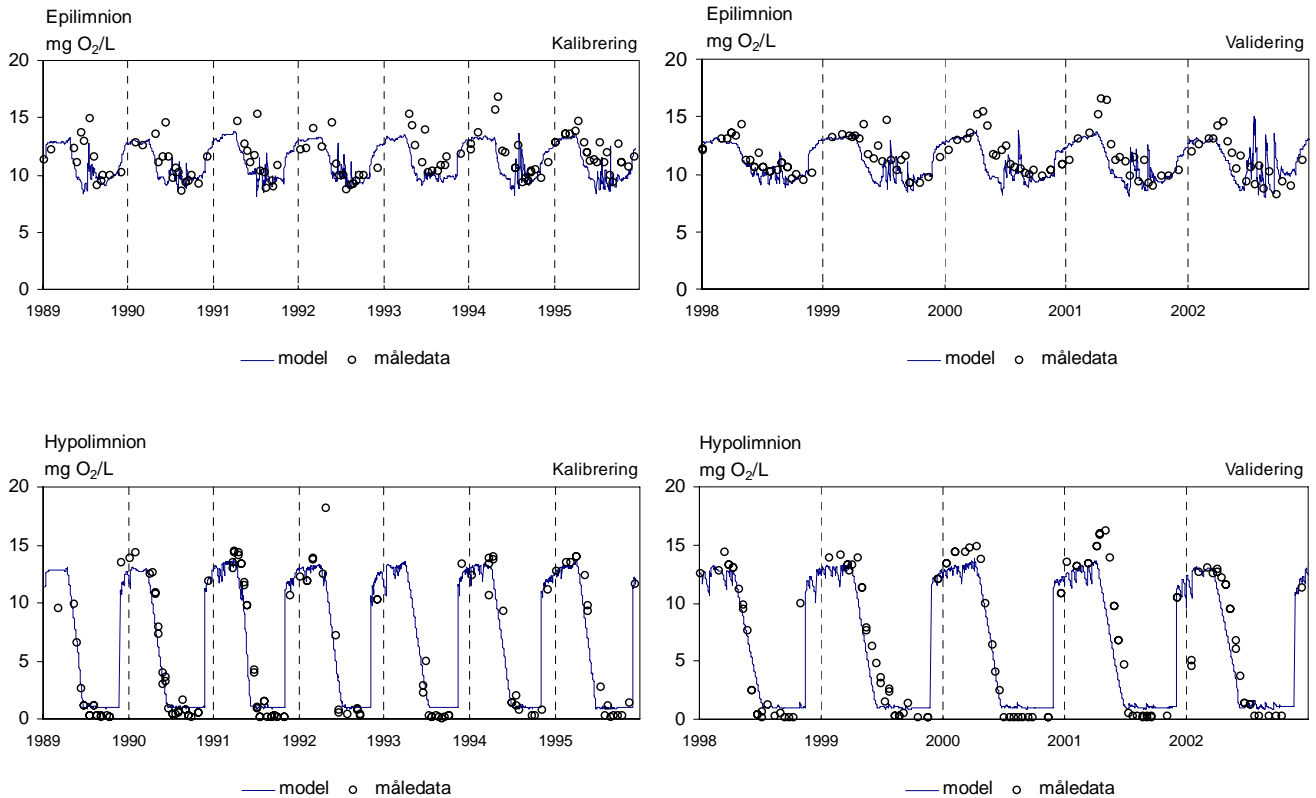


Figur 3.4.4 Valideringsresultater for temperatur i epilimnion (øverst) og hypolimnion i Ravn Sø.

Der er god overensstemmelse mellem model og måledata for temperaturen i både epilimnion og hypolimnion. Der er ingen betydelig forskel på modellens formåen til at reproducere temperaturen i valideringsperioden i forhold til kalibreringsperioden.

### 3.4.2.3 Ilt

Kalibrerings- og valideringsresultater for ilt og de øvrige parametre vurderes ud fra en epilimnion- samt en hypolimnion-sammenligning. Kalibrerings- og valideringsresultater for ilt fremgår af Figur 3.4.5.

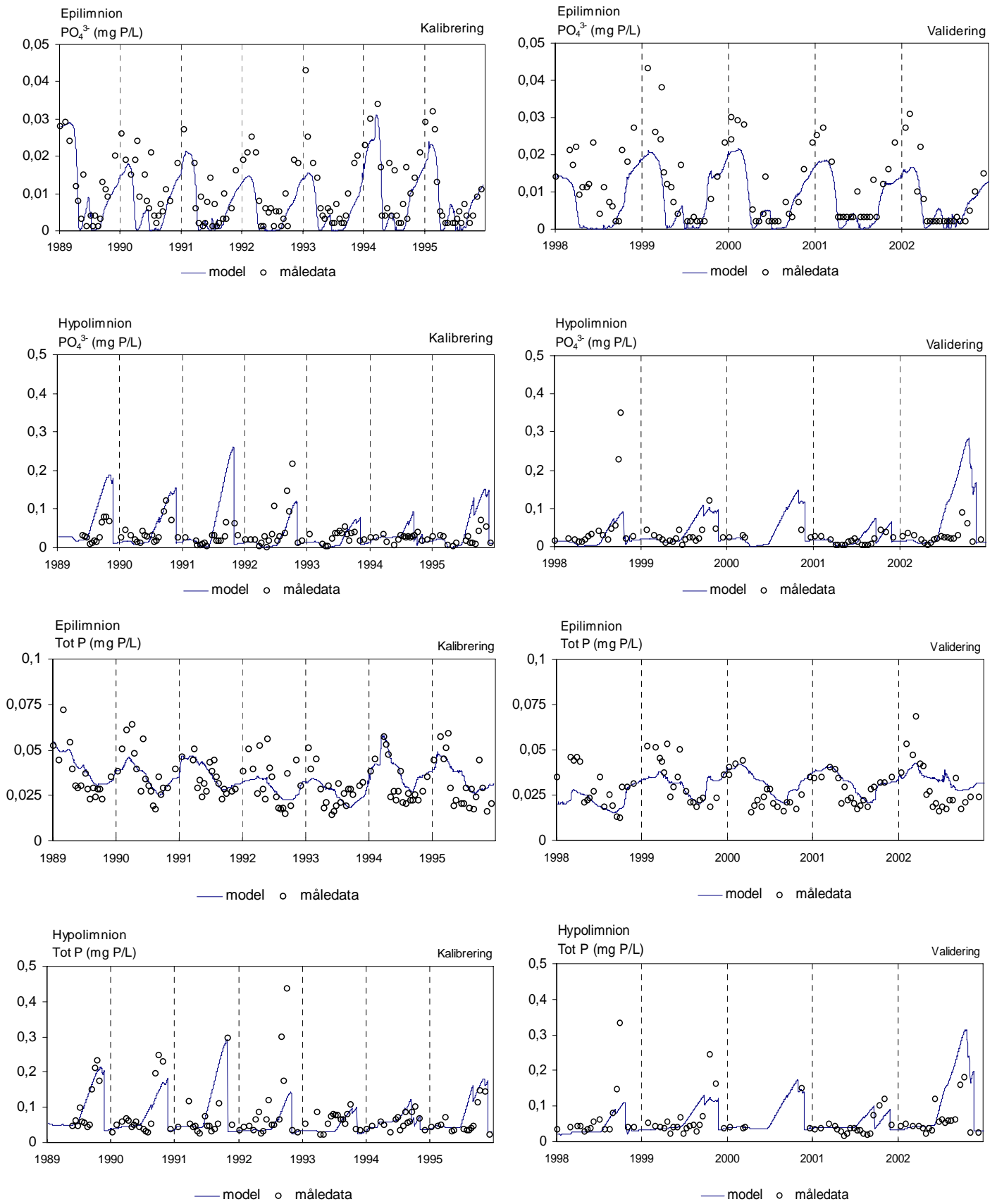


Figur 3.4.5 Kalibrerings- og valideringsresultater for ilt i epilimnion (øverst) og hypolimnion.

Både kalibrerings- og valideringsperioden viser at iltkoncentrationen i modellen følger samme sæsondynamik som måledata. Det er imidlertid tydeligt, at modellen underestimerer iltkoncentrationen i epilimnion, når denne ifølge måledata når et maksimum i slutningen af forårsperioden. Dette tyder på, at modellen til en vis grad underestimerer iltproduktionen ved fotosyntese under forårsopblomstringen af kiselalger, eller at ligevægten mellem atmosfærens og vandfasens ilt indstilles for hurtigt, når vandet er overmættet med ilt. Desuden er der en konsekvent overestimering af iltkoncentrationen i hypolimnion, når iltkoncentrationen ifølge måledata nærmer sig nul. Modeldata for hypolimnion, illustreret i Figur 3.4.5, stammer imidlertid fra en dybde på 30 m. Modeldata fra laget umiddelbart over sedimentet (ca. 33 meters dybde), som i modellen er afgørende for bl.a. fosforfrigivelsen fra sedimentet, viser, at iltkoncentrationen i lighed med måledata er tilnærmelsesvis lig nul i sensommer og efterårsperioden.

### 3.4.2.4 Fosfor

Modellens evne til at beskrive fosforkoncentrationen er særlig vigtig, da uorganisk fosfor hvert år er begrænsende for fytoplanktonvæksten. Det er især den eksterne fosfortilførsel samt fytoplanktonets fosforoptagelse og efterfølgende henfald og sedimentation der præger årstidsvariationerne af total fosfor i epilimnion. Kalibrerings- og valideringsresultaterne for hhv. uorganisk fosfor og total fosfor fremgår af Figur 3.4.6.

