

Miljøministeriet



Danmarks  
Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1992

# Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport fra DMU, nr. 90  
1993



Miljøministeriet



Danmarks  
Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser  
Aarhus Universitet  
Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet  
Grenåvej 14  
8410 Rønde

Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1992

# Ferske vandområder

## Søer

Faglig rapport fra DMU, nr. 90

Jørgen Windolf

Erik Jeppesen

Martin Søndergaard

Jens Peder Jensen

Lisbet Sortkjær

*Afdeling for Ferskvandsøkologi*

Miljøministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
November 1993

## Datablad

- Titel:** Ferske vandområder - søer
- Undertitel:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992
- Forfattere:** Jørgen Windolf, Erik Jeppesen, Martin Søndergaard, Jens Peder Jensen og Lisbet Sortkjær
- Afdelingsnavn:** Afdeling for Ferskvandsøkologi
- Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 90
- Udgiver:** Miljøministeriet,  
Danmarks Miljøundersøgelser ©
- Udgivelsesår:** 1993
- Layout:** Anne Mette Poulsen og Kathe Møgelvang  
**Tegninger:** Kathe Møgelvang  
**Teknisk assistance:** Lisbet Sortkjær  
**ETB:** Anne Mette Poulsen
- Bedes citeret:** Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Sortkjær, L. (1993): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 90.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- Frie emneord:** Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan.
- Redaktionen afsluttet:** November 1993.
- ISBN:** 87-7772-123-3  
**ISSN:** 0905-815X  
**Papirkvalitet:** Cyclus  
**Tryk:** Silkeborg Bogtrykkeri  
**Oplag:** 300 eks.  
**Sideantal:** 130
- Pris:** kr. 125,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
- Købes hos:** Danmarks Miljøundersøgelser  
Afd. for Ferskvandsøkologi  
Vejløvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf. 89 20 14 00, fax 89 20 14 14

# **Indhold**

## **Forord 5**

## **Resumé 7**

## **1. Baggrund 11**

### 1.1 Indledning 11

### 1.2 Generel karakteristik af overvågningssøerne 14

### 1.3 Vandmiljøplanen 15

## **2. Klima, afstrømning og vandbalancer for søerne 17**

### 2.1 Indledning 17

### 2.2 Temperatur og indstråling 17

### 2.3 Afstrømning 18

### 2.4 Vandbalancer for søerne 19

## **3. Stofbalancer for søerne 23**

### 3.1 Indledning 23

### 3.2 Metode 23

### 3.3 Fosfor og kvælstof, årsbalancer 24

### 3.4 Fosfor og kvælstof, kvartalsbalancer 27

### 3.5 Kilder til tilførslen 29

### 3.6 Konklusion 30

## **4. Søernes miljøtilstand vurderet ud fra fysiske og kemiske variable: status for udviklingen 1989-1992 31**

### 4.1 Indledning 31

### 4.2 Metode 31

### 4.3 Fosfor 32

### 4.4 Kvælstof 37

### 4.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 39

### 4.6 Konklusion 42

## **5. Planteplankton i relation til fysiske og kemiske variable 45**

### 5.1 Indledning 45

### 5.2 Status for mængde og sammensætning i søerne 45

- 5.3 Tværgående sammenstilling af planteplanktonets struktur og dominansforhold i relation til fysiske, kemiske og morfometriske variable 49
- 5.4 Generelle mønstre i planteplanktonets sæsondynamik og relationer mellem planteplankton og de vandkemiske variables forløb 54
- 5.5 Autøkologiske beskrivelser af planteplanktonarter 61
- 5.6 Konklusion 64

## **6. Dyreplankton i relation til fysiske og kemiske variable 65**

- 6.1 Indledning 65
- 6.2 Dyreplanktonets sammensætning i relation til næringsstofniveau 65
- 6.3 Generelle mønstre i dyreplanktons sæsondynamik 71
- 6.4 Konklusion 74

## **7. Samspil mellem planteplankton, dyreplankton 75**

- 7.1 Indledning 75
- 7.2 Græsningstrykket på planteplanktonet 75
- 7.3 Sæsonvariationer i græsningstryk 79
- 7.4 Konklusion 93

## **8. Samlet konklusion. Status over udvikling i overvågningssøernes miljøtilstand og biologiske struktur 95**

## **9. Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelser nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992 97**

## **10. Referencer 101**

## **11. Oversigt over amtsrapporter 103**

## **12. Bilagsoversigt 109**

## **Danmarks Miljøundersøgelser 129**

## Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988. Dette er fjerde rapportering af programmet.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af den ændrede belastning af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: Ferske vande, Marine områder, Landovervågning og Atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amtskommunerne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

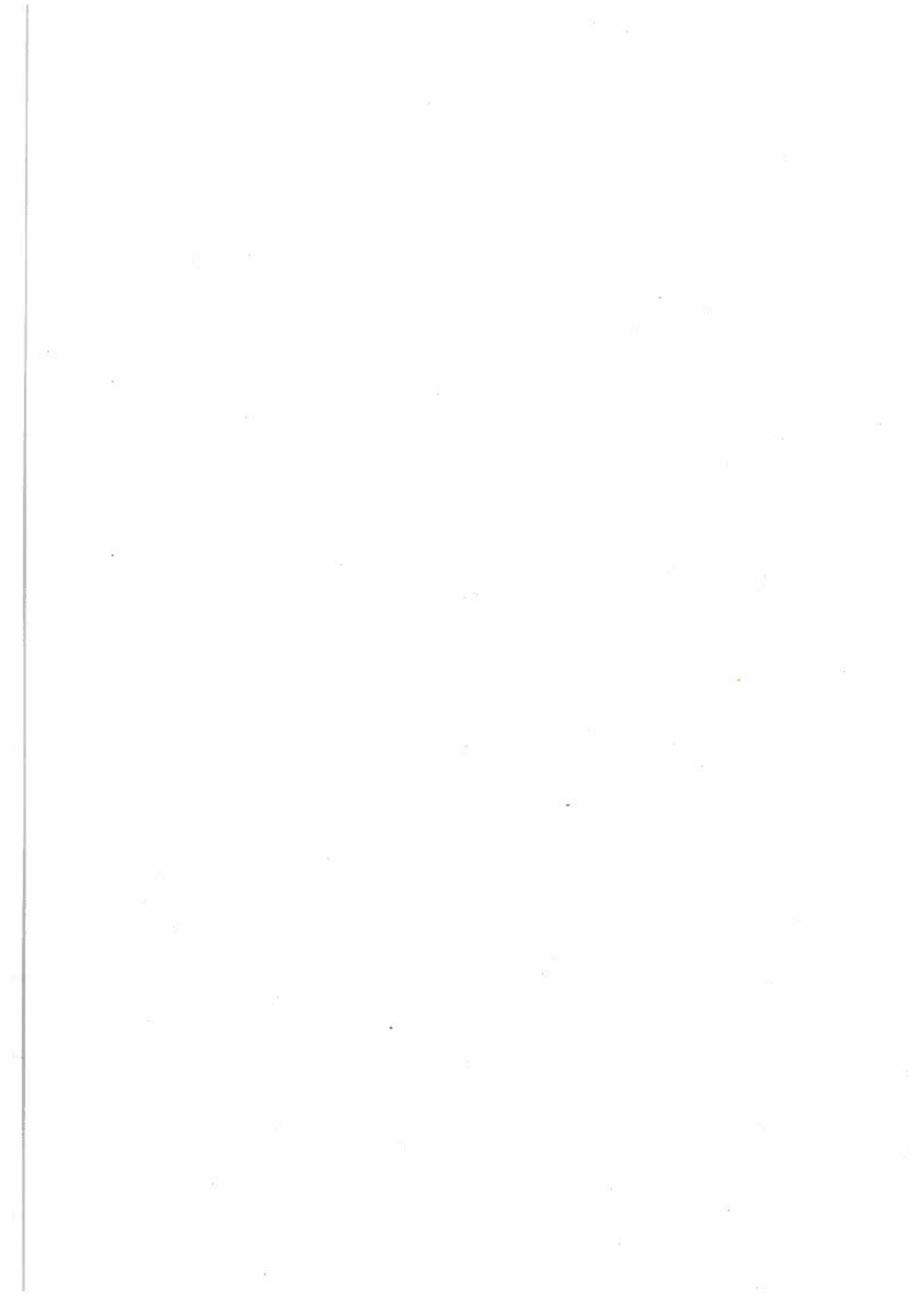
Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande, og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.



## Resumé

*37 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer*

I alt 37 søer indgår i det landsdækkende Overvågningsprogram. Søerne er udvalgt så de er repræsentative for danske søer, og søerne spænder fra helt rene, klarvandede søer til søer, der er stærkt forurenede som følge af eksisterende eller tidligere tiders spildevandsudledninger.

*Amtterne varetager drift af programmet*

Amtskommunerne forestår den standardiserede prøveindsamling og beskriver hvert år de enkelte søers miljøtilstand i regionale rapporter. De indsamlede data indberettes til Danmarks Miljøundersøgelser, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udviklingen i alle søerne.

*Speciel vægt på biologiske forhold i denne årsrapport*

I dette års landsdækkende rapport er der lagt vægt på at beskrive resultaterne af de biologiske undersøgelser i søerne. Der er dog også foretaget en vurdering af, hvorledes tilførslen af kvælstof og fosfor har udviklet sig i perioden, og hvorledes den generelle udvikling i miljøtilstanden har været. Denne vurdering er baseret på en overordnet analyse af udviklingen i søernes fosfor og kvælstofindhold samt udviklingen i sigtddybde og planteplanktonmængde (klorofyl).

*De klimatiske forhold 1989-92*

De klimatiske forhold har varieret betydeligt de fire år. De mest markante forskelle var, at 1991 var 'koldere' end de øvrige år. Specielt koldt var der i første halvår - hovedsageligt fordi solindstrålingen her var mindre end i øvrige år. Nedbøren og dermed også ferskvandsafstrømningen til søerne var specielt lav i 1989.

*Ingen markante ændringer i planteplankton og sigtddybde*

Den mindre lystilgængelighed og de lavere temperaturer i første halvdel af 1991 var sandsynligvis årsagen til, at der i mange søer var tendens til en mindre markant og lidt senere udvikling af planteplanktonets forårsmaksimum. Ellers har der ikke på det samlede materiale kunnet påvises en generel udvikling i mængden eller sammensætningen af planteplankton de enkelte år. Mængden af planteplankton er stadig høj og sigtddybden ringe i mange af søerne. Halvdelen af søerne havde således en gennemsnitlig sommersigtddybde på mindre end en meter i 1992.

*Tendens til reduceret fosfortilførsel til mange søer*

Der er tendens til, at fosforkoncentrationerne i tilløbene er mindsket til en del af søerne. I nogle søer er faldet relateret til en forbedret spildevandsrensning.

*De spildevandsbetingede fosfortilførsler er faldet til mange af søerne*

I oplandet til 18 af de 37 søer blev der udledt spildevand fra rensningsanlæg eller dambrug, men der er i perioden sket forbedret spildevandsrensning eller afskæring af spildevandet til mindst 10 af søerne. Også i perioden før Overvågningsprogrammets iværksættelse er der sket betydelige reduktioner i de spildevandsbetingede tilførsler til mange af søerne.

I oplandet til 7 af søerne udgør udledninger med byspildevand dog stadig mere end 25% af den samlede beregnede fosfortilførsel, og til to søer udleder dambrug i oplandet mere end 25%



af den samlede fosfortilførsel. Der er dog sket et væsentligt fald i de beregnede dambrugsbetingede udledninger af fosfor.

*Tendens til lavere fosforindhold i mange søer - størst fald i de mest næringsrige søer*

Årsgennemsnittet af fosfor i søerne er faldet fra 0,206 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,170 mg P l<sup>-1</sup> i 1992. Faldet er generelt størst i de mest næringsrige søer. Således havde ¼ af søerne i 1989 et fosforindhold på mere end 0,293 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 mod 0,203 mg P l<sup>-1</sup> i 1992.

*Ingen reduktion i kvælstoftilførslen 1989-92*

Der er ingen tegn på, at kvælstoftilførslerne til søerne er mindsket i perioden 1989-92. Tværtimod blev der i tilløbene til mange af søerne målt de højeste kvælstofkoncentrationer i 1992. Koncentrationerne var specielt høje i 4. kvartal som indikation af, at kvælstofudvaskningen fra de dyrkede marker var større i 1992 end i tidligere år som følge af den generelt tørre sommer og mindre kvælstofoptagelse i afgrøderne.

*Stor år til år variation i nogle søer*

Selv om der for søerne som helhed kun er sket små ændringer i tilstanden i perioden 1989-1992, har der dog i enkelte af søerne været store forskelle årene imellem.

*Ændringer i biologisk struktur - Arreskov Sø er blevet klarvand*

F.eks. havde Arreskov Sø på Fyn, i modsætning til tidligere år, meget klart vand i 1992 - primært som følge af ændringer i de biologiske strukturer i søen. Undersøgelser af fiskebestanden viste, at der dette år kun var få store brasen, og samtidig var store algeædende dyreplanktonformer (dafnier) mere talrige end tidligere år. Det klare vand kan derfor dels tilskrives en øget græsning på planteplanktonet fra dafnier og dels, at brasenbestanden var mindsket i 1992 og i mindre grad end tidligere øgede mængden af opslæmmet materiale i søvandet.

Store brasen finder hovedsageligt deres føde i søbunden, og under fødesøgningen vil noget af søbundens materiale hvirvles op i søvandet. Fosforindholdet i Arreskov Sø var mindre i 1992 end i tidligere år, og også mængden af planteplankton var mindsket over de fire år - primært som følge af mindskede forekomster af blågrønalger. En del af det konstaterede fald i fosfor i søen kan forklares ved en reduceret fosfortilførsel fra oplandet, men de væsentligste ændringer i søens miljøtilstand må tilskrives ændringerne i de biologiske strukturer.