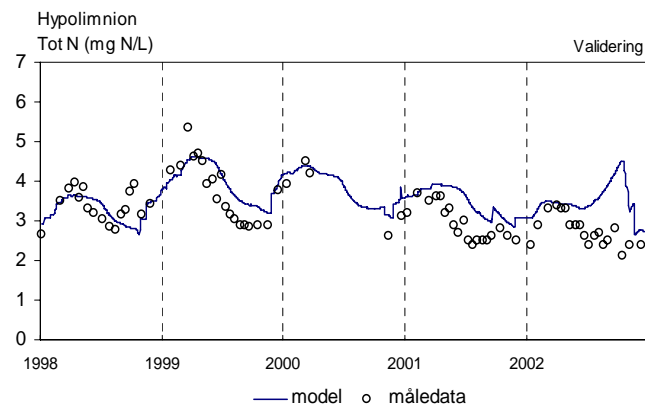
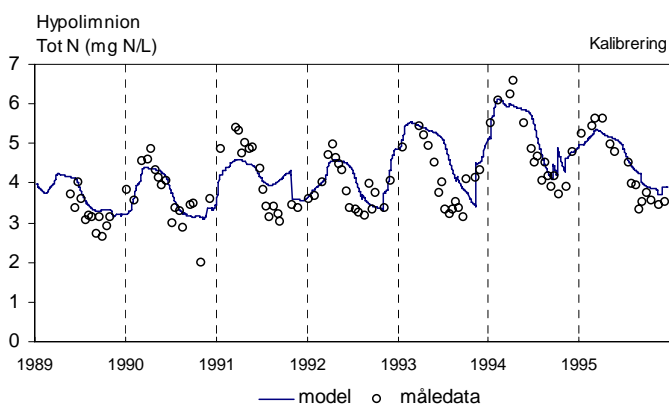
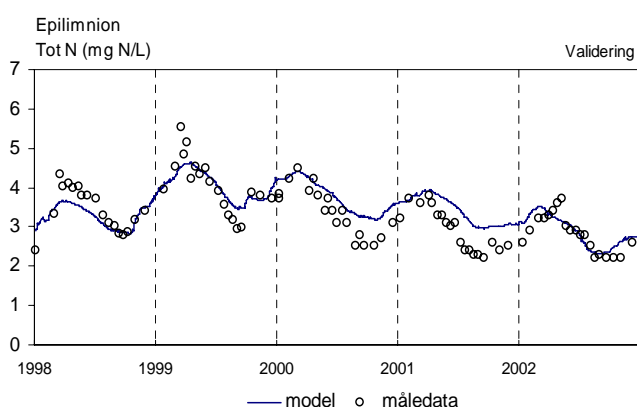
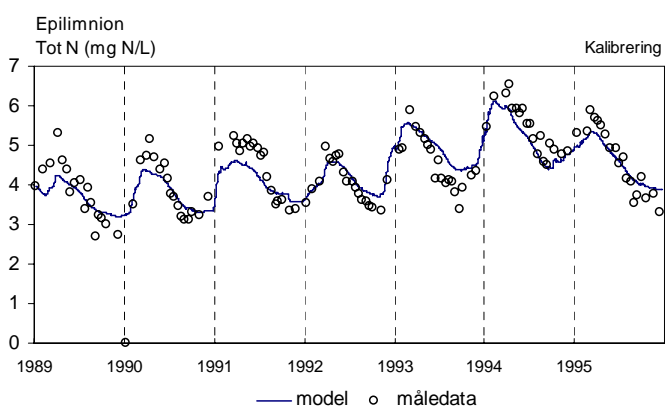
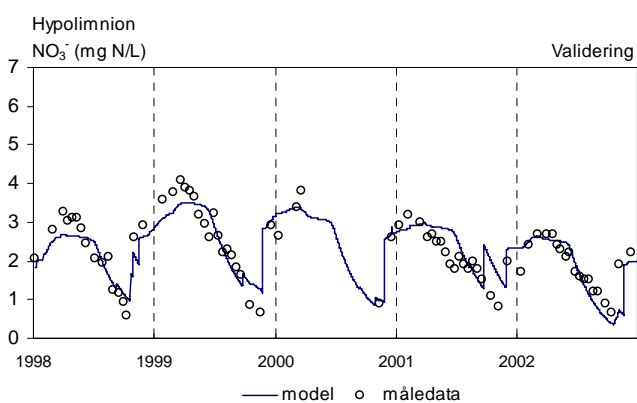
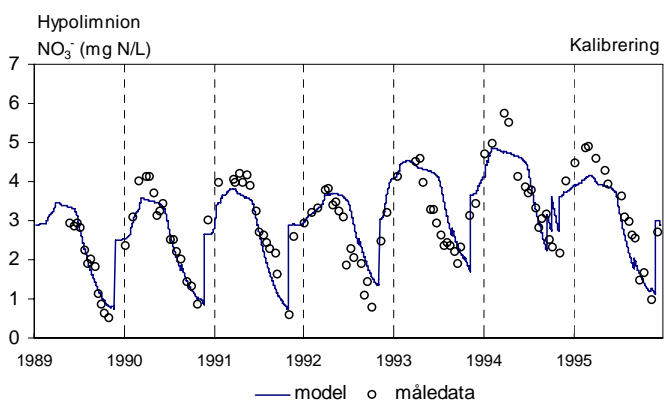
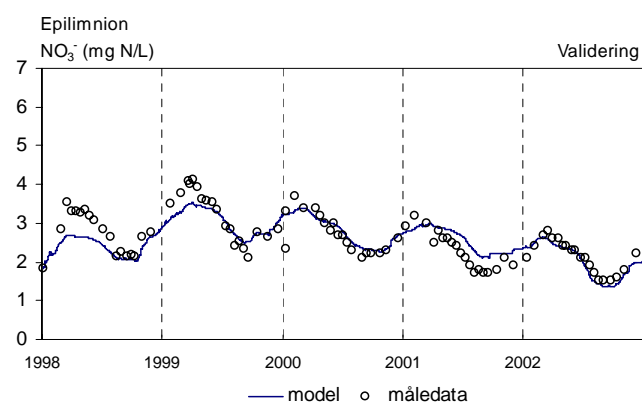
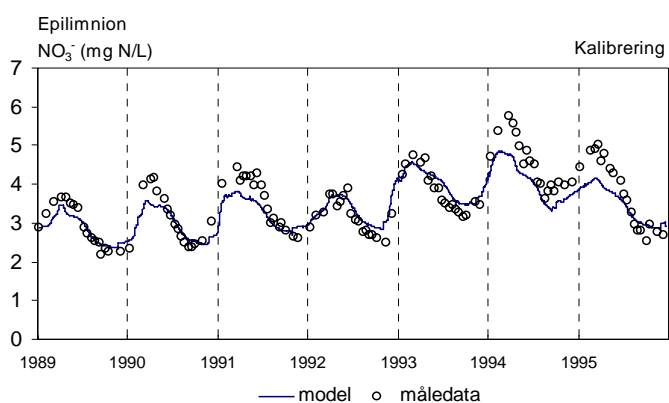


Figur 3.4.6 Kalibrerings- og valideringsresultater for total fosfor for epilimnion (øverst) og hypolimnion.

Modelresultaterne for både uorganisk fosfor og total fosfor har generelt samme årstidsvariationer som måledata for epilimnion og hypolimnion i både kalibrerings- og valideringsperioden. Der er dog registreret store variationer i måledata indenfor korte tidsrum, som modellen ikke efterviser. I nogle enkelte år, er der desuden registreret nogle meget høje fosforkoncentrationer i hypolimnion, som modellen ikke følger. Disse høje værdier forekommer altid i sensommeren, hvor iltkoncentrationen er særligt lav og umiddelbart før der sker en total opblanding af vandsøjlen. Dette indikerer, at der sker en kraftig frigivelse af fosfor fra sedimentet når evt. iltkoncentrationen rammer et omslagspunkt, som ikke kan beskrives ved modellens mere jævne frigivelse af fosfor (se evt. (Romero *et al.*, 2004)). Desuden er det sandsynligt, at nitratkoncentrationen er afgørende for fosforfrigivelsen (pga. redoxpotentialet) hvilket ikke indgår i modellen. Da modellen ikke efterviser disse høje koncentrationer i hypolimnion, behæftes den efterfølgende tidsperiode i epilimnion også med en vis fejl, eftersom hypolimnion opblandes med epilimnion.

#### 3.4.2.5 Kvælstof

Kalibrerings- og valideringsresultaterne for hhv. nitrat og total kvælstof fremgår af (Figur 3.4.7).



Figur 3.4.7 Kalibrerings- og valideringsresultater for nitrat for epilimnion (øverst) og hypolimnion.

Der er god overensstemmelse mellem modelresultaterne og måledata for nitrat og total kvælstof. Der er dog en klar tendens til, at koncentrationen af total kvælstof overestimeres i hypolimnion under valideringsperioden. Nitratkoncentrationen har igennem kalibreringsproceduren været den mest simple modelvariabel at kalibrere, så der opnås overensstemmelse mellem model og måledata. Nitrat udgør hovedparten af kvælstofpuljen, hvorfor modellen for total kvælstof ligeledes stemmer forholdsvis godt overens med måledata.