*Utterslev Mose er blevet uklart som følge af ændringer i biologisk struktur*

Utterslev Mose ved København er et eksempel på en sø, hvor ændringer i de biologiske strukturer har haft den modsatte effekt. Fra en tilstand med klart vand og undervandsplanter udbredt over størstedelen af søbunden er planternes udbredelse nu stærkt reduceret, bestanden af små dyreplanktonædende fisk (skalle) er sandsynligvis tiltaget, og dermed har planteplanktonet fået bedre mulighed for at udvikle sig. Vandet er hermed blevet uklart.

Eksemplerne med Arreskov Sø og Utterslev Mose viser, at ændringer i fiskebestanden, udbredelse af undervandsplanter og forekomsten af algeædende dyreplankton i høj grad kan influere på de vandkemiske forhold og på vandets klarhed.

*Sigtdybden er relateret til fosfor i søvandet*

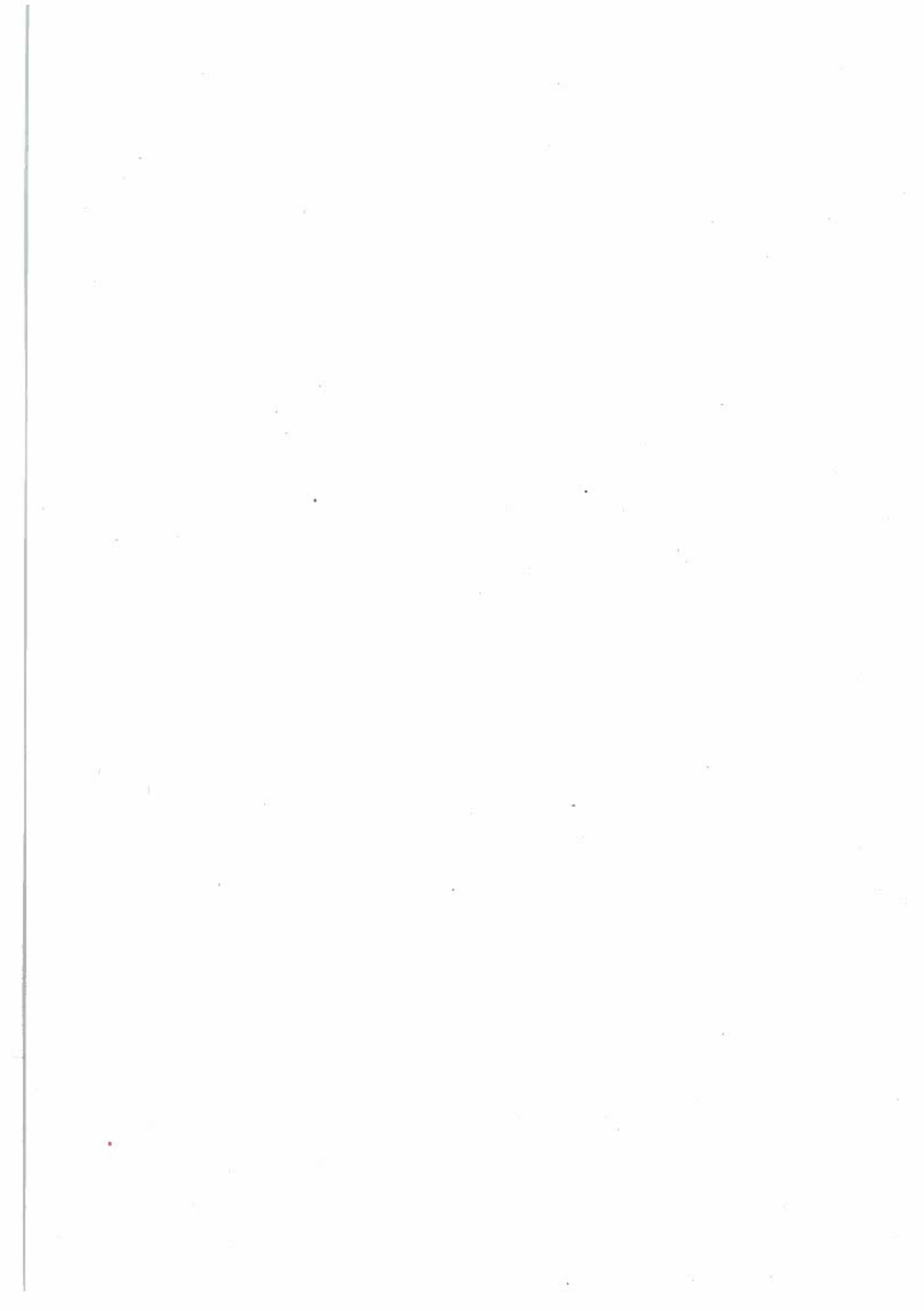
Der vil ofte være behov for at forudsige, hvilke sigtdybder vil være mest sandsynlige i søer, hvor der foretages forureningsbe-

grænsende indgreb, som f.eks. bedre spildevandsrensning eller afskæring af spildevand fra søerne. Det er i tidligere års nationale rapporter vist, at der kan opstilles operationelle sammenhænge mellem fosfortilførsel, søvandskoncentration og sigtddybde i søer med forskellig vanddybde. Disse sammenhænge har været flittigt anvendt af amterne i forbindelse med den generelle miljøforvaltning.

*Empiriske sammenhænge mellem sigtddybde og fosfor kan forbedres ved at inddrage dyreplanktons græsning og størrelsen af brasenbestanden*

I denne rapport er det vist, at de empiriske sammenhænge mellem søvandskoncentrationerne af fosfor og sigtddybden kan forbedres ved at inddrage middeldybden, søarealet, de enkelte søers bestande af store brasen samt dyreplanktonets græsning på planteplanktonet. Disse nye sammenhænge øger muligheden for at tolke resultaterne fra de enkelte søer, og giver i et vist omfang også bedre muligheder for at vurdere effekten af forskellige miljøforbedrende foranstaltninger. Ikke alene i tilfælde, hvor den eksterne fosfortilførsel mindskes, men også i tilfælde, hvor forbedringer i søtilstanden forsøges opnået gennem indgreb i de biologiske strukturer, f.eks. i form af udtyndingsfiskeri af 'skidtfisk'. I takt med at datamaterialet i de kommende år forøges, vil modellerne kunne udbygges og deres værdi som forudsigelsesværktøj forbedres.

Hertil kommer, at det på længere sigt vil være muligt at foretage mere nuancerede tolkninger af de generelle udviklingstendenser i søernes miljøtilstand, idet de udledte sammenhænge vil kunne bidrage til at reducere den 'støj', der forekommer i materialet i form af år til år variationer i de biologiske strukturer i søerne.

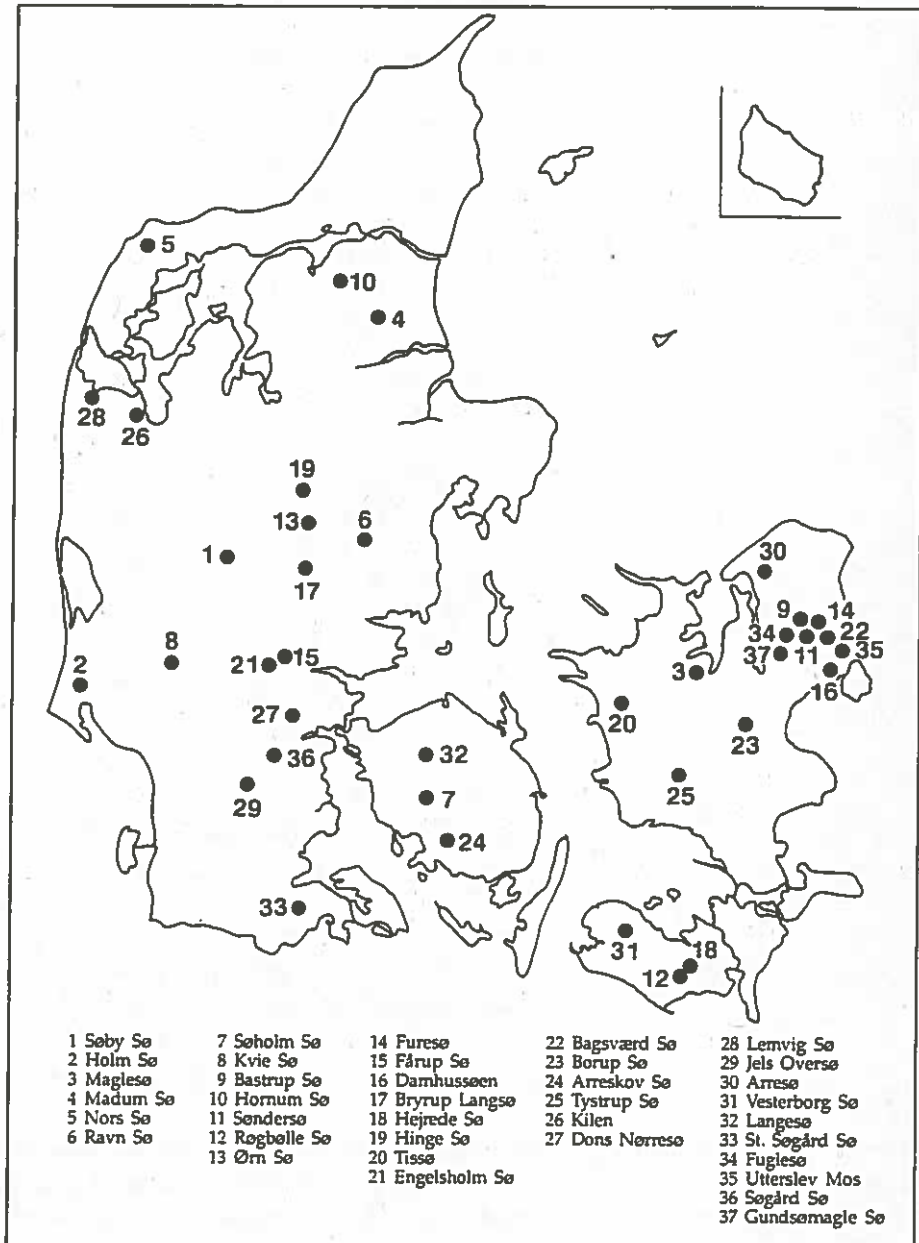


# 1. Baggrund

## 1.1 Indledning

### Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer fordelt (Fig. 1.1) på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel. I søerne undersøges miljøtilstanden hvert år, og udviklingen vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af søovervågningsprogrammet og rapporterer hvert år om miljøtilstanden i det foregående år. Disse regionale rapporteringer danner sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. En oversigt over de amtskommunale rapporteringer i 1993 er angivet i bilag. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer, og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. Tidligere er der udsendt rapporter (Kristensen et al., 1990a; Kristensen et al., 1991; Kristensen et al., 1992), der beskriver miljøtilstanden og udviklingen i søerne i henholdsvis 1989, 1990 og 1991.



Figur 1.1. Geografisk placering af de 37 overvågnings søer.

## Måleprogram

Søernes miljøtilstand vurderes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet og ved måling af næringsstoftransporten til og fra søerne (Tabel 1.1). En nærmere beskrivelse af måleprogrammerne for søovervågning findes i: *Rebsdorf et al. (1988)*, *Kristensen et al. (1990b)*, *Hansen et al. (1992)*, *Mortensen et al. (1990)* og *Olrik (1991)*.

Tabel 1.1. Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søovervågning.

	Søvand	Tilløb/afløb
Undersøgelser hvert år med en prøvetagningsfrekvens (antal år <sup>-1</sup> ) af	19	12-26
Planteplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Dyreplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Vandkemiske og fysiske analyser		
pH	x	x
Alkalinitet	x	
Nitrit+nitratkvælstof	x	
Ammoniumkvælstof	x	
Totalkvælstof	x	x
Opløst fosfatfosfor	x	x
Totalfosfor	x	x
Organisk stof (COD)	x	
Suspenderet stof	x	
Silikat/silicium	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern		x
Totalcalcium		x
Kontinuert måling af vandføring		x
Ilt	x	
Temperatur	x	
Vandstand	x	
Sigtdybde	x	
Undersøgelser hvert 5. år af		
Fiskebestand		
Næringsstoffer i søbunden		

## Revision fra 1993

Fra starten af 1993 er programmet justeret og bl.a. udvidet med undersøgelser af vegetationen i 17 af søerne. Omvendt er analyser af Ca bortfaldet, ligesom antallet af årlige prøvetagninger i søafløbene i nogle af søerne er mindsket.

## Repræsentative for de danske søer

Overvågningssøerne er tidligere vurderet i forhold til de danske søer generelt og fundet rimeligt repræsentative for disse (*Kristensen et al., 1990a*). Derfor må det forventes, at en beskrivelse og

vurdering af miljøtilstanden i overvågningssøerne vil være generelt dækkende for de danske søer.

Tabel 1.2 Generel karakteristik af overvågningssøerne. Gennemsnit for perioden 1989-92. Udledt fosfor med spildevand angiver sum af byspildevand og eventuelle dambrugsudledninger. Hvor udledningerne i 1992 var væsentligt mindre end i 1989 er interval angivet.