#### 3.4.2.6 Fytoplankton

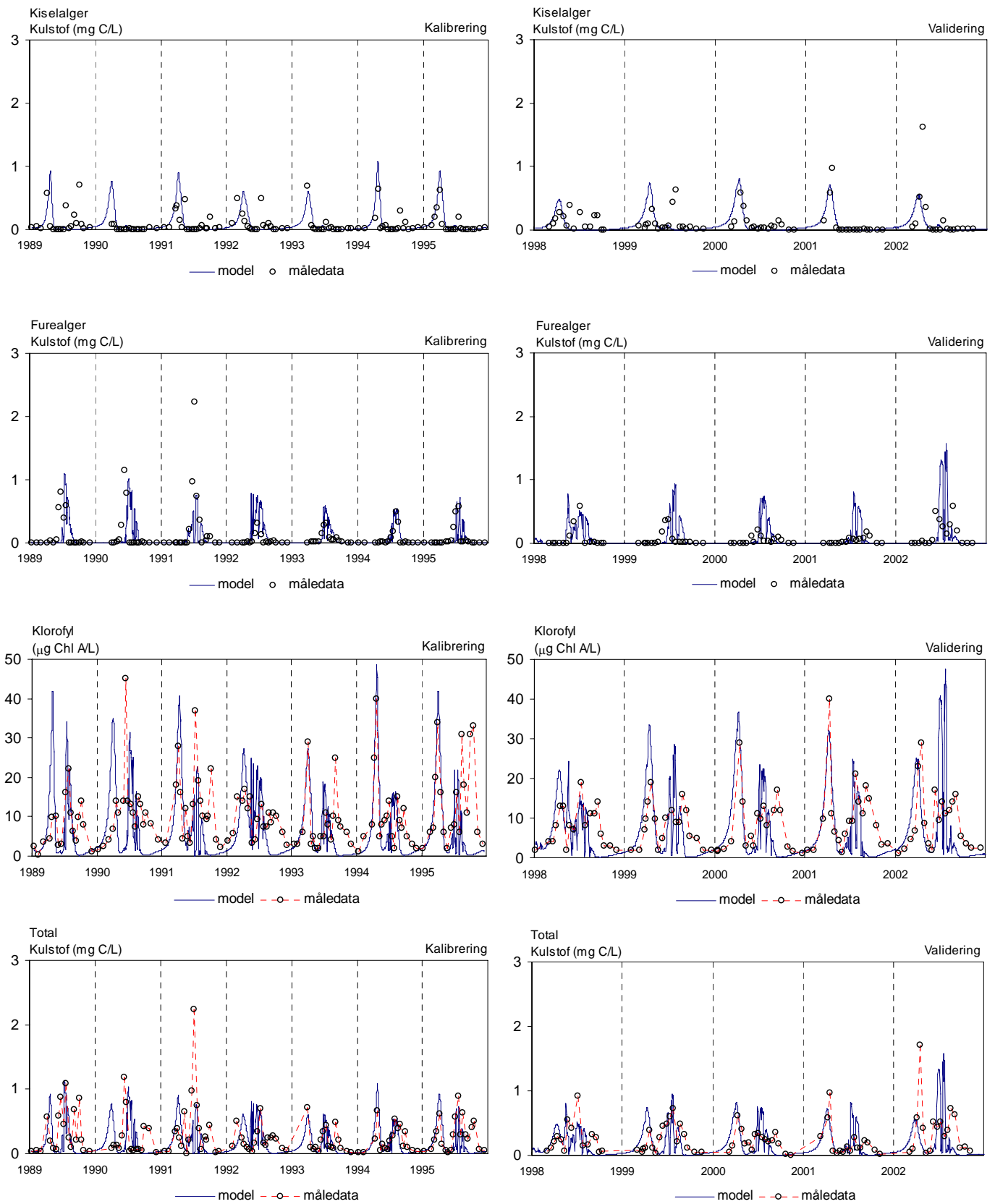
Fytoplanktonbiomassen udgøres i modellen af hhv. kisel- og furealger. Måledata fra Ravn Sø viser, at kiselalgerne dominerer i forårsperioden, hvor vandsøjlen er totalt opblandet. I slutningen af forårsperioden falder kiselalgebiomassen hovedsageligt forårsaget af græsningen fra zooplankton, næringssaltbegrænsning og sedimentation. Der opstår en klarvandsfase. Efter klarvandsperioden opbygges der årligt et sommermaksimum af furealger, som kan bevæge sig i vandsøjlen og dermed krydse springlaget for at optage næringssalte i det næringsrige bundvand. Efter furealgernes sommermaksimum følger ofte en sensommer og efterårsperiode med forskellige algegrupper fra år til år. Her er der observeret kiselalger, furealger, rekylalger, toksiske blågrønalger osv.

Der kalibreres primært efter at opnå overensstemmelse mellem måledata for kisel- og furealger. Modellen indeholder således kun fytoplanktongrupper, som udgør gennemsnitligt ca. 70 % af den samlede fytoplanktonbiomasse i Ravn Sø. Den samlede kulstofbiomasse, der simuleres i modellen, anvendes til at estimere klorofylkoncentrationen med udgangspunkt i modellens kisel- og furealgebiomasse multipliceret med en korrektionsfaktor:

$$\text{Total Klorofyl } (\mu\text{g} / \text{L}) = x \cdot \text{kiselalgekulstof} + y \cdot \text{furealgekulstof}$$

Korrektionsfaktoren er bestemt ud fra måledata fra Ravn Sø i perioden 1989-2002 (estimeret til hhv. 45  $\mu\text{g Chl A/mg C}$  for kiselalger og 30  $\mu\text{g Chl A/mg C}$  for furealger). Denne beregningsprocedure foretages først efter, at kisel- og furealge dynamikken er kalibreret.

I Figur 3.4.8 fremgår kalibrerings- og valideringsresultaterne for epilimnion.



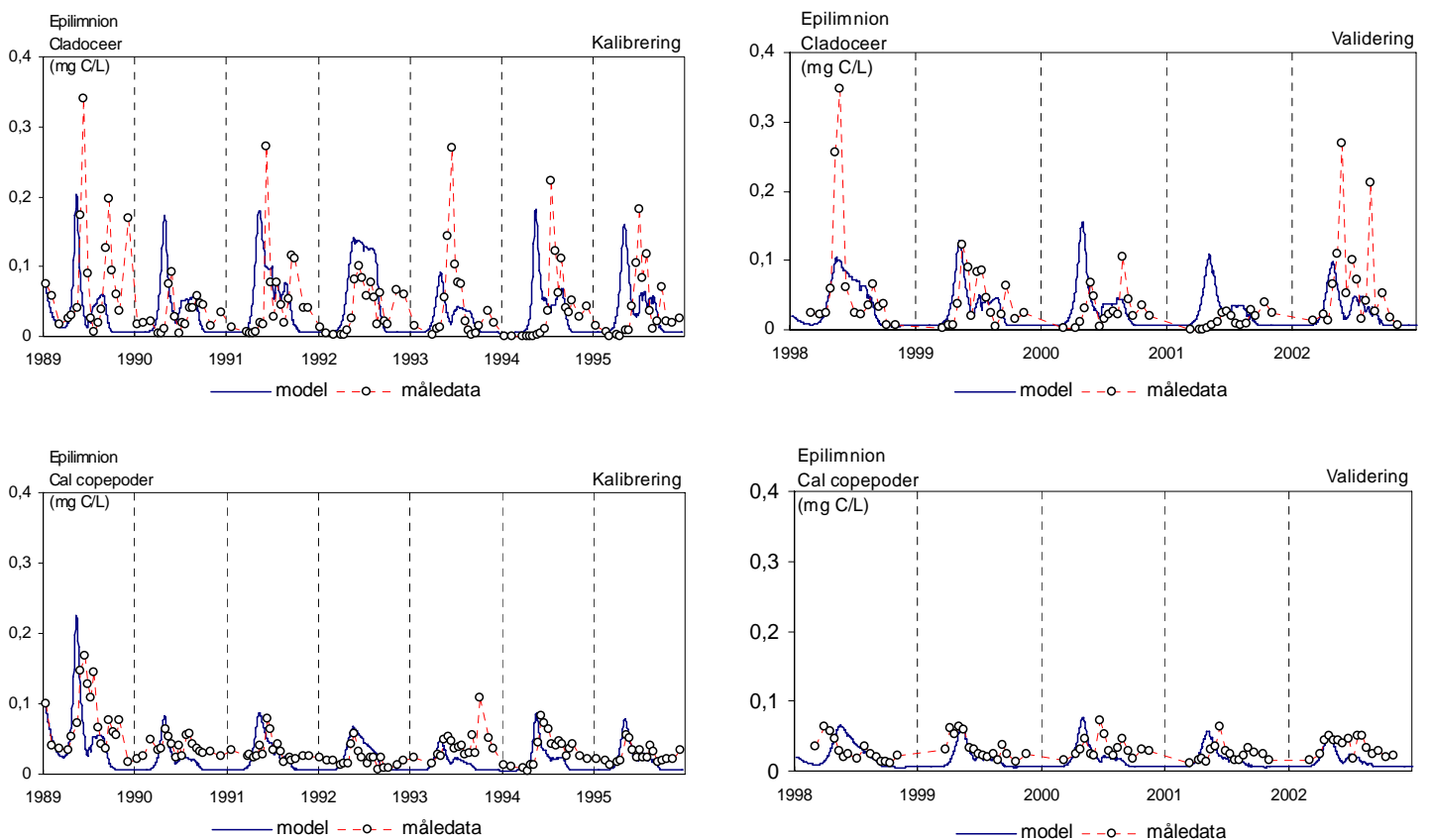
Figur 3.4.8 Kalibrerings- og valideringsresultater for fytoplanktonbiomassen af hhv. kiselalger, furealger og total klorofyl og kulstof i epilimnion.

Der er generelt stor overensstemmelse mellem modellens resultater for kiselalger og måledata. Modellen er i stand til at ramme kiselalgernes forårsopblomstring, men forudsiger ikke efterårsopblomstringen i de år, hvor denne ifølge måledata præges af kiselalger. Tilsvarende er der i kalibreringsperioden en god overensstemmelse mellem model og måledata for furealger, som i modellen kan vandre op og ned i vandsøjlen for at opbygge en intern pulje af næringssalte. Der er dog en tydelig tendens til, at furealge-biomassen overestimeres i valideringsperioden.

På trods af at modellen kun indeholder kisel- og furealger, er der en nogenlunde god overensstemmelse mellem model og måledata for total klorofyl og total kulstof i forårs- og sommerperioden. Dette skyldes at forårs- og sommeropblomstringerne altid domineres af hhv. kiselalger og furealger. I efterårsperioden er der derimod en tydelig tendens til, at modellen underestimerer den samlede fytoplanktonbiomasse. Modellen er således ikke i stand til at forudsige efterårsopblomstringen. Under kalibreringen er det forsøgt at indføre yderligere en fytoplanktongruppe (udover kiselalger og furealger), men det har ikke været muligt at ramme efterårsopblomstringen. Da efterårsopblomstringerne ofte præges af flere forskellige fytoplanktongrupper med forskellige egenskaber varierende fra år til år, kan det ikke forventes, at modellen er i stand til at ramme efterårsopblomstringen med blot én ekstra fytoplanktongruppe med specifikke egenskaber. Ved at indføre endnu flere fytoplanktongrupper bliver modellen betydeligt mere parameter tung, og derfor uoverkommelig at kalibrere.

### 3.4.2.7 Zooplankton

Zooplanktongrupperne i modellen udgøres af Cladoceer og Calanoide Copepoder. Kalibrerings- og valideringsresultaterne for zooplankton fremgår af Figur 3.4.9.



Figur 3.4.9 Kalibrerings- og valideringsresultater for zooplanktonbiomassen af hhv. Cladoceer og Calanoide Copepoder.