Sønavn	Middeldybde (m)	Udyrket opland (%)	Udledt fosfor m. spildevand (t P/år)	Totalfosfor i sø, årgns (µg P/l)	Sigtdybde sommergns. (m)
<b>GRUPPE 1</b>					
1 Søby Sø	2,80	100	0	19	4,0
2 Holm Sø	0,67	100	0	20	>1,6
3 Maglesø	3,60	19	0	27	2,5
4 Madum Sø	2,93	86	0	35	5,0
5 Nors Sø	4,00	39	0	25	3,8
6 Ravn Sø	15,00	16	0,26-0,18	36	3,3
<b>GRUPPE 2</b>					
7 Søholm Sø	6,50	36	0	84	1,4
8 Kvie Sø	1,21	17	0	86	1,2
9 Bastrup Sø	3,34	19	0	65	1,5
10 Hornum Sø	1,46	15	0	50	2,0
11 Søndersø	3,30	37	0	64	0,9
12 Røgbølle Sø, samlet	1,00	36	0,15	90	2,1
13 Ørn Sø	4,00	70	4,5-1,0	108	1,4
<b>GRUPPE 3</b>					
14 Furesøen, samlet	13,50	34	0,5-0,3	208	1,7
15 Fårup Sø	5,60	4	0,23	92	1,4
16 Damhussøen	1,56	0	?	100	1,5
17 Bryrup Langsø	4,57	17	0,24-0	107	1,8
18 Hejrede Sø	0,90	11	0	125	0,4
19 Hinge Sø	1,20	5	0,3-0,1	122	0,5
20 Tissø	8,20	14	7,1	90	1,0
21 Engelsholm Sø	2,60	4	0	105	0,7
<b>GRUPPE 4</b>					
22 Bagsværd Sø	1,90	35	0	192	0,4
23 Borup Sø	0,90	35	0	149	0,6
24 Arreskov Sø	1,90	39	0	178	0,6
25 Tystrup Sø	9,90	16	41-19	307	1,8
26 Kilen	2,90	15	1,6-0,8	187	0,4
27 Dons Nørresø	0,95	9	0,03-0,08	216	0,3
<b>GRUPPE 5</b>					
28 Lemvig Sø	2,00	0	0	239	0,6
29 Jels Oversø	1,20	5	0,12	316	0,5
30 Arresø	2,93	22	27-9	454	0,4
31 Vesterborg Sø	1,40	21	0,5-0,2	242	0,4
32 Langesø	3,10	27	0	279	0,9
33 St. Søgård Sø	2,70	8	0,6-0,02	449	0,7
34 Fuglesø	1,95	12	0,4	255	0,6
35 Utterslev Mose, samlet	1,00	(100)	0	329	0,6
36 Søgård Sø	1,55	6	0,6-0,1	271	0,4
37 Gundsømagle Sø	1,20	6	6,6-3,1	1130	0,4

## 1.2 Generel karakteristik af overvågningssøerne

I tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer og grupperet efter koncentrationsniveauet af totalfosfor i søvandet (årgennemsnit, 1989-92). Yderligere er vist den relative andel af udyrket opland og de udledte mængder af fosfor med spildevand fra dambrug og rensningsanlæg. Endelig er søernes gennemsnitlige sigtdybde i sommerperioden (1. maj-1. oktober) anført.

### Gruppe 1

Søerne i gruppe 1 er karakteriseret ved, efter danske forhold, lave fosforkoncentrationer i søvandet og klart vand. Tre af søerne (Søby Sø, Holm Sø og Madum Sø) ligger i oplande uden væsentlig opdyrkning af jorden og kun til Ravn Sø udledes der rensset spildevand fra småbyer i oplandet.

### Gruppe 2

Søerne i gruppe 2 er mere næringsrige med fosforniveauer på mellem 50-100 µg/l og med sommersigtdybder omkring 1-2 meter.

En væsentlig del af søoplandene i denne gruppe er opdyrkede, men kun i oplandet til Røgbølle Sø udledes der byspildevand, omend det er usikkert, hvor stor en del af dette spildevand der aktuelt når frem til søen (*Storstrøms Amt d, 1993*). Hertil kommer Ørn Sø, som modtager spildevand fra dambrug.

### Gruppe 3

Søerne i gruppe 3 har typiske fosforkoncentrationer i intervallet 90-150 µg/l og ringere sigtdybde end søerne i de to foregående grupper. En del af søerne modtager rensset spildevand fra småbyer i oplandet. Damhussøen antages at modtage en ikke ubetydelig del fosfor via regnvandsbetingede udledninger i oplandet. Disse udledninger er ikke indregnet i de opgjorte spildevandsudledninger i tabellen.

### Gruppe 4

Søerne i gruppe 4 har ret høje fosforkoncentrationer og en generelt ringe sigtdybde omkring 0.5 m. De beregnede udledninger af spildevand i oplandet til Tystrup Sø og Kilen er faldet i perioden.

### Gruppe 5

Søerne i gruppe 5 har alle høje fosforkoncentrationer og sigtdybden er ringe. De spildevandsbetingede fosforudledninger er mindsket til en del af søerne i denne gruppe. Mest markant til Arresø og Gundsømagle Sø. Også før Overvågningsprogrammets iværksættelse er der foretaget betydelige forureningsbegrænsende indgreb over for spildevandsudledningerne i Arresøes opland. I 1976-86 udledtes således 70-90 tons P/år i oplandet.

I det hele taget har spildevandsudledningerne til en række af overvågningssøerne tidligere været betydeligt større, men er reduceret markant inden for de sidste 10-15 år. Først og fremmest som følge af de krav de enkelte amtskommuner har stillet til rensning af spildevandsudledningerne og/eller til afskæring af spildevand fra nogle af søoplandene.

## 1.3 Vandmiljøplanen

### *Vandmiljøplanen*

Vandmiljøplanen medfører generelt ikke en reduktion i fosfortilførslerne til søerne i forhold til de foranstaltninger, der er gennemført pr. 1993. I følge Vandmiljøplanen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder, reduceres med henholdsvis 80 og 50%.

I Vandmiljøplanen opnås størstedelen af reduktionen i fosforudledningen ved at reducere udledningerne fra de kommunale spildevandsanlæg, der modtager spildevand fra mere end 5000 personer, og ved at reducere udledninger fra store industrier. Samtidig vil der ske en reduktion i udledningerne fra dambrug (*Miljøstyrelsen, 1988*). For at forbedre miljøtilstanden i søerne kan amterne stille skrappe krav til punktkilderne, end der er krævet i Vandmiljøplanen. Der er kun få danske søer, der i dag modtager udledninger fra store spildevandsanlæg, som er omfattet af foranstaltningerne i Vandmiljøplanen. Derimod er der for mange søer opstillet krav til udledningerne fra de mindre punktkilder. Såfremt disse tiltag ikke er tilstrækkelig til at forbedre den enkelte søs miljøtilstand, er det i dag meget svært at gribe ind overfor fosfortilførslen fra de dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse. I Vandmiljøplanen skal reduktionen i kvælstofudledningen især opnås ved en reduktion i afstrømningen fra de dyrkede arealer.

### *Formål*

Overvågningsprogrammet for søer har til formål:

- at følge søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand
- at øge vores viden om søernes reaktion på nedsat næringsstofftilførsel.

### *Indhold af rapporten*

I denne rapport vurderes søernes næringsstofftilførsel i årene 1989 til 1992, og miljøtilstanden i søerne vurderes ud fra næringsstoffkoncentrationer, klorofyl a og sigtdybde.

Hovedvægten er dog lagt på at præsentere og tolke resultaterne af de biologiske undersøgelser i søerne. En forståelse af samspillet mellem fisk, dyre- og planteplankton er nemlig ofte nødvendig for at kunne tolke forskelle fra år til år i f.eks. vandets klarhed (sigtdybde). Dette samspil er bl.a. afhængig af ydre påvirkninger som for eksempel temperaturer de enkelte år. Der lægges derfor vægt på at beskrive, om forskelle i søernes tilstand i de fire overvågningsår kan relateres til forskelle i klimatiske faktorer. De fire overvågningsår har afvejet betydeligt med hensyn til temperatur; f.eks. var forsommeren 1991 relativt kold i modsætning til det meget varme forår i 1990.





## 2. Klima, afstrømning og vandbalancer for søerne

### 2.1 Indledning

Variationer i de klimatiske forhold kan både direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større næringsstofftilførsel til søerne - specielt af kvælstof, mens vandopholdstiden til gengæld vil være kort, og der vil derfor være tendens til at stoftilbageholdelsen i søerne vil være mindre end i et 'tørt' år.

Temperaturen påvirker direkte en række processer i søerne, og forskelle i temperaturniveauet og sæsonforløbet kan derfor være en medvirkende årsag til forskelle i den generelle miljøtilstand de enkelte år. Hertil kommer, at forskelle i lysindstråling kan influere på planteplanktonets udvikling, og kendskab til variationer i de klimatiske forhold er derfor nyttig når resultaterne fra de enkelte års søovervågning skal tolkes.

I dette kapitel gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 1989-92, og afslutningsvis en præsentation af søernes vandbalancer de enkelte år.

### 2.2 Temperatur og indstråling

#### Lysindstråling

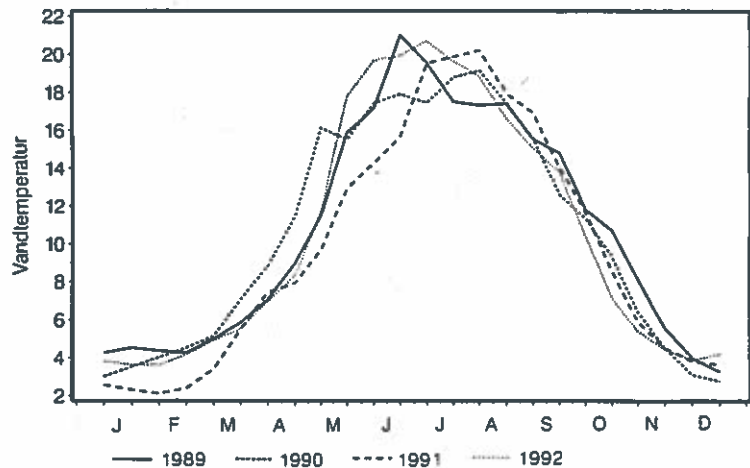
Lysindstrålingen var generelt mindst i 1991 (Tabel 2.1) Specielt var indstrålingen mindre i første halvdel af 1991 end i øvrige år. Indstrålingen var dog også relativ lav i de første 4 måneder i 1992.

Tabel 2.1. Arealvægtet månedsgennemsnit af den globale indstråling, 1989-92 ( $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) (Mikkelsen, pers.).

	1989	1990	1991	1992
Januar	1,5	1,2	2,0	1,9
Februar	3,5	3,7	4,0	3,4
Marts	6,8	8,0	6,6	6,9
April	13,1	14,5	12,6	11,2
Maj	20,6	19,7	18,6	21,1
Juni	22,0	16,5	15,8	24,3
Juli	19,1	19,6	19,6	19,7
August	13,8	16,0	15,0	13,5
September	10,5	8,8	10,6	9,7
Oktober	4,8	4,9	5,4	5,4
November	2,7	2,5	2,3	2,2
December	1,2	1,2	1,2	1,2
Gennemsnit	10,0	9,7	9,5	10,0

I Bilag I er som supplement til Tabel 2.1 vist fordelingen af indstrålingen på 43 kvadranter spredt over hele landet (Mikkelsen, pers.).

Figur 2.1. Gennemsnitlig temperatur i overfladevandet i overvågningssøerne 1989-92 (14-dages intervaller).



### Temperatur

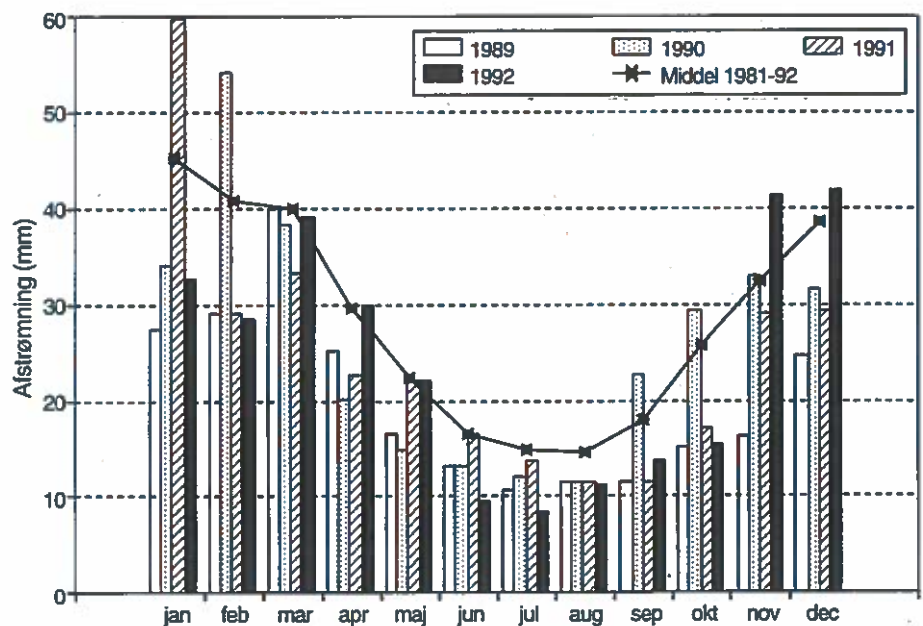
Vandtemperaturen har udviklet sig ret forskelligt i de 4 overvågningsår (Fig. 2.1). De mest iøjnefaldende forskelle var,

- at temperaturen var højere frem til maj måned i 1990.
- at temperaturen i gennemsnit var betydeligt lavere i første halvår 1991 end i øvrige år.

### 2.3 Afstrømning

Den gennemsnitlige månedsaftømning af ferskvand i 1989-92 er vist i Figur 2.2.