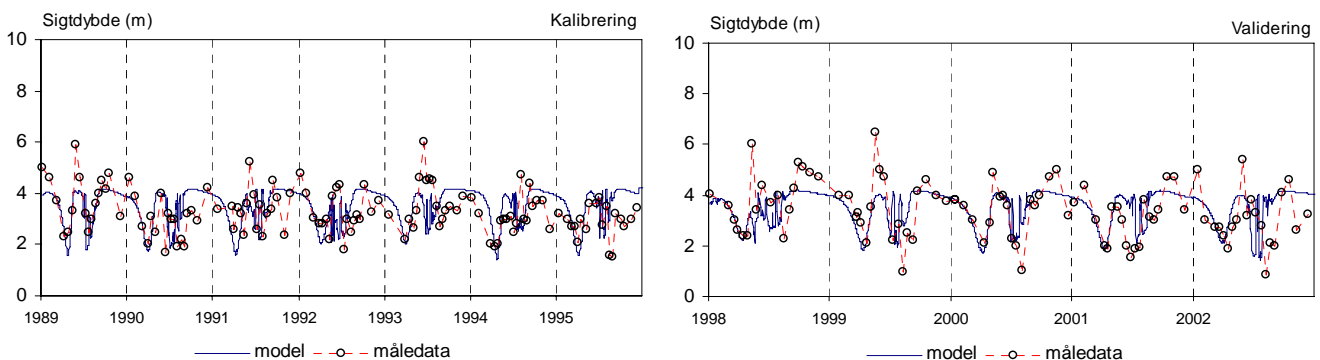
Der er risiko for, at modelfejl kan akkumuleres op igennem de trofiske niveauer i modellen, hvilket betyder at zooplankton-dynamikken er den mest vanskelige tilstand at kalibrere. Cladoceerne opnår, både ifølge model og måledata, et årligt maksimum lidt forsinket i forhold til kiselalgenes opblomstring. Der er dog en tendens til, at Cladoceernes maksimum begynder lidt tidligere i modellen i forhold til måledata. Det er i kalibreringen forsøgt at justere på zooplankton-dynamikken ved afhængigheden af fødetilgængelighed (monod-kinetik) samt temperaturafhængigheden (Arrhenius relateret funktion). Det har imidlertid ikke været muligt at ændre væsentligt på tidspunktet af det årlige zooplanktonmaksimum, men nærmere størrelsen på zooplankton peaken. Modellens beskrivelse af zooplankton-dynamikken er således stærkt relateret til fødetilgængeligheden, og det kan for fremtiden diskuteres, om modellens zooplankton-algoritmer for temperaturafhængigheden bør forbedres. Efter det tidlige sommermaksimum følger et mindre sommermaksimum. Tilsvarende dynamik ses for Cal. Copepoder, hvis årlige maksimum dog befinder sig en størrelsesorden under Cladoceernes. Da der ifølge modellen ikke forekommer en opblomstring af fytoplankton i efteråret, resulterer dette samtidigt med, at der ligeledes ikke opnås en efterårsvækst af zooplankton.

### 3.4.2.8 Sigtdybde

Sigtdybden indgår ofte som et vigtigt redskab, når den økologiske tilstand i en sø skal vurderes. Da sigtdybden imidlertid ikke indgår eksplicit i modellen, opstilles en empirisk model for sigtdybden, som tager udgangspunkt i modeloutputtet for den samlede fytoplanktonbiomasse i epilimnion. Der opstilles et simpelt monodudtryk, hvor konstanterne ( $\alpha$  og  $\beta$ ) kalibreres efter RMSE værdien mellem måledata og modeldata for sigtdybden:

$$\text{sigtdybde} = \alpha \cdot \frac{\beta}{\beta + \text{ChlA}}$$

Kalibrerings- og valideringsresultaterne for sigtdybden fremgår af Figur 3.4.10.



Figur 3.4.10 Kalibrerings- og valideringsresultater for sigtdybden ( $\alpha$  og  $\beta$  er kalibreret til hhv. 4,2 og 25).

Da sigtdybden estimeres ud fra den samlede fytoplanktonbiomasse, behæftes kalibrerings- og valideringsresultaterne for sigtdybden med de usikkerheder der er i forbindelse med modellens forudsigelser af fytoplanktonbiomassen. Kalibrerings- og valideringsresultaterne viser imidlertid en nogenlunde god overensstemmelse mellem modellen og måledata for sigtdybden. Der er dog generelt en tendens til, at modellen underestimerer sigtdybden i klarvandsfasen, som forekommer umiddelbart efter kiselalgenes maksimum.

### 3.4.3 Fejlfunktioner for kalibrerings- og valideringsperiode

RMSE værdierne, som er anvendt under kalibreringsprocessen, angiver en middeldifference mellem modeloutputtet og måledata. RMSE værdier for fosfor kan således ikke sammenlignes med RMSE værdier for f.eks. kvælstof, da RMSE værdierne har forskellige enheder. RMSE værdierne kan derimod anvendes til at forholde kalibreringsperioden til valideringsperioden (Tabel 3.4.1), og er derfor et godt redskab til at vurdere, i hvor stor et omfang at modellens formåen til at stemme overens med måledata aftager i valideringsperioden.

Tabel 3.4.1 RMSE værdier for hhv. kalibrerings- og valideringsperioden.

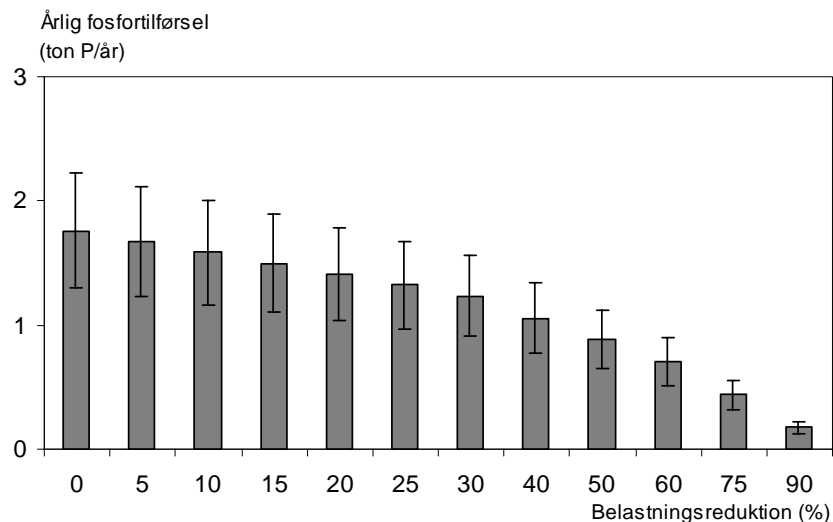
	RMSE - Epilimnion		RMSE - Hypolimnion	
	kalibrering	validering	kalibrering	validering
Temperatur (°C)	1,44	0,84	0,87	0,77
Ilt (mg O <sub>2</sub> /L)	1,82	1,70	2,19	2,23
Uorganisk fosfor (mg P/L)	0,0070	0,0076	0,049	0,061
Total fosfor (mg P/L)	0,0097	0,0099	0,063	0,074
Nitrat (mg N/L)	0,38	0,32	0,59	0,40
Total kvælstof (mg N/L)	0,48	0,42	0,54	0,64
Kiselalger (mg C/L)	0,19	0,23	-	-
Furealger (mg C/L)	0,30	0,24	-	-
Total klorofyl (µg Chl A/L)	10,5	8,6	-	-
Cladoceer (mg C/L)	0,072	0,060	-	-
Cal. Copepoder (mg C/L)	0,032	0,021	-	-
Sigtedybde (m)	0,95	1,04	-	-

Valideringsresultaterne for temperaturprofilen viste at modellen generelt underestimerer dybden af springlaget. Valideringsresultaterne for de øvrige parametre indikerer imidlertid, at underestimeringen af lagdelingens placering ikke har signifikant indflydelse på disse parametre. Atypisk for modellens formåen er det, at flere af valideringsresultaterne er bedre end kalibreringsresultaterne.

Ud fra kalibrerings- og valideringsresultaterne vurderes det, at den koblede DYRESM-CAEDYM-model giver en tilfredsstillende repræsentativ beskrivelse af den økologiske dynamik i Ravn Sø. Det må dog betragtes som en konceptuel fejl, at modellen ikke indeholder algegrupper, som opblomstrer i efterårsperioden. Det vurderes dog, at modellen indeholder de væsentligste kemiske og biologiske variable, som dikterer tilstanden i Ravn Sø. Desuden er sæsondynamikken, på trods af nogle uoverensstemmelser mellem model og måledata, beskrevet med tilfredsstillende nøjagtighed, når modellens kompleksitet og omfanget af kalibreringsparametre tages i betragtning. Modellen kan imidlertid udelukkende simulere på allerede definerede arter/grupper. Modellen kan således ikke forudsige indvandring og succession af nye arter. Simulering af forskellige nærings saltbelastnings-scenarier skal derfor betragtes som et estimat på, hvorledes Ravn Sø vil indstille sig i en ligevægt med en ændret nærings saltbelastning, såfremt artsammensætningen svarer til den der findes i Ravn Sø i dag.

### 3.5 Simulering af reduceret fosfortilførsel

Da fytoplanktonvæksten i Ravn Sø begrænses af uorganisk fosfor, er modellens kalibreringsresultater for fytoplankton og dermed klorofyl og sigtdybde overvejende afgjort af modellens evne til at få fosforkredsløbet til at stemme overens med fytoplankton dynamikken. Derfor bør der kun simuleres på scenarier, hvor fosfor fungerer som det begrænsende næringssalt, når effekten på bl.a. fytoplankton dynamikken skal vurderes. Perioden fra 1993 er repræsentativ for tilstanden i Ravn Sø i dag, da der for denne periode har været en forholdsvis konstant gennemsnitlig indløbskoncentration af fosfor. Derfor anvendes årene 1993-2002 som et stokastisk datasæt, som angiver en naturlig variation på tilstanden i Ravn Sø. Der ses stadig bort fra 1996 og 1997 pga. modellens manglende evne til at simulere isdække. Desuden ses bort fra 1998 da der for dette år mangler data for vindhastigheden. Der opstilles en række belastningsscenarioer, hvor fosforbelastningen reduceres med hhv. 0, 5, 10, 15, 20, 25, 50, 60, 75 og 90 % i forhold til årene i 1993-2002. Fosfortilførslen i belastningsscenarioerne er illustreret i Figur 3.5.1.