Figur 2.2. Den gennemsnitlige månedlige afstrømning af ferskvand i 1989-92 og middel for perioden 1981-92 (efter Svendsen et al., 1993).



Det fremgår, at 1989 var et 'tørt' år med betydeligt mindre vandafstrømning end i de øvrige år, og at vandafstrømningen for perioden 1989 til 1992 generelt var mindre end middelværdier for perioden 1981-1992.

## 2.4 Vandbalancer for søerne

Kendskab til søernes vandtilførsel og vandskifte er en vigtig forudsætning når miljøtilstanden i søerne skal vurderes. I søer med lille vandskifte vil der normalt være en stor tilbageholdelse af det tilførte kvælstof og fosfor, og søkoncentrationerne vil alt andet lige være lavere i sådanne langsomt gennemskyllede søer end i hurtigt gennemstrømmede søer.

Yderligere vil specielt kvælstoftilførslen, men også i nogen grad fosfortilførslen, være relateret til vandtilførslen det enkelte år, således at i nedbørsrige år med stor tilførsel vil der være en stor kvælstoftilførsel i modsætning til 'tørre' år (som 1989), hvor kvælstoftilførslen vil være mindre.

År til år variation i vandtilførslen kan derfor være en medvirkende faktor til forklaring af varierende næringsstofftilførsler og stoftilbageholdelser i søerne. Hertil kommer at forskelle i sæsonvariationen i til- og fraførslen af vand ligeledes kan påvirke stoftilbageholdelsen i søerne.

Eksempelvis var der et relativt stort vandskifte i sensommer/-efterår 1990; altså i en periode, hvor der i mange søer ofte er høje fosforkoncentrationer. Et stort vandskifte i en sådan periode med forhøjede fosforkoncentrationer bevirker, at der udskylles mere fosfor fra søen end normalt (*Kristensen et al., 1991*).

Det samlede topografiske opland til Overvågnings-søerne (eks. søareal) udgør ca. 2000 km<sup>2</sup> og vand- og stoftilførslen måles i vandløb der tilsammen afvander et topografisk opland på ca. 1625 km<sup>2</sup>. Der er dog betydelig variation i hvor stor en del af de enkelte søers topografiske oplande, der er dækket ind med målinger i vandløb. Medianværdien er 77%, d.v.s. at der til halvdelen af søerne måles vand- og stoftransport i vandløb, der afvander mere end 77% af det topografiske opland.

Til en fjerdedel af søerne udgør det målte opland mere end 90% af totaloplandet til søerne. Omvendt bliver der i den fjerdedel af søerne med dårligst dækning kun målt på vandtilførslen fra mindre end 8% af det topografiske opland.

Hertil kommer at bestemmelser af vandtilførslen til en del af søerne kompliceres af, at der foretages betydende indpumpninger (Damhussøen, Utterslev Mose), og at vandudvekslingen i enkelte af søerne primært foregår ved diffus ind- og udsivning. Dette indebærer, at det er overordentlig vanskeligt at opstille sikre vand- og stofbalancer for alle søerne.

Det er derfor valgt alene at præsentere resultater om vandbalancer fra de 25 søer i Overvågningsprogrammet, hvor balancerne er mest sikkert bestemt, og hvortil også stoftilførslen kan opgøres med rimelig sikkerhed.

I *Kristensen et al. (1992)* er det nærmere omtalt, hvorledes vandbalancerne for de 25 søer er opstillet. Princippet er, at der må-

nedsvis foretages en afstemning af vandbalancen, således at tilførslerne til søerne bliver lig med fraførslerne. For 7 af søerne er vandbalancen dog alene afstemt på årsværdier.

Fordelingen af vandopholdstiderne i disse søer har varieret i de fire overvågningsår som følge af varierende vandtilførsel (Tabel 2.2). Størst var vandopholdstiden i det 'tørre' år 1989, mens opholdstiden i årene 1990-92 kun varierede lidt.

Generelt viser resultaterne, at halvdelen af søerne har en vandopholdstid på mindre end 3 måneder, men også at der er betydelig forskel søerne imellem. En fjerdedel af søerne havde i 1992 således en vandopholdstid på mindre end 0,06 år, mens vandopholdstiden i den fjerdedel af søer med længst opholdstid var større end 1,2 år.

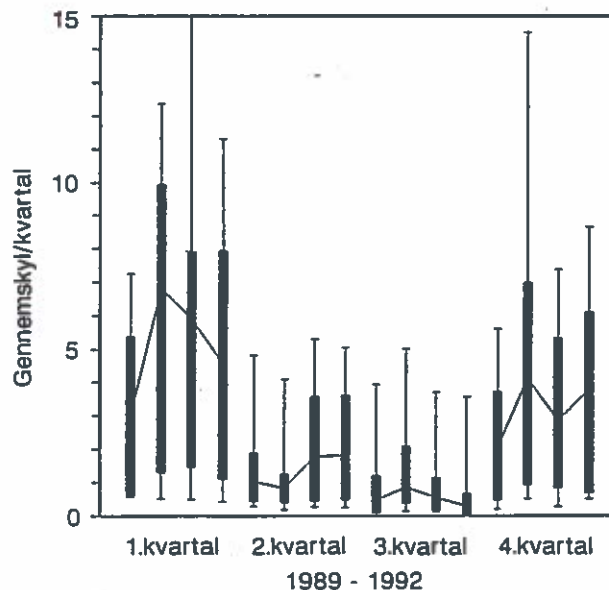
Tabel 2.2. Fordelingen af vandopholdstider i 23-25 af overvågnings søerne\* 1989-92.

	år	antal	gns	25%	median	75%
Vandopholdstid (år)	1989	23	1,9	0,09	0,27	2,1
	1990	25	1,4	0,05	0,22	1,0
	1991	24	1,2	0,05	0,25	1,2
	1992	25	1,4	0,06	0,24	1,2

\* Følgende søer indgår: nr. 6 7 11 13 14 15 17 18 19 20 21 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 36 37.

Overvågnings søerne er ikke alene forskellige, hvad angår års-opholdstiden, men også i hvorledes vandtilførslen er fordelt over året.

Figur 2.3. Kvartalsvis fordeling af antallet af gennemskylninger i 18 af overvågnings søerne 1989-92. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver henholdsvis 25% og 75%-kvartiler, mens nedre og øvre ende af strengen angiver henholdsvis 10% og 90%-fraktileerne. (Følgende søer indgår: nr. 13, 15, 17, 18, 19, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31, 32, 33, 34, 36, 37).



I søer, hvortil en væsentlig del af tilførslen sker via grundvandsfødte vandløb (Ørn Sø, Fårup Sø m. fl.) er der kun lille variation i vandtilførslen de enkelte måneder (Kristensen et al., 1992), mens

søer hvortil vandtilførslen sker via mere overfladenær afstrømning kan variere betydeligt de enkelte måneder (Vesterborg Sø, Borup Sø m.fl.).

Generelt er vandskiftet i overvågningsøerne dog betydeligt større i vintermånederne end om sommeren. Specielt var der et meget lille vandskifte i 3. kvartal 1992 (Fig. 2.3). Antallet af gennemskyllinger pr. kvartal var her mindre end 1 i mere end 3/4 af søerne.



## 3. Stofbalancer for søerne

### 3.1 Indledning

*Søkoncentration og stoftilførsel*

Koncentrationsniveauet af kvælstof og fosfor i søvandet er generelt bestemt af de eksterne tilførsler. Det er således tidligere vist, at årsgennemsnit af totalkvælstof i søvandet er relateret til de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer (*Kristensen et al., 1992*).

*Intern fosforbelastning*

Fosforkoncentrationerne i søerne det enkelte år er i mindre grad end kvælstof relateret til indløbskoncentration, idet der typisk er en betydende stofudveksling til og fra sedimentets fosforpulje (*Kristensen et al., 1992*). I søer, hvor denne sedimentbundne pulje er stor som følge af tidligere tiders større eksterne tilførsel, påvirkes søkoncentrationerne ofte i betydelig grad af frigivelse af 'overskudsfosfor' fra sedimentet. På langt sigt er fosforkoncentrationerne i søerne dog bestemt af den eksterne tilførsel.

Kendskab til den eksterne tilførsel, og hvorledes denne tilførsel har udviklet sig, er derfor en vigtig forudsætning for at kunne tolke udviklingen i miljøtilstanden i de enkelte søer. Yderligere er kendskab til kilderne til stoftilførslen, og til hvorledes tilførslerne fra disse kilder har udviklet sig nødvendig, hvis udviklingen i stoftilførslen til søerne skal forklares, og en forudsætning for at vurdere, hvorledes og hvor meget tilførslerne eventuelt yderligere kan reduceres.

I dette kapitel er vist, hvorledes de beregnede til- og fraførsler af totalkvælstof og -fosfor har været til overvågningssøerne i perioden 1989-92, og kilderne til tilførslen er opgjort.

### 3.2 Metode

*Månedlige vand- og stofbalancer for 18 søer*

Med udgangspunkt i de af amtskommunerne indberettede månedlige stoftransporter i til- og afløb og de opstillede vandbalancer (jvf. afsnit 2.4) er der for 18 af overvågningssøerne beregnet månedlige stofbalancer for totalkvælstof og totalfosfor. Ud fra disse er stofbalancerne opstillet på årsbasis (*Kristensen et al., 1992*).

*Årsbalancer for 7 søer*

For yderligere 7 søer er anvendt de af amtskommunerne indberettede årsbalancer. Vandføringsvægtede indløbskoncentrationer er beregnet ved at dividere den samlede stoftilførsel (inkl. atmosfærisk deposition) med vandtilførslen fra vandløb og evt. beregnet indsivning.

For bidraget fra atmosfærisk deposition er der generelt anvendt følgende værdier: 15 kg N/ha og 0,15 kg P/ha, omend der synes at være betydelig variation i depositionens størrelse (*Hovmand et al., 1993*). Enkelte amtskommuner har dog anvendt andre værdier, baseret på lokale målinger (bl.a. Fyns Amt, Københavns Amt).



al., 1993). Enkelte amtskommuner har dog anvendt andre værdier, baseret på lokale målinger (bl.a. Fyns Amt, Københavns Amt).

#### Kilder til stoftilførslen

Amtskommunerne har, ud over de beregnede samlede stoftilførsler til søerne, også indberettet udledningerne af kvælstof og fosfor fra de enkelte stofkilder i søoplandene. Der er således for alle fire overvågningsår indberettet beregnede udledninger fra:

- Byspildevand
- Dambrug
- Industri
- Regnvandsbetingede udledninger
- Atmosfærisk deposition

Ud fra disse data er kilderne til den samlede stoftilførsel til alle søerne vurderet, idet det diffuse bidrag fra det åbne land er regnet som differencen mellem den totalt opgjorte stoftilførsel og ovennævnte udledninger fra de specifikke kilder.

#### Usikkerhed

Usikkerheden på udledningerne fra de enkelte kilder akkumuleres på denne måde i det beregnede diffuse bidrag, ligesom det antages, at der ikke på årsbasis sker en retention af det udledte stof i vandløbene. For enkelte søer i enkelte år beregnes der herved et negativt bidrag for diffus tilførsel som tegn på, at (a) der enten har været en betydende stofretention i oplandet det pågældende år, at (b) de beregnede udledninger fra stofkilderne er overestimeret, og/eller (c) at den beregnede totale tilførsel er underestimeret.

Der vil med den anvendte metode således være en tendens til at undervurdere bidraget fra det åbne land i forhold til bidraget fra de øvrige kilder. Den relative fordeling mellem kilderne til den samlede stoftilførsel til alle søerne afviger dog ikke væsentligt fra den metode, der tidligere er anvendt (Kristensen et al., 1992).

### 3.3 Fosfor og kvælstof, årsbalancer

#### Fosfor

Fosfortilførslerne til søerne var størst i 1990, men i de to efterfølgende år er der tendens til mindre fosfortilførsel til de 25 søer, hvor tilførslen kan opgøres med mindst usikkerhed (tabel 3.1).

#### Tendens til fald i indløbskoncentrationen

I perioden 1989-92 har de beregnede indløbskoncentrationer af fosfor vist en faldende tendens. For 8 af de 25 søer er faldet signifikant, ( $P < 0.05$ , lineær regression), og for i alt 13 af søerne er tendensen mod lavere indløbskoncentrationer tydelig ( $P < 0.10$ , lineær regression).

Der er ikke foretaget en nøjere analyse og vurdering af årsagerne til dette fald, men det vedvarende fald kan næppe forklares alene ved forskelle i vandafstrømning de enkelte år. 1989 var ganske vist et tørt år med ringe fortynding af udledt spildevand, men de øvrige år har ikke afvejet væsentligt i årsafstrømning. Det er ydermere bemærkelsesværdigt, at der er tendens til et generelt fald i indløbskoncentrationerne. Således var indløbskoncentrationerne mindre end  $0.11 \text{ mg P l}^{-1}$  til en fjerdedel af søerne i 1992,

men kun mindre end 0,13 mg P<sup>-1</sup> i 1989. Faldet i 75%-kvartilen, d.v.s. den fjerdedel af søerne med de højeste indløbskoncentrationer, er endnu mere tydeligt. Til en del af søerne er faldet i indløbskoncentration relateret til mindskede spildevandsudledninger, men der har også været et fald i de beregnede indløbskoncentrationer til enkelte søer uden punktkilder i oplandet, f.eks. Langesø (Fyns Amt, 1993c).