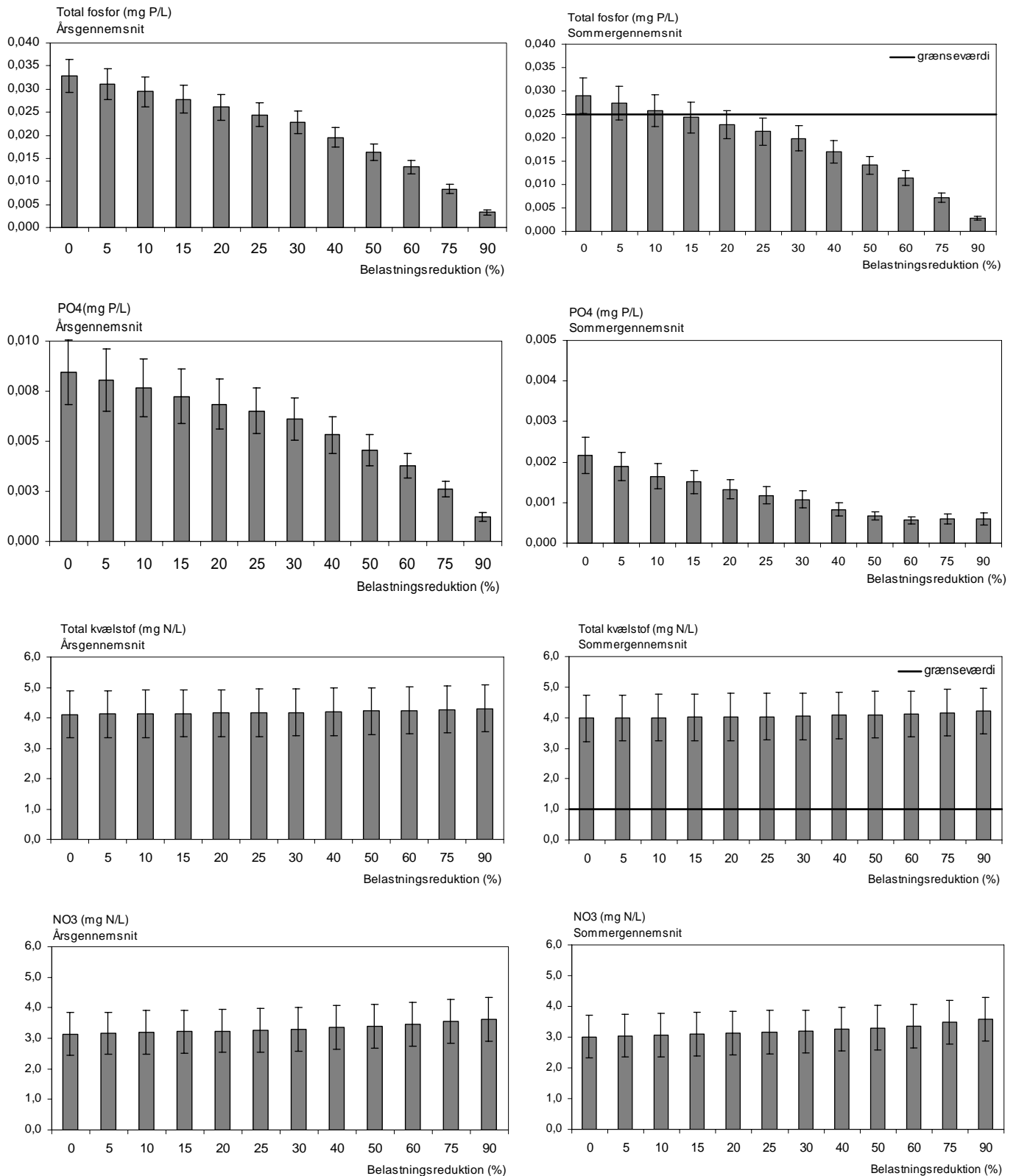


Figur 3.5.1 Den gennemsnitlige fosfortilførsel i de forskellige belastningsscenarioer. Streger angiver 95 % konfidensintervaller.

CAEDYM modellen indeholder på nuværende tidspunkt ikke en dynamisk beskrivelse af sedimentdynamikken. Der sker således ikke en regenerering af f.eks. fosforpuljen i sedimentet. Fosforfrigivelsen fra sedimentet bestemmes ud fra en fosforfrigivelsesrate samt en temperatur- og en iltfunktion. Denne interne fosforbelastning vil i virkeligheden ændres og indstille sig i en ligevægt i forhold til en reduceret ekstern fosforbelastning. Derfor er det nødvendigt at korrigere modellens fosforfrigivelse for hvert scenario, således den beregnede fosforfrigivelse svarer til en ligevægtstilstand i forhold til hvert scenario. For at bestemme fosforfrigivelsen ved forskellige ligevægtstilstande, er der taget udgangspunkt i et studie af Nürnberg (1984), hvor den interne fosforbelastning forudsiges med udgangspunkt i simple modeller. Den interne fosforfrigivelse er ifølge disse modeller tilnærmelsesvis ligefrem proportional med den eksterne fosfortilførsel i Ravn Sø. Derfor er fosforfrigivelsen fra sedimentet reduceret med samme procentsats som den eksterne tilførsel i scenarioerne. Desuden kan den årlige interne fosforbelastning, via modellerne i (Nürnberg, 1984), opgøres til maksimalt 15 % af den totale fosfortilførsel til Ravn Sø i overvågningsårene.

### 3.5.1 Simuleringsresultater for fosfor og kvælstof: års- og sommerniveau

Simuleringsresultater for hhv. fosfor og kvælstof fremgår af Figur 3.5.2.



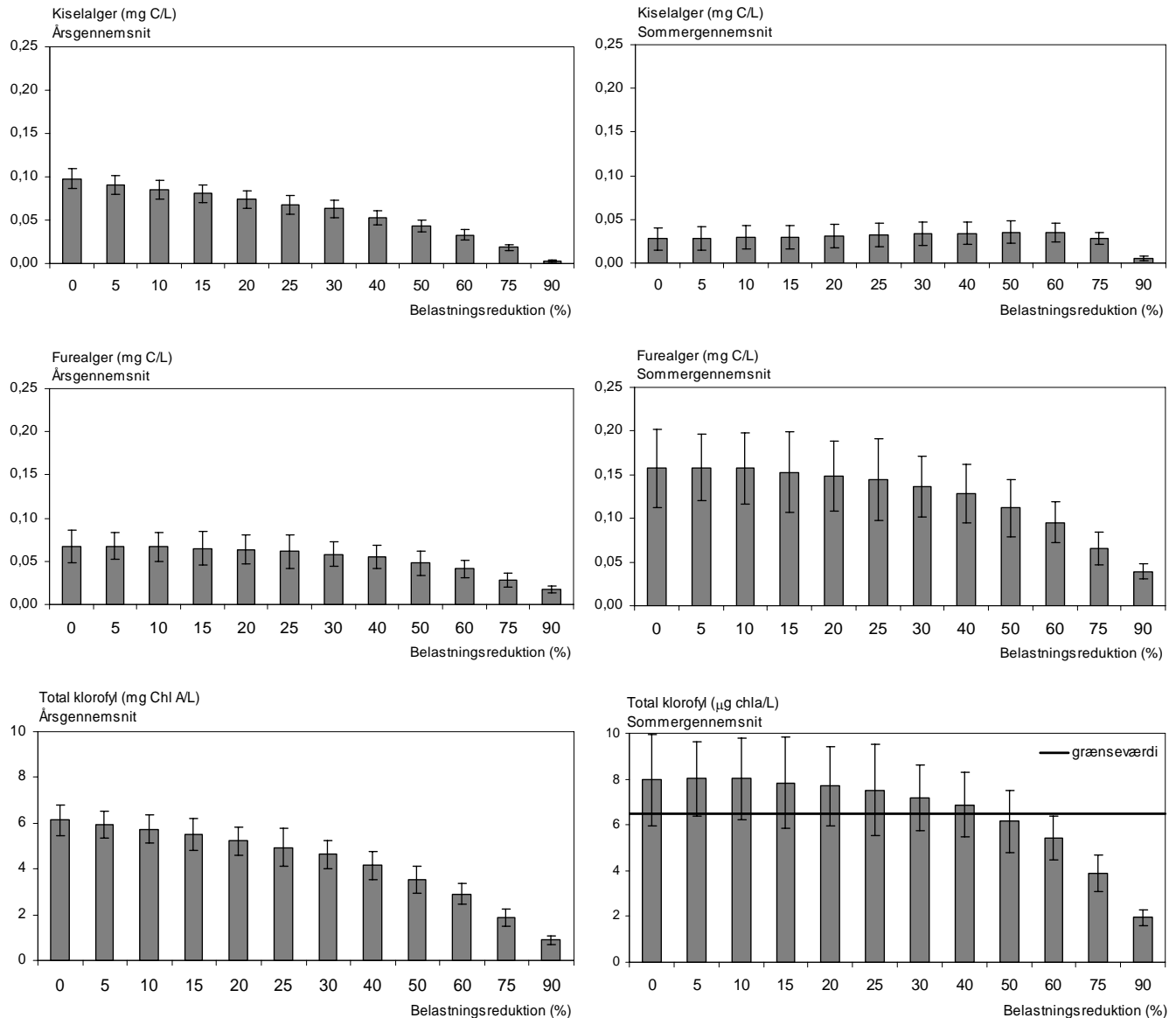
Figur 3.5.2 Simuleringsresultater for fosfor og kvælstof ved forskellige niveauer af P-belastning.

Da kravene i vandrammedirektivet baseres på epilimnionværdier, er det ligeledes valgt at fokusere på modelresultaterne for epilimnion. Når den eksterne fosforbelastning reduceres, ses der ligeledes et fald i den gennemsnitlige total-fosfor koncentration og den uorganiske fosfor-koncentration. Der er desuden en tendens til, at modellen overestimerer den sommergennemsnitlige total-fosfor koncentration. Det blev tidligere illustreret ud fra måledata (Figur 2.1.1), at kravene til fosfor overholdes i de fleste af overvågningsårene. Denne uoverensstemmelse bør der tages højde for ved en endelig vurdering af belastningsscenerierne. Modellen angiver, at fosforbelastningen bør reduceres med 10-15 % for at den gennemsnitlige total-fosfor koncentration i sommerperioden overholder kravene i vandrammedirektivet. Desuden bør fosforbelastningen, ifølge modellen, reduceres med 20-25 %, for at sikre at total-fosfor koncentrationen overholder kravene i mere end 95 % af de år, der vil have en tilsvarende afstrømning og meteorologiske forhold som overvågningsårene.

Der kan ikke påvises nogen signifikant ændring i kvælstofkoncentrationerne. Der er dog en tendens til, at både total-kvælstof- og nitrat-koncentrationen vil stige lidt både på års- og sommerniveau. Dette skyldes en mindre optagelse i fyttoplankton, som i scenarierne begrænses yderligere af fosfor, hvilket resulterer i en reduceret vækst.

### 3.5.2 Simuleringsresultater for fytoplankton: års- og sommerniveau

Simuleringsresultater for fytoplankton fremgår af Figur 3.5.3.



Figur 3.5.3 Simuleringsresultater for fytoplankton ved forskellige niveauer af P-belastning.

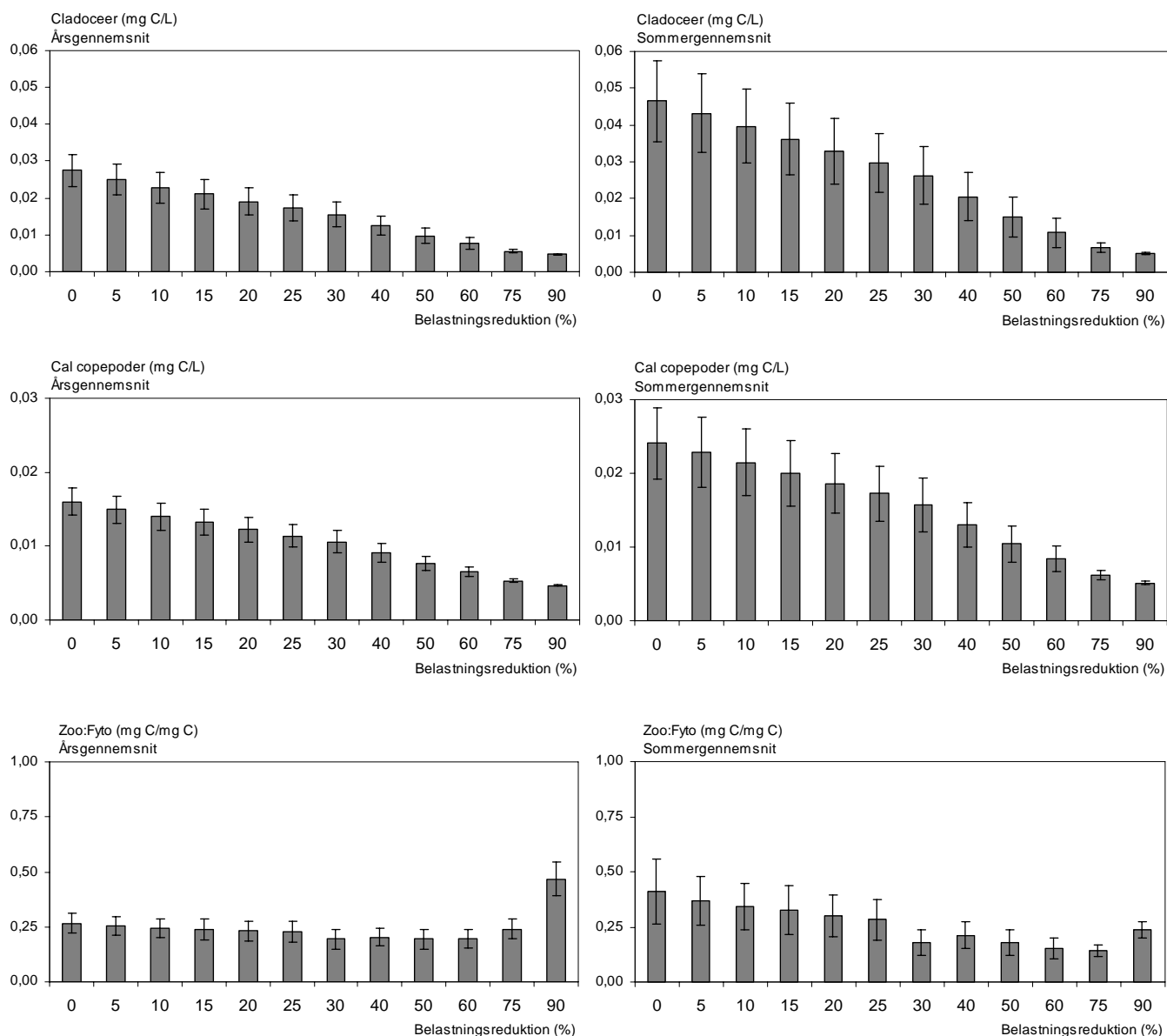
Der er en tydelig tendens til, at opblomstringen af kiselalgerne reduceres i et større omfang end furealgerne. Kiselalgerens opblomstring er nogenlunde proportional med den eksterne tilførsel, hvorimod furealgeopblomstringen først reagerer signifikant på en reduceret tilførsel ved belastningsreduktioner på ca. 25 %. Dette vurderes at skyldes furealgerens evne til at søge ned under springlaget og optage næringsalte fra hypolimnion. Dette betyder ligeledes at klorofylkoncentrationen i sommerperioden først reduceres væsentligt ved en belastningsreduktion på over 25 %. Belastningen skal ifølge modellen reduceres med 40-50 % for at den gennemsnitlige klorofylkoncentration overholder kravene i sommerperioden. Desuden skal fosforbelastningen reduceres med 50-60 % for at kravene til klorofyl, i henhold til vandrammedirektivet, overholdes i mere end 95 % af de år, der vil have en tilsvarende afstrømning og meteorologiske forhold som overvågningsårene. Det blev tidligere illustreret, at klorofylkoncentrationen på årsbasis underestimeres i modellen, pga. modellens

manglende evne til at simulere efterårsopblomstringen, og denne uoverensstemmelse bør vurderes, når belastningsscenerierne evalueres.

Den gennemsnitlige koncentration af kiselalgerne i sommerperioden overholder desuden kravet i forhold til vandrammedirektivet (se evt. Figur 2.1.2).

### 3.5.3 Simuleringsresultater for zooplankton: års- og sommerniveau

Simuleringsresultater for zooplankton fremgår af Figur 3.5.4.

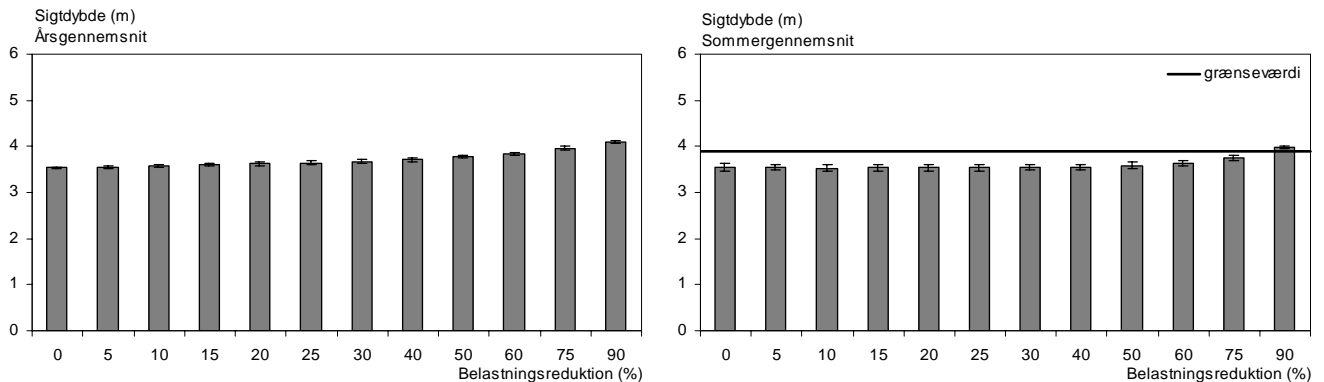


Figur 3.5.4 Simuleringsresultater for zooplankton samt zooplankton:fytoplankton forholdet ved forskellige niveauer af P-belastning.

Der ses en umiddelbart effekt på zooplankton-koncentrationen både på års- og sommerniveau. Hvis den totale zooplankton-koncentration beregnes med udgangspunkt i Cladocera og Cal. Copepoder, under antagelse af at disse udgør omkring 75 % af den samlede masse, så vil kravene i henhold vandrammedirektivet kunne overholdes i 95 % af årene ved at reducere P-belastningen med 0-5 %. Der kan ikke påvises nogen signifikant effekt på zooplankton:fytoplankton forholdet på årsbasis før der sker en belastningsreduktion mellem 75 og 90 %.

### 3.5.4 Simuleringsresultater for sigtddyden: års- og sommerniveau

Simuleringsresultater for sigtddyden fremgår af Figur 3.5.5.

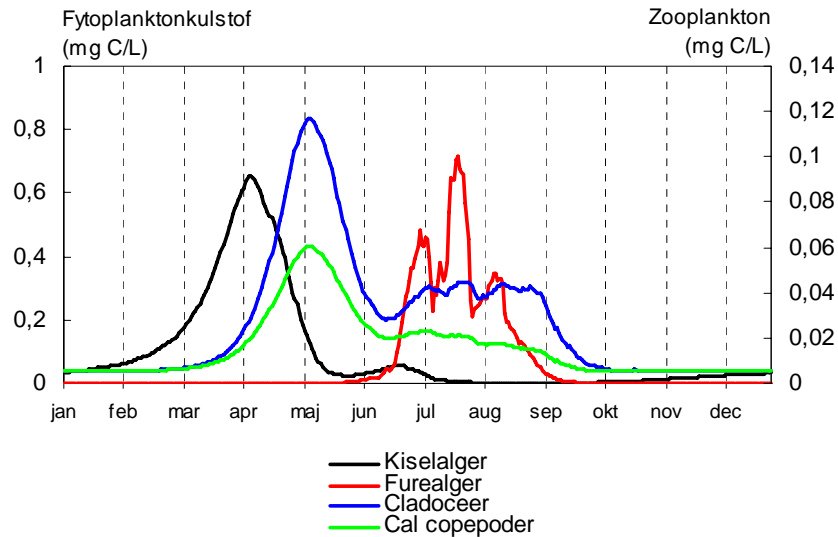


Figur 3.5.5 Simuleringsresultater for sigtddyden ved forskellige niveauer af P-belastning.