Tabel 3.1. Fosforbalancer for 25 af overvågningssøerne 1989-92. Fosforkoncentrationerne er vandføringsvægtede. (Der indgår de samme søer som i tabel 2.1)

	år	antal	gns	25%	median	75%
Tilførsel (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	3,72	0,66	1,66	2,76
	1990	25	4,07	1,03	2,30	4,68
	1991	24	3,67	0,74	2,03	3,55
	1992	25	2,40	0,70	1,49	3,07
Indløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	23	0,40	0,13	0,21	0,34
	1990	25	0,26	0,12	0,16	0,26
	1991	24	0,24	0,12	0,16	0,25
	1992	25	0,16	0,11	0,13	0,20
Udløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	23	0,21	0,08	0,13	0,20
	1990	25	0,23	0,10	0,16	0,20
	1991	24	0,19	0,09	0,12	0,18
	1992	25	0,16	0,10	0,11	0,17
Tilbageholdelse* (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	1,43	-0,02	0,18	0,82
	1990	25	0,28	-0,36	0,01	0,65
	1991	24	0,63	0,02	0,32	0,79
	1992	25	0,00	-0,27	0,05	0,36
Tilbageholdelse* (%)	1989	23	22	- 1	27	56
	1990	25	6	-18	3	24
	1991	24	18	1	14	37
	1992	25	2	-18	2	28

\* inkl. magasinændring i 17-18 af søerne.

Udløbskoncentrationerne af fosfor viser samme tendens mod fallende niveauer, i det mindste for søerne med de højeste udløbskoncentrationer. Faldet er dog ikke så tydeligt som faldet i indløbskoncentrationer.

#### Fosfortilbageholdelse

Ved vandets passage af søerne mindskes koncentrationerne normalt, fordi der i de fleste søer sker en tilbageholdelse af fosfor ved indlejrning af fosfor i søernes sediment. Tilbageholdelsen er relateret til vandopholdstiden, således at der i søer, der er i 'lige-vægt' med tilførslerne, tilbageholdes relativt mest fosfor i søer med lang opholdstid (Kristensen et al., 1990). I det 'tørre' år 1989 var vandopholdstiden længere end i øvrige år, og der var da også en betydelig fosfortilbageholdelse i de fleste søer.

#### Lav tilbageholdelse i 1992

Tilbageholdelsen var relativt lav i de fleste af søerne i 1992, selv om vandudskiftningen i mange søer var ringe på de tidspunkter af året, hvor fosforkoncentrationerne generelt er høje i mange af søerne (3. kvartal). I 1990, hvor tilbageholdelsen var på samme

relativt lave niveau som i 1992, var der netop et stort vandskifte i 3. kvartal.

Den generelt beskedne procentuelle tilbageholdelse i 1992 er derfor måske først og fremmest betinget af de mindskede indløbskoncentrationer, og i at fosfortilførslen fra søsedimentet i mange søer har fået stigende betydning, f.eks. Ørn Sø (*Århus Amt, 1993a*).

*Kvælstoftransport er relateret til vandafstrømning*

Den årlige kvælstoftransport i vandløb er generelt stærkt relateret til årsafstrømningen af vand (*Svendsen et al., 1993*) og til de 25 overvågningssøer, hvor vand- og stoftilførslen har kunnet opgøres med mindst usikkerhed, blev den mindste transport da også beregnet i det 'tørre' år 1989 (Tabel 3.2).

Tabel 3.2. Kvælstofbalancer for 25 af overvågningssøerne 1989-92. Koncentrationerne er vandføringsvægtede (Der indgår data fra de samme søer som i tabel 2.1).

	år	antal	gns	25%	median	75%
Tilførsel (g N m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	74	31	47	122
	1990	25	156	43	146	184
	1991	24	124	35	108	155
	1992	25	158	40	118	193
Indløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	23	8,1	6,7	8,1	10,8
	1990	25	9,1	7,1	9,5	11,6
	1991	24	8,0	6,4	7,6	10,4
	1992	25	9,9	8,6	10,8	12,2
Udløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	23	4,0	2,1	3,9	5,3
	1990	25	5,2	2,6	5,5	7,4
	1991	24	4,8	2,4	4,7	6,7
	1992	25	5,4	2,7	5,4	7,8
Tilbageholdelse* (g N m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	27	9,5	25	43
	1990	25	41	13	31	62
	1991	24	34	15	22	39
	1992	25	43	12	31	70
Tilbageholdelse* (%)	1989	23	45	25	42	67
	1990	25	40	24	33	59
	1991	24	42	21	38	62
	1992	25	43	20	39	63

\* inkl. magasinændring i 17-18 af søerne.

*Størst kvælstofkoncentration i 1992*

I de tre følgende overvågningsår har tilførslerne varieret mindre. Dog er der, ligesom i danske vandløb generelt (*Svendsen et al., 1993*) fundet de højeste vandføringsvægtede koncentrationer i 1992. Halvdelen af søerne havde således en gennemsnitlig indløbskoncentration på mere end 10,8 mg N/l (median) i 1992 mod 7,6 mg N/l i 1991 og 8,1 mg N/l i 1989.

*Konstant relativ kvælstoftilbageholdelse i søerne*

Fordelingen af den procentvise kvælstoftilbageholdelse har varieret meget lidt de fire overvågningsår - meget mindre end de absolutte tilførsler. Variationen i udløbskoncentrationerne de enkelte år har således fulgt mønsteret fra indløbene - i de to år

med højest indløbskoncentration (1990 og 1992) måltet også de højeste udløbskoncentrationer.

Relativ konstante tilbageholdelsesprocenter ved varierende eksterne tilførsler og indløbskoncentrationer er tidligere vist ved en analyse af tilbageholdelsen i en række danske søer (Jensen et al., 1990), og for overvågningssøerne er det i Kristensen et al. (1992) vist, at der tilbageholdes relativt mest kvælstof i søerne med længst vandopholdstid. Selv om variationerne er små, anes denne tendens i Tabel 3.2 - tilbageholdelsesprocenten var størst i det 'tørre' år 1989.

### 3.4 Fosfor og kvælstof, kvartalsbalancer

For de 18 søer med de bedst bestemte stofbalancer er der i Fig. 3.1 vist den kvartalsvise fordeling i søernes stofbalance og i koncentrationerne af totalfosfor og totalkvælstof i søvandet.

#### Kvælstof

Kvælstoftilførslen var i alle år størst i 1. og 4. kvartal, fordi både kvælstofkoncentrationerne og vandføringen i tilløbene er størst om vinteren. Sæsonvariationen i søvandet er analog til variationen i tilløbene, men niveauet er mindre, fordi der sker en tilbageholdelse af kvælstof i søerne - primært i form af denitrifikation. Den beregnede absolutte tilbageholdelse er størst i 1. og 2. kvartal, mens den procentuelle tilbageholdelse er størst i de to sommer-kvartaler.

Der er ingen markante forskelle i det generelle mønster årene imellem. Dog ses det tydeligt, at kvælstofkoncentrationerne i tilløbene var specielt høje i 4. kvartal 1992, hvilket også afspejles i relativt høje søkoncentrationer. Høje kvælstofkoncentrationer i dette kvartal er fundet i mange danske vandløb som følge af en ekstra stor udvaskning af kvælstof (Svendsen et al., 1993).

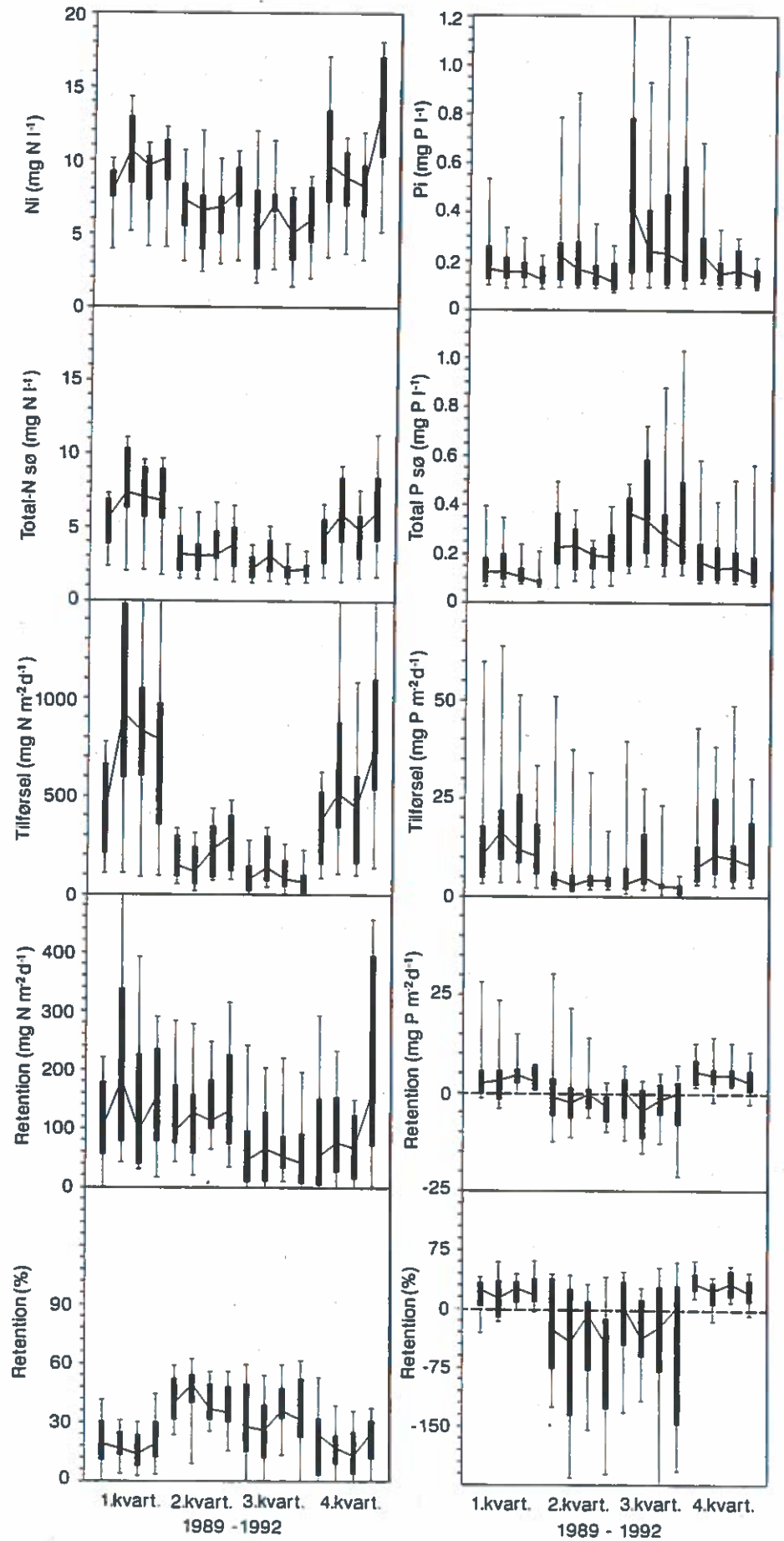
#### Fosfor

Selv om fosforkoncentrationerne i tilløbene ( $P_i$ ) generelt er størst i sommerhalvåret, var den samlede tilførsel til søerne dog størst om vinteren som følge af den større vandføring.

Det ses, at der er en generel tendens til at indløbskoncentrationerne af fosfor til de 18 søer er mindsket. Tendensen ses i alle kvartaler - dog mest tydeligt i 2. og 3. kvartal. De relativt høje indløbskoncentrationer i 1989 kan til dels forklares af den lille vandtilførsel dette år og den deraf følgende ringere fortynding af spildevandsudledningerne. Det er dog næppe hele faldet i  $P_i$ , der kan forklares af varierende vandføringer og 'spildevandsfortyndinger' de enkelte år. For nogle søer har en forbedret spildevandsrensning også slået generelt igennem på indløbskoncentrationerne.

I de fleste søer er der en positiv tilbageholdelse i vinterhalvåret og en negativ tilbageholdelse (frigivelse) om sommeren.

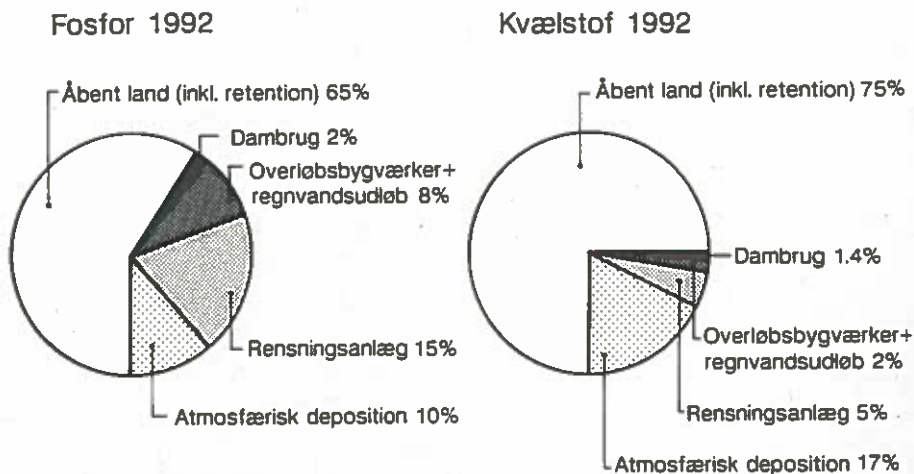
Figur 3.1. Kvartalsvis fordeling af stofbalancer for kvælstof og fosfor samt søkoncentration i 18 af søerne. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver henholdsvis 25%- og 75%-kvartiler, mens nedre og øvre ende af strengen angiver henholdsvis 10%- og 90%-fraktilerne. Den kvartalsvise, procentvise retention er beregnet i forhold til stofmængden i søen ved kvartalets start plus den tilførte mængde i kvartalet. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 13, 15, 17, 18, 19, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31, 32, 33, 34, 36 og 37).