Det er tydeligt at effekten af en reduceret fosfortilførsel er mest tydelig for sigtddyden på årsniveau. For sommerperioden sker der først en umiddelbart effekt ved en belastningsreduktion på 60-75 %. Dette skyldes at omslagspunktet for furealger og dermed også klorofyl først findes omkring en belastningsreduktion på 40-60 %. For at overholde grænseværdien i sommerperioden, i forhold til vandrammedirektivet, skal der ifølge modellen ske en reduktion i fosfortilførslen på 75-90 %. Den årgennemsnitlige sigtddyde vil derimod, ifølge modellen, stige til ca. 4 m ved en belastningsreduktion på ca. 60 %.

### 3.5.5 Simuleringsresultater: sæsondynamik

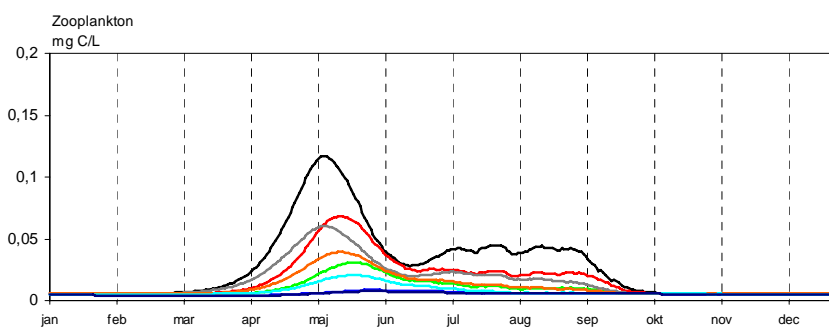
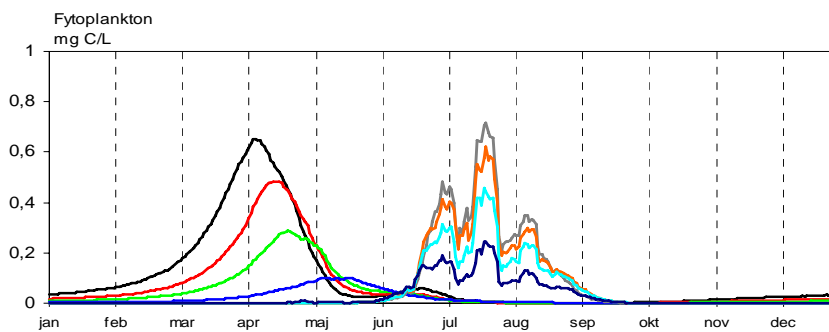
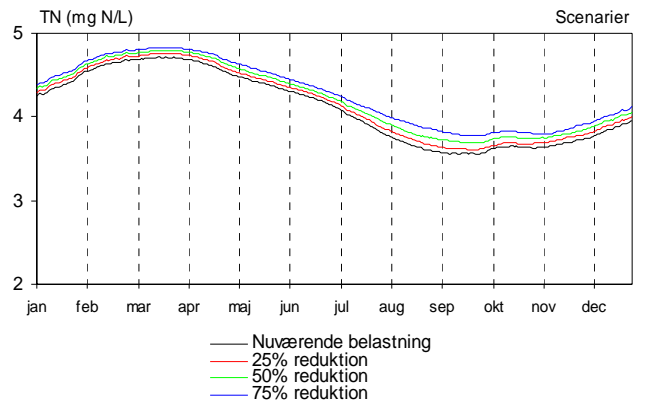
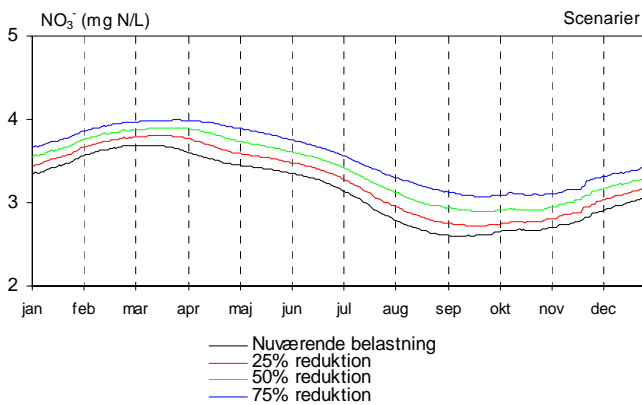
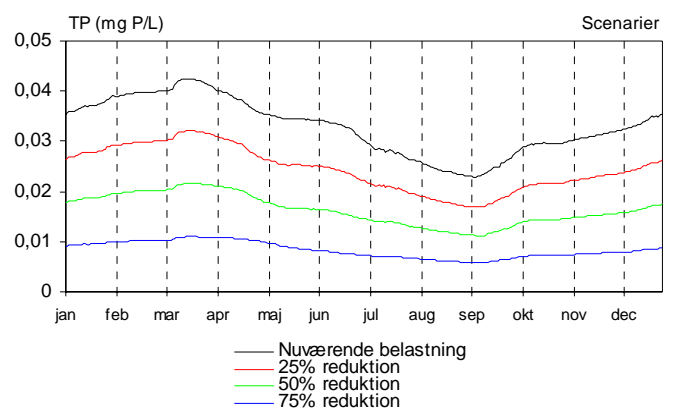
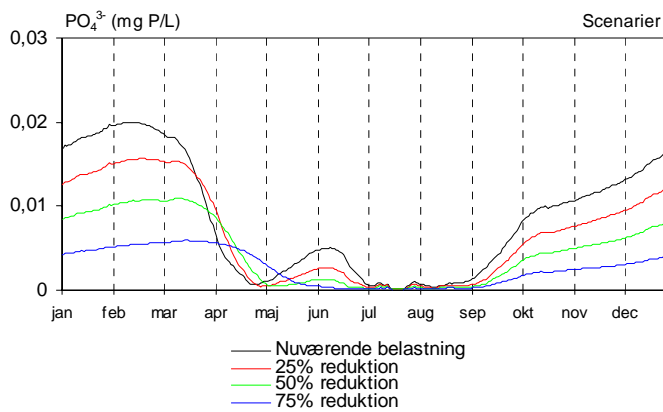
For den nuværende tilstand for Ravn Sø, ses der i modellen nogenlunde samme årlige sæsondynamik for fytoplankton og zooplankton i perioden 1993-2002 (Figur 3.5.6).



Figur 3.5.6 Gennemsnitlig sæsondynamik ifølge modellen ved nuværende belastning.

Der sker en opblomstring af kiselalger i forårsperioden, hvorefter kiselalgerne fortrænges ved en kombination af græsning fra zooplankton, fosforbegrænsning og sedimentation. Både Cladoceerne og Cal. Copepoder har således et årligt maksimum, som er ca. en måned forsinket i forhold til kiselalgerens maksimum. I sommerperioden, hvor der sker en opblomstring af furealger, følger der ligeledes et sommermaksimum af zooplankton, hvilket dog befinder sig på et væsentligt lavere niveau end i det sene forår. Zooplankton oplever ifølge modellen bl.a. et større respirationstab om sommeren pga. en øget temperatur. I virkeligheden forekommer der et øget prædationstryk i sommerperioden pga. fiskeyngel. Dette prædationstryk er således indirekte implementeret i modellen som bl.a. et øget respirationstab om sommeren.

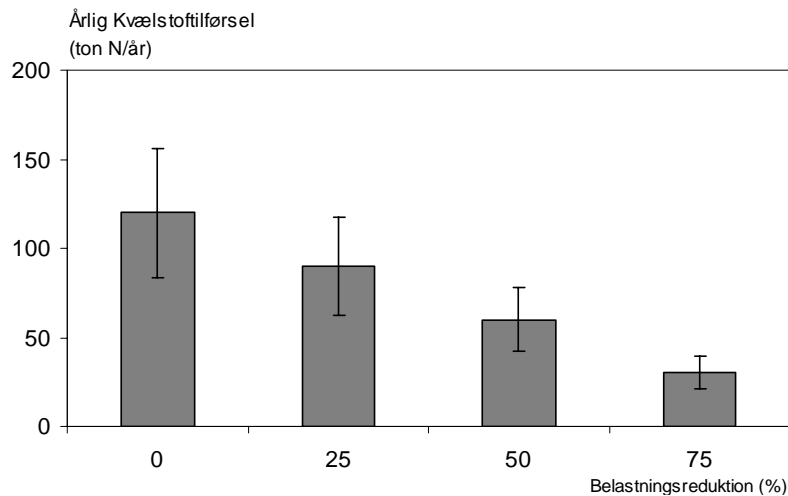
Effekten af en reduceret fosfortilførsel på sæsondynamikken er illustreret i Figur 3.5.7.



Figur 3.5.7 Sæsondynamik som funktion af forskellige belastningsscenarier.

Den gennemsnitlige årstidsvariation i de forskellige belastningsreduktions-scenarier for både fosfor og kvælstof er nogenlunde tilsvarende den nuværende tilstand, blot reduceret i niveau. Fytoplanktonodynamikken vil derimod ændres ifølge modellen, når fosfortilførslen reduceres. Kiselalgenes maksimum om foråret vil, udover at blive reduceret i niveau, forskydes med nogle uger og således forekomme senere end i dag. Fosforniveauet må nødvendigvis blive så lavt i scenarierne, at kiselalgerne begrænses i højere grad af fosforkoncentrationen end lys-intensiteten. Furealgenes maksimum vil derimod ikke ændre årstidsvariation, men blot reduceres i niveau. Forskydningen af kiselalgenes maksimum har en direkte effekt på zooplankton, hvor både Cladoceer og Cal. Copepoder også opnår et maksimum, som er forskudt i nogle uger i forhold til den nuværende tilstand. Desuden betyder forskydningen af kiselalger, at modellens forudsigelser af den sommergennemsnitlige klorofylkoncentration til en vis grad øges af kiselalgenes forskydning (men reduceres dog samlet set, pga. en reduktion i furealgenes sommerkoncentration). Hvis niveauforskellen på kiselalgenes maksimum mellem de forskellige scenarier sammenlignes med niveauforskellen for furealgerne er det desuden tydeligt, at kiselalgenes maksimum reduceres nogenlunde proportionalt med fosfortilførslen, hvorimod furealgenes maksimum ændres mest mellem scenarierne med store belastningsreduktioner.