### 3.5 Kilder til tilførslen

For de fleste søer udgør tilførslen af kvælstof fra det åbne land det væsentligste bidrag til den samlede tilførsel - i gennemsnit 75% i 1992 (Fig. 3.2). Udledningerne af kvælstof fra punktkilder (dambrug, rensningsanlæg og regnvandsbetingede tilførsler) er til de fleste søer af ringe betydning.

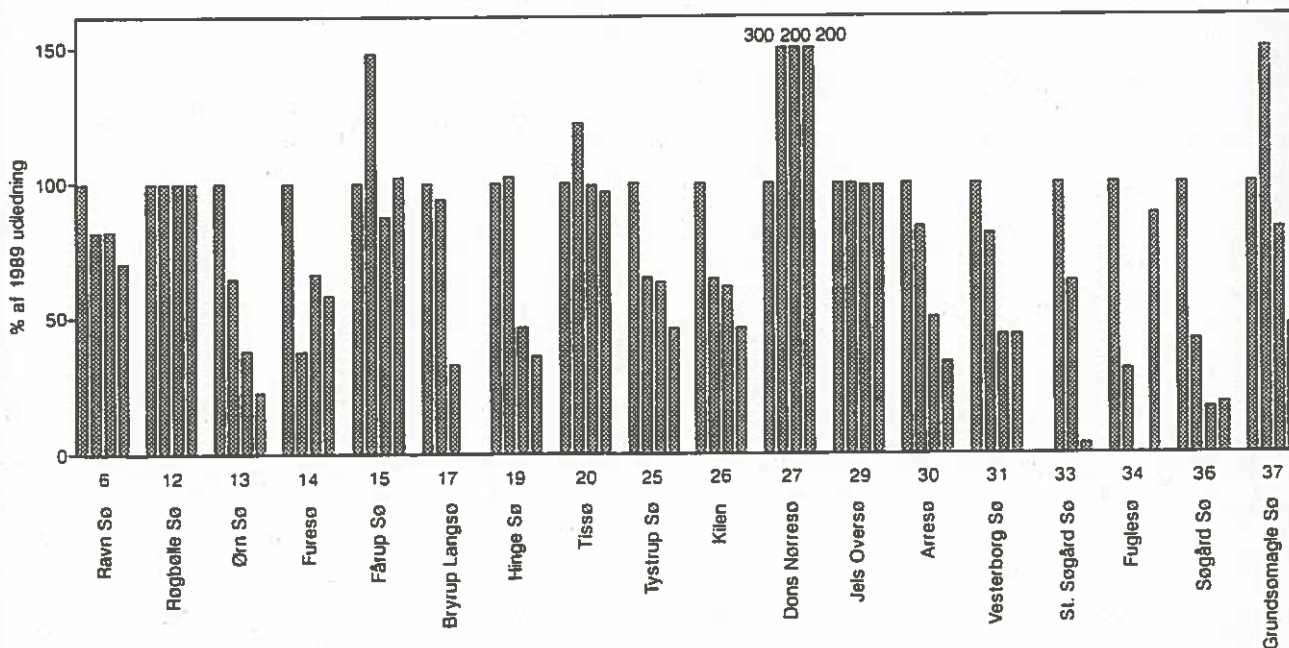
Figur 3.2. Gennemsnitlig fordeling af kilderne til fosfor- og kvælstoftilførslen til alle 37 overvågningssøer i 1992. Baseret på de indberettede data fra amtskommunerne. Bidraget fra det åbne land inkluderer evt. retention i oplandet (jvf. metodeafsnit).



Fosfortilførslen fra det åbne land er ligeledes den mest betydende kilde til den samlede tilførsel til de fleste søer.

Tilførsler fra punktkilder udgør dog også et væsentligt bidrag - 25% i gennemsnit i 1992. Hertil kommer, at en del af de beregnede tilførsler fra det åbne land udgøres af spildevand udledt fra enkelte jendomme med særskilt afledning.

Til 19 af søerne udledes der ikke byspildevand, men til 7 af søerne udgjorde udledningerne fra byspildevand i 1992 dog mere end 25% af de totale tilførsler. Hertil kommer 2 søer, hvor mere end 25% af tilførslen skyldes udledninger fra dambrug.



Figur 3.3. Udvikling i fosforudledninger med spildevand (byspildevand + dambrug) i de enkelte søoplande. 1989 = 100% (for øvrige år er vist de beregnede udledninger i procent af 1989-værdien). For hvert sønr. angiver sidste søjle 1992, de foregående søjler 1991, 1990 og 1989.

De beregnede tilledninger af spildevand fra dambrug og byspildevand er mindsket til mange af søerne i perioden 1989-92 (Fig. 3.3), og dette er givetvis en medvirkende årsag til, at fosforkoncentrationerne i det tilstrømmende vand ( $P_i$ ) er faldet til mange søer. Det gælder f. eks. Ørn Sø (nr. 13), Tystrup Sø (nr. 25), Arresø (nr. 30), Vesterborg Sø (nr. 31) og Gundsømagle Sø (nr. 37).

### 3.6 Konklusion

Resultaterne i dette kapitel kan sammenfattes således:

- til de fleste søer kan hovedparten af såvel fosfor- som kvælstoftilførslen tilskrives bidraget fra det åbne land.
- kvælstoftilførslen til søerne har varieret med vandtilførslen med mindst tilførsel i det 'tørre' år 1989.
- der er ingen tendens til et generelt fald i kvælstofkoncentrationerne i det tilstrømmende vand.
- der er tendens til faldende fosforkoncentrationer i tilløbene til mange af søerne. For nogle søer kan dette fald tilskrives et fald i de spildevandsbetingede fosforudledninger i søoplandene.
- til enkelte søer uden kendte punktkilder i oplandet er der også tendens til lavere fosforkoncentrationer i tilløbene.

## 4. Søernes miljøtilstand vurderet ud fra fysiske og kemiske variable: status for udviklingen 1989-1992

### 4.1 Indledning

Søers vandkvalitet er først og fremmest bestemt af næringsstofftilførslen og det deraf afledte næringsstofniveau i søvandet. Overvågningssøernes udvikling kan derfor generelt vurderes ud fra udviklingen i søernes fosfor- og kvælstofkoncentration. Da algemængden (klorofyl) og dermed sigtddybden tillige er relateret til næringsstofniveauet, er søernes tilstand og udvikling for perioden 1989-92 i dette kapitel vurderet ud fra udviklingen i fosfor, kvælstof, sigtddybde og klorofyl.

*Ekstern og intern fosfortilførsel*

Under tolkningen af søernes næringsstofudvikling er det værd at bemærke, at ændringer dels kan skyldes ændret næringsstofftilførsel udefra og dels ændret intern næringsstofomsætning. Eksempelvis er søvandets fosforindhold bestemt både af indløbsvandets koncentration samt af balancen mellem det opløste fosfat, der frigives fra søbunden, og det partikulære fosfor, der sedimenterer på bunden. De søer, hvor der er registreret væsentlige ændringer i søvandets indhold af totalfosfor, skal derfor relateres til ændringer i en eller flere af disse faktorer.

*Indhold*

Da der i dette års rapport vil blive fokuseret på de biologiske forhold, er der i dette kapitel kun foretaget en overordnet vurdering af udviklingstendenserne i de 37 søer. Der vil dog blive givet nogle illustrative eksempler på søernes udvikling. Hovedvægten vil blive lagt på fosfor.

### 4.2 Metode

*Statistiske beregninger*

Vurderingen er som udgangspunkt foretaget på grundlag af tidsvægtede gennemsnit af de enkelte variable på årsbasis eller sommerbasis (1/5 til 1/10). Der er alene anvendt resultater fra overfladevand i søerne.

Under de statistiske beregninger til beskrivelse af udviklingen fra 1989 til 1992 er der anvendt en lineær regression på de udregnede middelværdier og testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen - d.v.s. om der gennem de 4 år har været en statistisk sikker ændring. Den korte tidsserie på kun fire år samt klimatisk og biologisk betingede år til år variationer (kapitel 2 og 6-8) betyder imidlertid, at det endnu er vanskeligt at påvise en statistisk signifikant udvikling, selv om der i mange tilfælde har været tale om betydelige ændringer. Så ofte er der kun tale om udviklingstendenser. Af samme grund har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10% signifikansniveau. I de tilfælde, hvor der er tale om statistisk signifikans, er dette angivet i parentes. Anvendelsen af simpel



lineær regression er en enkel og gennemskuelig analyse, men betyder samtidigt, at der kun er testet for lineære ændringer. Dermed vil hurtige spring, som f.eks. store ændringer fra 1991 til 1992 ikke altid betyde nogen signifikant ændring for perioden 1989 til 1992 som sådan, hvis perioden 1989 til 1991 har været uændret.

### 4.3 Fosfor

#### Alle søer

#### Faldende fosforindhold

For overvågningssøerne som helhed viser de tidsvægtede beregninger af fosforindholdet i søvandet en faldende tendens gennem de fire år (Tabel 4.1). Tendensen er mest udpræget for årsmiddelværdierne, hvor gennemsnitsværdien for totalfosfor er reduceret fra 0,206 i 1989 til 0,170 mg P l<sup>-1</sup> i 1992 (p<0,10). Koncentrationsnedgangen fandt dog især sted fra 1989 til 1991, mens der fra 1991 til 1992 er status quo eller tale om en mindre stigning. Dog viser indholdet af uorganisk fosfor (PO<sub>4</sub>-P) stadigvæk et nedgående forløb i 1992 både på års- og sommerbasis. Fra 1990 til 1992 er middelmiddelt koncentrationen her faldet fra 0,084 til 0,048 mg P l<sup>-1</sup> (p<0,10).

Tabel 4.1. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for fosfor i alle overvågningssøer. Enheden er mg l<sup>-1</sup>.

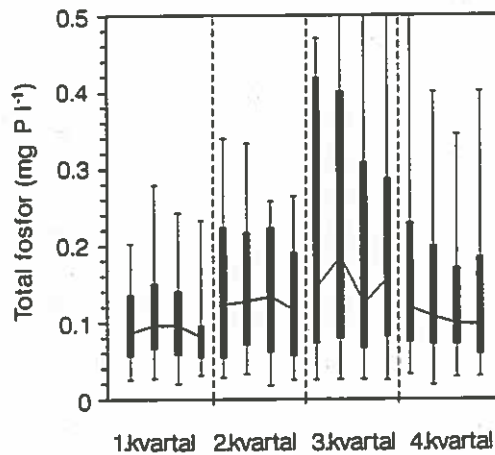
	år	antal	gns	25%	median	75%
<b>Årsværdier</b>						
tot-P	1989	35	0,206	0,071	0,128	0,293
	1990	37	0,197	0,083	0,123	0,257
	1991	35	0,168	0,072	0,116	0,213
	1992	37	0,170	0,073	0,114	0,203
PO <sub>4</sub> -P	1989	35	0,084	0,010	0,031	0,082
	1990	37	0,084	0,013	0,039	0,093
	1991	35	0,064	0,011	0,030	0,053
	1992	35	0,048	0,010	0,018	0,040
<b>Sommerværdier</b>						
tot-P	1989	35	0,224	0,080	0,124	0,351
	1990	37	0,235	0,072	0,158	0,400
	1991	35	0,195	0,062	0,152	0,283
	1992	37	0,217	0,074	0,130	0,280
PO <sub>4</sub> -P	1989	35	0,073	0,010	0,022	0,064
	1990	37	0,085	0,009	0,036	0,092
	1991	35	0,057	0,007	0,015	0,075
	1992	35	0,049	0,008	0,015	0,045

#### Reduceret 75%-kvartil

Median og kvartilværdierne viser nogenlunde samme tendenser som middelværdierne (Tabel 4.1). Således er års medianværdien for totalfosfor faldet fra 0,128 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,114 mg P l<sup>-1</sup> i 1992. Samtidigt er 75%-kvartilen faldet. Hvor 75% af søerne i 1989 havde en koncentration lavere end 0,293 mg P l<sup>-1</sup>, var 75%-kvarti-

len i 1992 reduceret til 0,203 mg P l<sup>-1</sup>. Det vil sige, at fosforindholdet er reduceret markant i den mest næringsrige del af søerne. Til gengæld er 25%-kvartilen stort set uændret i 4-års perioden svarende til, at fosforindholdet i den mest næringsfattede del ikke er reduceret.

Figur 4.1. Kvartalsværdier af alle overvågningssøers middelindhold af totalfosfor. Hver gruppe af 4 kvartalsværdier svarer til 1989, 1990, 1991 og 1992. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver hhv. 25%- og 75%-kvartiler, mens nedre og øvre ende af strengen angiver hhv. 10%- og 90%-fraktilerne.



Sammenligner man medianværdierne med den kvartalsmæssige udvikling i de 37 søer (Fig 4.1), fremgår det, at nedgangen i søernes totalfosfor især er slået igennem i 4. og til dels i 3. kvartal, mens medianværdierne for 1. og 2. kvartal er stort set uændrede. 3. kvartal (juli-september) er desuden karakteriseret ved at være den periode på året, hvor der er den største variation i fosforkoncentrationen overvågningssøerne imellem. Således har 25%-kvartilen her ligget omkring 0,070 mg P l<sup>-1</sup> i de fire år, mens 75%-kvartilen i 1989 var på 0,42 mg P l<sup>-1</sup>. Samtidigt er det også i 3. kvartal, at der er sket den største ændring i 75%-kvartilerne, som er faldet fra 0,42 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,28 mg P l<sup>-1</sup> i 1992. Samme tendens ses for 4. kvartal, men dog ikke så markant. Den nedgang, der er sket i 75%-kvartilen (jvf. tabel 4.1), dvs. i den mest næringsrige del af søerne, ser altså ud til først og fremmest at være betinget af lavere koncentrationer i perioden juli-september. Dette tyder på, at nedgangen i søkoncentration måske skyldes, at den interne fosfortilførsel har været faldende i specielt 3. kvartal. Denne udvikling stemmer overens med den, der er set i Søbygård Sø, der nu i 10 år netto har haft en positiv, men efterhånden aftagende intern fosforbelastning (Søndergaard et al., 1993). Baggrunden synes at være den, at mens den interne belastning i 2. kvartal især skyldes en frigivelse af fosfor ophobet i overfladesedimentet i løbet af vinteren, så skyldes frigivelsen i 3. kvartal en frigivelse fra den gamle fosforpulje i dybere sedimentlag. Og mens frigivelsen fra dybe sedimentlag med tiden reduceres, så vil de ændrede redoxforhold i overfladesedimentet hvert forår kunne skabe en intern fosforfrigivelse.

På trods af at søernes fosforkoncentration således generelt er faldet mest i 3. og 4. kvartal, er det generelle sæsonmæssige forløb dog stadig uændret. D.v.s. de højeste værdier opnås i 3. kvartal, efterfulgt af 2. og 4. kvartal, mens de laveste værdier opnås i 1. kvartal.

#### De enkelte søers udvikling

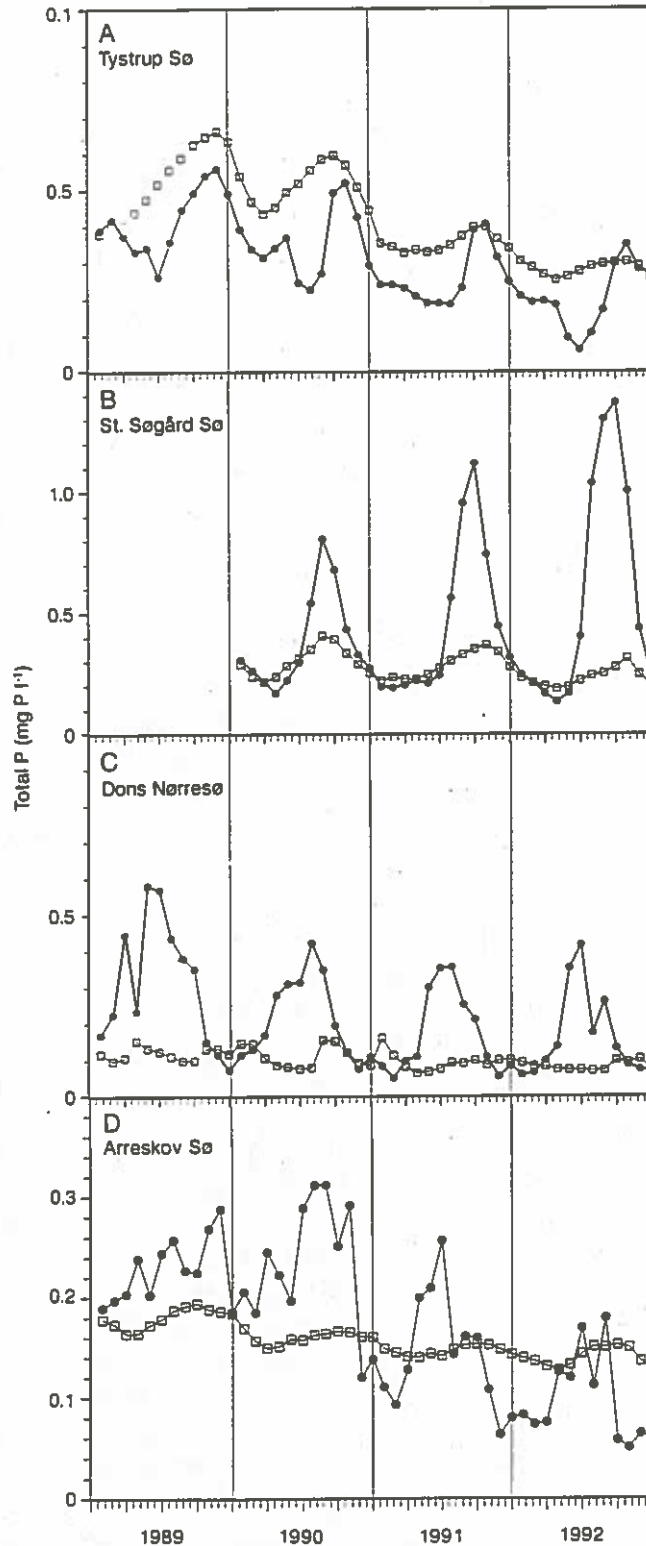
Selv om overvågningssøerne som helhed viser beskedne ændringer, dækker hele datamaterialet over en langt større variation, end

12 ud af 37 søer har ændret sig



førsel, og søer, hvor der fra år til år er forskelle i længde og højde af den koncentrationstop, der typisk ses i søer med en betydelig intern belastning. I sidstnævnte type kunne der så til gengæld være tale om ændret frigivelses-/sedimentationsforhold, hvor en mindre tophøjde kunne være udtryk for en aftagende intern fosforfrigivelse og resultere i en lavere middelsommerkoncentration af fosfor.

Figur 4.2. Målt totalfosfor (månedsmiddel, sorte punkter) og beregnet totalfosfor (firkanter) i fire overvågningsår, hvis der var tale om en ren fortyndings-effekt på grundlag af den eksterne tilførsel.



Tystrup Sø

Tystrup Sø er et eksempel på en sø, hvor der både har været en signifikant nedgang (5%) i søens totalfosfor koncentration og i den vandføringsvægtede totalfosfor koncentration i tilløbet, og

hvor den reducerede søkoncentration først og fremmest skyldes en generel ændring i fosfor-niveauet (Tabel 4.2 og Fig. 4.2).

Indløbskoncentrationen (årsbasis) faldt her fra 1989 til 1992 fra 0,715 til 0,239 mg P l<sup>-1</sup>, mens søkoncentrationen i samme periode faldt fra 0,409 til 0,203 mg P l<sup>-1</sup>. Nedgangen i søkoncentrationen beregnet alene på baggrund af nedgangen i den eksterne tilførsel svarer til den aktuelt målte nedgang (Fig. 4.2) og indikerer altså, at faldet i søkoncentrationen overvejende kan henføres til en reduceret koncentration i indløbsvandet.

#### St. Søgård Sø

St. Søgård Sø er derimod et eksempel på, at søkoncentrationen (sommermiddel) på trods af reduceret indløbskoncentration alligevel kan være øget (Tabel 4.2 og Fig. 4.2). Her er indløbskoncentrationen fra 1990 til 1992 reduceret fra 0,270 til 0,207 mg P l<sup>-1</sup>, mens søkoncentrationen er øget fra 0,464 til 0,741 mg P l<sup>-1</sup> i samme periode. Der har da også tilsyneladende været tale om en betydelig øget intern fosforbelastning, idet sommerens fosforkoncentrationstop samtidigt er øget fra ca. 0,7 til 1,4 mg P l<sup>-1</sup>. Betydningen af den interne fosforomsætning gælder også den anden vej. Dette gælder eksempelvis Dons Nørresø, hvor indløbskoncentrationen ikke er ændret signifikant, men søkoncentrationen alligevel er reduceret, fordi sommerens koncentrationstop og varighed er reduceret (Fig. 4.2). Ændringer af den interne P-belastning kan altså i høj grad være bestemmende for udviklingen i søens midelfosforkoncentration.

#### Arreskov Sø

Endelig er der et eksempel som Arreskov Sø, hvor reduceret søkoncentration falder sammen med reduceret indløbskoncentration (Tabel 4.2), men hvor den reducerede søkoncentration kun delvis ser ud til at kunne forklares ved reduceret indløbskoncentration (Fig. 4.2). Indløbskoncentrationen faldt fra 0,159 mg P l<sup>-1</sup> i 1990 til 0,125 mg P l<sup>-1</sup> i 1992, mens søkoncentrationen (sommermiddel) i samme periode faldt fra 0,275 til 0,130 mg P l<sup>-1</sup>. Her skal årsagen til reduceret søkoncentration også søges i ændrede biologiske og fysisk-kemiske forhold i søen (*Fyns Amt, 1993b*). Se endvidere kapitel 8. Arreskov Sø er dermed et af de nok mange eksempler på at flere faktorer kan være årsagen til ændret søkoncentration.

For overvågningssøerne generelt tegner der sig et billede af, at tilfælde med øget totalfosfor i perioden 1989 til 1992 som regel er forårsaget af øget intern belastning enten i form af højere eller længere koncentrationstop om sommeren (med forbehold for de situationer, hvor ændret vandgennemstrømning alene er årsagen), mens mindsket totalfosfor overvejende skyldes lavere koncentrationniveau gennem hele året og altså kan være mere eller mindre betinget af nedsat ekstern tilførsel. Der er da heller ikke nogen af overvågningssøerne der i denne 4-års periode har haft væsentlig øget ekstern fosforbelastning. Samtidigt er der også en rimelig overensstemmelse mellem faldende fosforniveau i søen og faldende fosforniveau i indløbsvandet (Tabel 4.2).

## 4.4 Kvælstof

### Uændret kvælstofindhold

#### Alle søer

I modsætning til fosfor er overvågningssøernes indhold af totalkvælstof og uorganisk kvælstof stort set uændrede i perioden 1989 til 1992, hvis man betragter de 37 søer som helhed (Tabel 4.3). Dette gælder både for års- og sommergennemsnit. Sommergennemsnittet af totalkvælstof er på godt 2 mg N l<sup>-1</sup>, nitrat+nitrit omkring 0,6 mg N l<sup>-1</sup> og ammonium omkring 0,07 mg N l<sup>-1</sup>.

Tabel 4.3. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for kvælstof i alle overvågningssøer. Enheden er mg l<sup>-1</sup>.

	år	antal	gns	25%	median	75%
<b>Årsværdier</b>						
tot-N	1989	35	2,70	1,30	2,18	3,88
	1990	37	3,25	1,39	2,48	4,54
	1991	33	3,06	1,34	3,22	4,38
	1992	37	3,18	1,33	2,18	4,74
NO <sub>2+3</sub> -N	1989	35	1,20	0,21	0,63	2,32
	1990	37	1,81	0,21	0,99	3,04
	1991	35	1,68	0,19	0,90	3,20
	1992	37	1,77	0,19	0,75	3,23
NH <sub>4</sub> -N	1989	35	0,117	0,036	0,070	0,161
	1990	37	0,114	0,039	0,072	0,136
	1991	35	0,115	0,036	0,068	0,154
	1992	37	0,101	0,036	0,065	0,129
<b>Sommerværdier</b>						
tot-N	1989	35	2,11	1,17	1,79	3,03
	1990	37	2,22	1,26	2,04	3,10
	1991	33	2,33	1,08	2,06	3,00
	1992	37	2,22	1,15	2,10	3,08
NO <sub>2+3</sub> -N	1989	35	0,51	0,05	0,10	0,42
	1990	37	0,61	0,02	0,20	0,69
	1991	35	0,73	0,04	0,30	1,01
	1992	37	0,63	0,03	0,22	0,76
NH <sub>4</sub> -N	1989	35	0,056	0,019	0,030	0,063
	1990	37	0,060	0,014	0,028	0,062
	1991	35	0,077	0,019	0,027	0,087
	1992	37	0,070	0,015	0,025	0,081

Heller ikke medianværdierne og 25- og 75%-kvartilerne udviser nogen større ændringer i 4-års perioden. Halvdelen af søerne havde som middelværdi for sommeren 1992 et nitrat+nitrit indhold lavere end 0,22 mg N l<sup>-1</sup> (Tabel 4.3).

Kvartalsværdierne for søerne indhold af totalkvælstof er også uden større ændringer i 4-års perioden. Det sæsonmæssige forløb følger et generelt mønster med højeste værdier i 1. og 4. kvartal, hvor indholdet af nitrat ofte er højt p.g.a. høj tilførsel udefra, og med de laveste værdier i 2. og 3. kvartal, hvor nitratinholdet til gengæld er lavt i de fleste søer bl.a. p.g.a. øget denitrifikation og



## 4.5 Sigtdybde og klorofyl a

### Alle søer

#### Beskedne ændringer

Såvel på års- som sommerbasis har der som helhed i perioden 1989 til 1992 kun været tale om beskedne ændringer i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtdybde og indhold af klorofyl a (Tabel 4.5).

Den gennemsnitlige sigtdybde, der i 1991 var lidt højere end de to foregående år og øget til 1,45 som sommermiddel, faldt i 1992 til 1,23 m som sommergennemsnit, hvilket er den laveste målte værdi for de fire år. På årsbasis har den gennemsnitlige sigtdybde i de fire år kun varieret mellem 1,47 m (1992) og 1,56 m (1991).

Det gennemsnitlige klorofyl a indhold har ligeledes været meget konstant med uændrede sommerværdier, der har varieret mellem 0,091 og 0,097 mg l<sup>-1</sup>. Årsmiddelværdierne har haft en faldende tendens og er reduceret fra 0,079 i 1989 til 0,068 i 1992 (p<0,10).

Tabel 4.5. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for sigtdybde og klorofyl a i alle overvågningssøer. Sigtdybden er i m. Klorofyl a i mg l<sup>-1</sup>.