Da total-kvælstofkoncentrationen i Ravn Sø befinder sig langt over kravet i vandrammedirektivet (Figur 2.1.1), opstilles en række scenarier hvor kvælstoftilførslen reduceres. Perioden 1993-2002 anvendes igen som et stokastisk datasæt, som angiver en naturlig variation på inputdata, og dermed resulterer i en statistisk variation på output fra modellen. Da kvælstof-dynamikken hovedsageligt domineres af nitrifikation og denitrifikation, bør simuleringresultater kun vurderes i forhold til kvælstofkoncentrationerne i Ravn Sø, og ikke i forhold til f.eks. fytoplankton eller zooplankton. Modellen er igennem kalibrering ikke tilpasset en situation, hvor kvælstof bliver begrænsende for fytoplanktonvæksten. Kvælstoftilførslen i de opstillede scenarier fremgår af Figur 3.6.1.

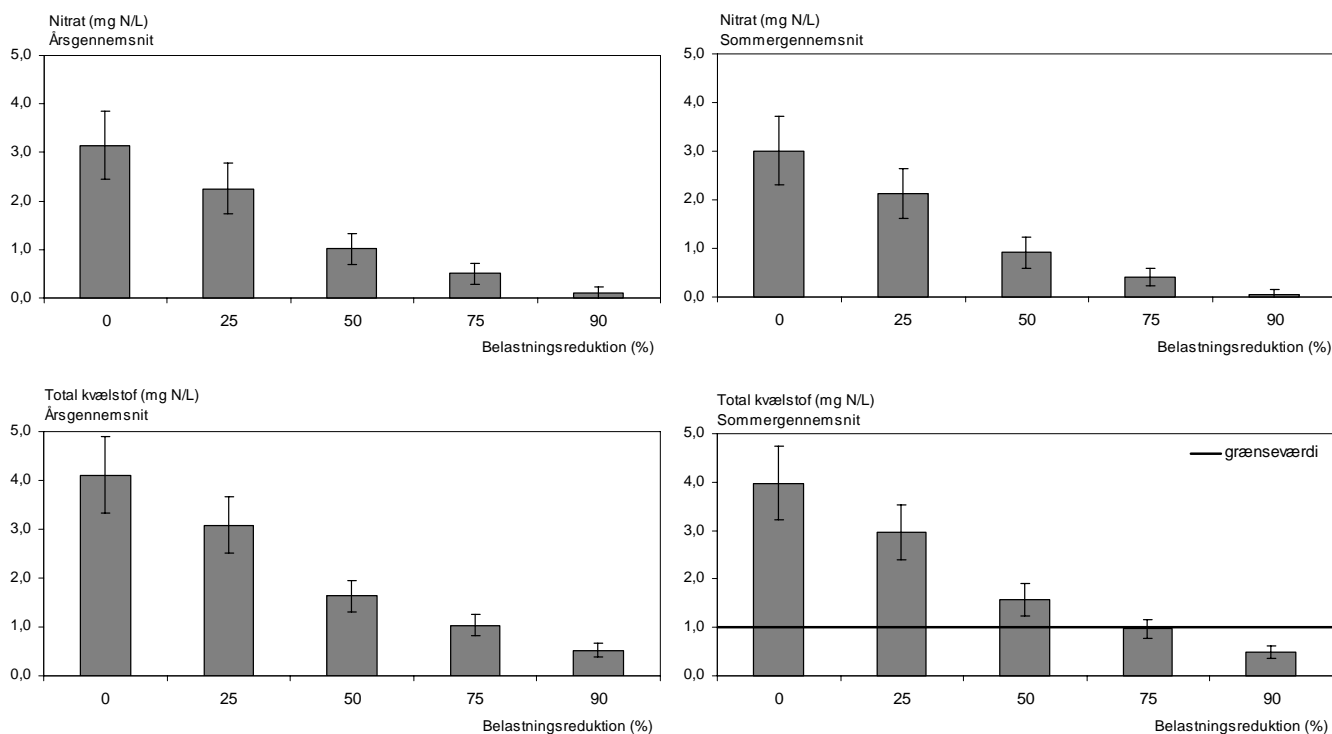


Figur 3.6.1 Den gennemsnitlige kvælstoftilførsel i de forskellige belastningsscenarier. Streger angiver 95 % konfidensintervaller.

Af Figur 3.6.1 fremgår det, at der er en forholdsvis stor naturlig variation fra år til år, i tilførslen af kvælstof. Effekten, som opnås ved at reducere kvælstoftilførslen, vurderes i det følgende ud fra den års- og sommergennemsnitlige koncentration af nitrat- og total kvælstof.

### 3.6.1 Simuleringsresultater for kvælstof: års- og sommerniveau

Simuleringsresultater for nitrat og total kvælstof fremgår af Figur 3.6.2.



Figur 3.6.2 Simuleringsresultater for effekten af en reduceret kvælstoftilførsel på års- og sommerniveau.

Der ses en umiddelbar effekt på både nitrat- og total kvælstof koncentrationen ved en reduktion af kvælstoftilførslen. For at overholde kravene i vandrammedirektivet, bør kvælstoftilførslen reduceres med ca. 75 %. Hvorvidt denne reduktion vil have indflydelse på bl.a. fytoplankton- og zooplankton dynamikken, bør ikke eftervises med modellen, som er kalibreret i forbindelse med dette projekt, og indgår derfor ikke i resultaterne.



## Konklusion

Den en-dimensionelle hydrologiske og økologiske model *DYRESM-CAEDYM* blev opstillet og kalibreret for Ravn Sø. Modellen giver en deterministisk beskrivelse af iltbalancen og næringssaltkredsløb. Desuden beskriver modellen de biologiske variable kiselalger og furealger, som ifølge måledata dominerer fytoplankton-samfundene, og Cladoceer og Cal. copepoder, som dominerer zooplankton-samfundene i Ravn Sø. *DYRESM-CAEDYM* modellen er blandt verdens mest komplekse deterministiske modeller for søer, men på flere områder er der stadig åbenlyse muligheder for at forbedre modellen, hvilket bl.a. blev illustreret ud fra kalibrerings- og valideringsresultaterne i dette projekt. Modellen har i dette projekt dog formået, at ramme sæsondynamikken for de centrale kemiske og biologiske variable med tilfredsstillende resultater. Derfor kan modellens forudsigelser, af konsekvenserne ved at reducere hhv. fosfortilførslen og kvælstoftilførslen, betragtes som et udmærket estimat på de reelle konsekvenser. I projektet er modelsimuleringer ved forskellige niveauer af næringssaltbelastning anvendt til at forudsige tålegrænser for næringssaltbelastningen. Tålegrænserne for Ravn Sø er bestemt med udgangspunkt i vandrammedirektivets grænseværdier, såfremt disse stemmer overens med anbefalingerne i Søndergaard *et al.* (2003) og Søndergaard *et al.* (2005), som en sø med "god økologisk kvalitet". De vigtigste simuleringresultater fremgår af Tabel 3.6.1.

Tabel 3.6.1 Modelforudsigelser af en nødvendig reduktion af næringssaltbelastningen til Ravn Sø.

Parameter	Påkrævet reduktion i fosfortilførslen for at opnå en gennemsnitsværdi i sommerperioden, som overholder kravværdi i vandrammedirektivet
Total-fosfor	10-15 %
Klorofyl	40-50 %
Sigt dybde	75-90 %

Parameter	Påkrævet reduktion i kvælstoftilførslen for at opnå en gennemsnitsværdi i sommerperioden, som overholder kravværdi i vandrammedirektivet
Total-kvælstof	75 %

På baggrund af simuleringresultaterne anbefales det at fosfortilførslen reduceres med 40-50 %, hvorved det sikres, at fosforkoncentrationen vil overholde kravværdien samtidig med at den gennemsnitlige sommerkoncentration af klorofyl vil overholde kravværdien. Dette må også forventes at have en effekt på sigt dybden, hvor kravværdien dog muligvis ikke vil overholdes i alle år.

Kvælstoftilførslen bør reduceres med mindst 75 % for at sikre at grænseværdierne, som anbefalet af Søndergaard *et al.* (2003) og Søndergaard *et al.* (2005), overholdes. Det skal desuden bemærkes, at det nødvendigvis ikke bliver alle parametre (men f.eks. 80 %) som skal overholde kravene i vandrammedirektivet, for at en sø kan klassificeres med "god økologisk kvalitet".



---

## Referencer

- Antenucci, J. og Imerito, A. (2002): The CWR Dynamic Reservoir Simulation Model. DYRESM. Science Manual.
- Christensen, I. (2005): Ravn Sø 2004. Teknisk rapport. NOVANA afrapportering 2004.
- Jensen, J. P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Landkildehus, F., Sortkjær, L. (2004): Søer 2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 515.
- Jørgensen, S. E. (1999): State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modelling*, 120: 75-96.
- Jørgensen, T. (2004): Ravn Sø 2003. Teknisk rapport. NOVA afrapportering 2003.
- Nürnberg, G. K. (1984): The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnology and Oceanography*, Vol. 29, No. 1: 111-124.
- Romero, J.R., Hipsey, M.R., Antenucci, J.P. og Hamilton, D. (2004): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. Science Manual v2.1.
- Sagrario, G. A. M., Jeppesen, E., Goma, J., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Lauridsen, T. og Landkildehus, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations. *Freshwater Biology*, 50: 27-41.
- Sand-Jensen, K. og Lindegaard, C. (2004): Ferskvandsøkologi. ISBN: 87-02-02921-9
- Schladow, S. G. og Hamilton, D. P. (1997): Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II – Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecological Modelling*, 96: 111-113.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. (2003): Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. *Danmarks Miljøundersøgelser*. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S.L. (2005): Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42: 616-629.
- Trolle, D. (2005): Klimaændringernes konsekvenser for ferskvandssøer – økologisk modellering af Ravn Sø. Afgangprojekt. Aalborg Universitet. Civilingeniøruddannelsen indenfor Miljøteknik. Institut for Bio- og Miljøteknologi. Sektion for Miljøteknologi.
- Århus Amt (2005A): Miljømål for vandmiljøet. Hjemmeside. <http://www.aaa.dk/aaa/index/serviceomraader/nm/nm-vandmiljoe/nm-vandmiljoemaal.htm>. Juni 2005.

Århus Amt (2005B): Ravn Sø. Miljøtilstand. Hjemmeside.  
[http://www.aaa.dk/aaa/index/serviceomraader/nm/nm-vandmiljoe/nm-soer/nm-soer-ravn\\_so.htm?afsnit=2](http://www.aaa.dk/aaa/index/serviceomraader/nm/nm-vandmiljoe/nm-soer/nm-soer-ravn_so.htm?afsnit=2). Juni 2005.