	år	antal	gns	25%	median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Sigtdybde	1989	34	1,52	0,60	1,16	2,13
	1990	36	1,51	0,70	1,15	2,04
	1991	35	1,56	0,68	1,24	2,00
	1992	37	1,47	0,81	1,32	1,85
Chla	1989	35	0,079	0,020	0,042	0,108
	1990	37	0,074	0,023	0,044	0,081
	1991	35	0,069	0,027	0,038	0,087
	1992	37	0,068	0,026	0,043	0,082
<b>Sommerværdier</b>						
Sigtdybde	1989	34	1,39	0,48	0,86	1,83
	1990	36	1,32	0,52	0,92	1,80
	1991	35	1,45	0,44	1,07	1,83
	1992	37	1,23	0,51	0,98	1,52
Chla	1989	35	0,092	0,025	0,063	0,129
	1990	37	0,097	0,031	0,063	0,135
	1991	35	0,091	0,020	0,056	0,124
	1992	37	0,092	0,028	0,058	0,122

#### 75%-kvartilen er reduceret

Ser man på kvartilfordelingen har der dog været en vis udvikling, idet sigtdybde gennem de fire år er gået i retning af større ensartethed blandt de 37 søer. Således havde 25% af søerne i 1989 en årgennemsnitlig sigtdybde større end 2,13 m, men dette faldt i 1992 til kun 1,85. Samtidigt var der en tendens til, at sigtdybden steg i de næringsrige søer. I 1989 havde 25% af søerne en sigtdybde mindre end 0,60 m, men dette var i 1992 øget til 0,81 m. Sam-



me tendenser ses for sommergennemsnittet, men ikke så tydeligt. Med andre ord: tendensen går i retning af, at de rene søer er blevet mere uklare, mens de uklare søer er blevet mindre uklare.

Vurderet ud fra udviklingen i søvandskoncentrationen synes der ikke at være noget belæg for, at de rene søer generelt skulle være blevet mindre rene (25% totalfosfor kvartilen er uændret fra 1989 til 1992). Derimod er tendensen til mindre uklart vand i de næringsrige søer sammenfaldende med, at 75%-kvartilen for søkoncentration i samme periode har været faldende. Dette stemmer samtidigt overens med, at det især er til de mest næringsrige søer, at det har været muligt at reducere den eksterne tilførsel bl.a. i form af forbedret spildevandsrensning.

#### De enkelte søers udvikling

Også med hensyn til sigtddybde og klorofyl a inden for de enkelte søer er der blandt en del af søerne tale om ændringer. I alt 15 af de 37 søer har i 4 års-perioden været genstand for signifikante ændringer i enten sigtddybde eller klorofyl a (Tabel 4.6).

Tabel 4.6. Søer med signifikante ændringer i klorofyl a eller sigtddybde i perioden 1989 til 1992. -/+, --/++ og ---/+++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5 og 1% signifikansniveau.

Sø	Årsmiddel		Sommermiddel	
	chl a	sigtddybde	chl a	sigtddybde
Holm Sø			++	
Søholm Sø		++		
Søndersø		+++		
Fårup Sø		--		
Hejrede Sø	-			++
Bagsværd Sø		+		
Tystrup Sø				--
Dons Nørresø	---	+++		++
Jels Oversø			-	
Arresø	+			
Vesterborg Sø	--	+	--	++
St. Søgård Sø		++		
Utterslev Mose			++	
Søgård Sø				+
Gundsømagle Sø	++		+++	
I alt +/++/+++	2	6	3	4
I alt -/---/---	3	1	2	1

15 ud af 37 søer har ændret sig

I 8 ud af 10 søer med ændret sigtddybde er sigtddybden øget

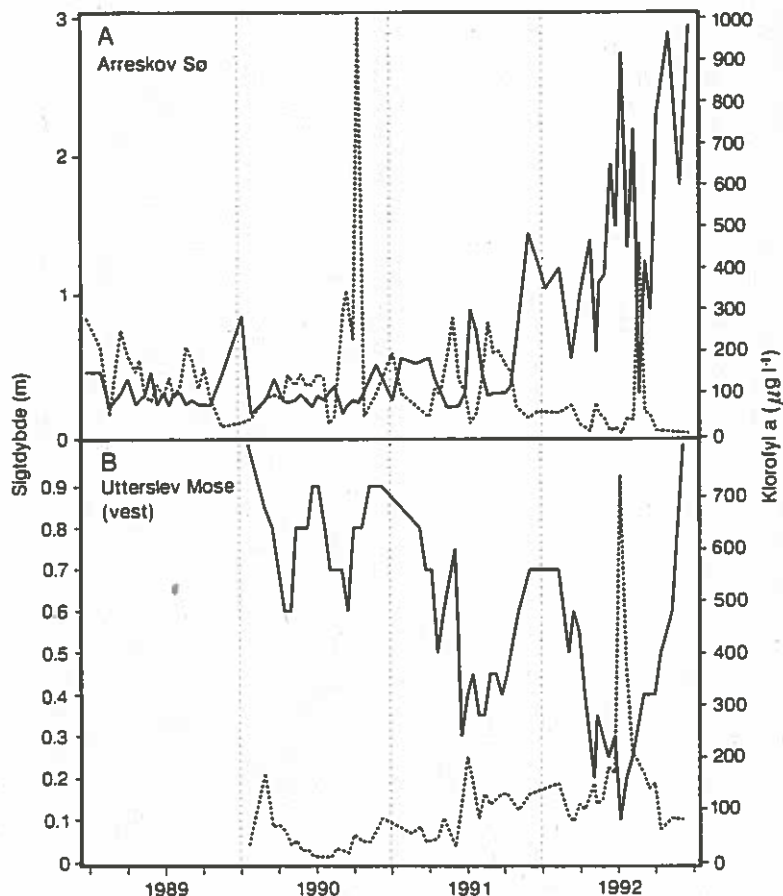
I størsteparten af disse er der for sigtddybdens vedkommende tale om en øget sigtddybde. Dette gælder for 6 af de 7 søer med ændret årsmiddel sigtddybde og for 4 af de 5 søer med ændret sommermiddel sigtddybde. For Søndersø, hvor årsmiddel sigtddybden fra 1989 til 1992 er øget fra 1,06 til 1,32, og for Dons Nørresø, hvor årsmiddel sigtddybden fra 1989 til 1992 er øget fra 0,47 m til 0,64 m, er der tale om en signifikant ændring på 1% niveau. I Søndersø har der dog ikke været nogen ændring på sommermiddelværdien, mens sommermiddelværdien også er øget i Dons Nørresø ( $p < 0,05$ ).

I de søer, hvor der er registreret signifikante ændringer i sommerrmiddel sigtddybde eller klorofyl, er ændringerne sket ved en generel forskydning i størstedelen af sommerens sigtddybniveau eller ved varierende længde og intensitet af sommerens klarvandsperioder. Mens førstnævnte effekt (d.v.s. ændre niveau) evt. kan tilskrives ændret næringsstofniveau, må sidstnævnte nok især tillægges biologiske forhold, som f.eks. tidspunktet for, hvornår fiskeynglen klækkes og starter med at æde dyreplankton (se endvidere kapitel 7). Hvor der er tale om ændret årsmiddel, skyldes dette ofte ændret varighed af vinterens "klarvandsperiode", d.v.s. ændret starttidspunkt for forårsopblomstringen eller tidspunkt for start af efterårshenfald.

#### Arreskov Sø

Arreskov Sø er et eksempel på en sø, hvori der ikke kan registreres nogen signifikant lineær udvikling på trods af, at der er sket markante ændringer i sigtddybde og klorofyl *a* (Fig. 4.3). Dette skyldes, at ændringen primært er sket i et spring fra 1991 til 1992, hvor middelsommersigtddybden er øget fra 0,38 m til 1,46 m, og klorofyl *a* indholdet er reduceret fra 0,155 mg l<sup>-1</sup> til 0,073 mg l<sup>-1</sup>. Baggrunden for denne udvikling skal søges i flere forhold, herunder ikke mindst ændringer i den biologiske struktur (se også kapitel 7).

Figur 4.3. Sigtdybde (fuld optrukken) og klorofyl *a* indhold (punkteret) fra 1989 til 1992 i A: Arreskov Sø og B: Utterslev Mose (vestlige bassin).



#### Utterslev Mose

Også i Utterslev Mose er der sket markante ændringer i sigtddybde (Fig. 4.3), uden at der kan registreres nogen signifikant lineær udvikling (sommerrmiddel klorofylindholdet er dog øget signifikant ( $p < 0,05$ )). Dette hænger bl.a. sammen med, at der kun er data fra 3 år, samt at nedgangen i sigtddybde især er sket fra 1990 til 1991. Middelsommersigtddybden er reduceret fra 0,99 m i 1990

til kun 0,35 m i 1992 (gennemsnit af vestlige og østlige bassin), mens klorofyl a er øget fra 0,031 mg l<sup>-1</sup> til 0,209 mg l<sup>-1</sup>. Også disse markante ændringer skal formentlig i vid udstrækning relateres til ændret biologisk struktur, der bl.a. har resulteret i en kraftig nedgang i dyreplanktonets græsningstryk (*Københavns Kommune, 1993b* og kapitel 7).

Øget sigtddybde afspejler sig i nogle tilfælde, som i Dons Nørresø og Vesterborg Sø, også i reduceret klorofyl a, mens der i andre søer ikke er det forventede omvendte forhold mellem sigtddybde og klorofyl. Dette kan hænge sammen med, at andre faktorer end algemængde spiller ind, som f.eks. mængden af suspenderet stof og ændringer i algetype. Det kan også hænge sammen med, at der generelt skal ske store ændringer i klorofylindholdet, før dette slår igennem på sigtddybden, hvis der er tale om søer med meget lav sigtddybde. Denne sammenhæng er formentlig grunden til, at der i en sø som Gundsømagle Sø er sket en signifikant forøgelse af klorofylindholdet, uden at der samtidigt er sket ændringer i sigtddybden, og uden at algesammensætningen i øvrigt er ændret. Sommermiddel klorofylindholdet er her øget fra 0,257 mg l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,401 mg l<sup>-1</sup> i 1992, mens middelsigtddybden i samme periode er uændret på 0,37 m.

*Ændret biologisk struktur påvirker sigtddybden*

Tabel 4.2 og 4.6, der viser henholdsvis ændringer i totalfosfor koncentration og sigtddybde, er kun i enkelte tilfælde (Dons Nørresø og Vesterborg Sø) sammenfaldende på den måde, at ændret totalfosfor har ført til en ændret sigtddybde i modsat retning. Selv om man ikke må glemme, at hovednøglen til forbedret sigtddybde først og fremmest går via mindsket næringsstofindhold, betyder dette, at også andre faktorer end næringsstofindhold må have betydning for sigtddybden. En væsentlig baggrund er her, at mange af søerne stadigvæk er så næringsrige, at næringsstofindholdet ikke altid er begrænsende, så biologiske forhold som samspillet mellem fisk, dyreplankton og planteplankton har større indflydelse på sigtddybden i stedet (se også kapitel 7).

## 4.6 Konklusion

Det overordnede billede af udviklingen i overvågningssøerne i perioden 1989 til 1992 for fosfor, kvælstof, sigtddybde og klorofyls vedkommende er, at der for søerne som helhed kun har været tale om beskedne ændringer. Dog kan der registreres visse generelle udviklingstendenser m.h.t. fosforkoncentrationer, sigtddybde og klorofyl a, hvorimod kun enkelte søer har haft signifikante ændringer i kvælstofkoncentrationerne.

For fosfor gælder, at:

- årsmiddelværdien for overvågningssøerne som helhed er reduceret fra 0,206 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,170 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1992. Der er ingen ændring sket fra 1991 til 1992.

- reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75%-kvartilen er således reduceret fra 0,293 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,203 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1992.
- reduktionen i søernes totalfosfor er sket ved en nedgang i 3. og 4. kvartal, men især ved en reduktion af 75%-kvartilen i perioden juli til september svarende til en reduceret intern fosfortilførsel.
- der i 9 ud af de 12 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) i PO<sub>4</sub>-P eller totalfosfor har været tale om en reduceret koncentration i perioden 1989 til 1992.
- reduceret søkoncentration kun i nogle tilfælde og evt. kun delvis kan tilskrives reduceret indløbskoncentration. I andre tilfælde er der tale om reduceret intern belastning.

For kvælstof gælder, at:

- der i perioden 1989 til 1992 for overvågningssøerne som helhed kun er sket ubetydelige ændringer.
- der i 7 ud af de 9 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) for årsmiddel eller sommermiddel (totalkvælstof og NO<sub>2+3</sub>-N) har været tale om en øget koncentration.

For sigtdybde og klorofyl a gælder, at:

- der for overvågningssøerne som helhed kun har været tale om små ændringer i perioden 1989 til 1992. Sommer middelsigt dybden for alle overvågningssøerne var i 1992 1,23 m. 50% af søerne havde i sommeren 1992 en middelsigt dybde mindre end 0,98 m.
- tendensen blandt overvågningssøerne som helhed er gået i retning af, at de mest uklare søer generelt er blevet mindre uklare, hvilket er sammenfaldende med, at især disse har haft faldende søkoncentration af fosfor.
- der i størsteparten af søerne med ændret sigt dybde (årsmiddel eller sommermiddel) er tale om en øget sigt dybde (8 ud af 10 søer).
- ændret sigt dybde kan kun i nogle tilfælde relateres til ændret fosforniveau idet ændringer i den biologiske struktur også synes at kunne medføre markante ændringer i sigt dybde.



## 5. Planteplankton i relation til fysiske og kemiske variable

### 5.1 Indledning

Mængden og sammensætningen af planteplankton i en sø er af stor betydning for miljøkvaliteten. Mængden, fordi denne er afgørende for vandets klarhed (sigtdybden), og sammensætningen, bl.a. fordi der ved visse typer af planteplankton ved store mængder kan dannes vandblomst, der samtidig i visse tilfælde kan danne giftstoffer. Ud over disse direkte effekter har planteplanktonet en række indirekte effekter på næringsstofomsætningen samt på de øvrige biologiske komponenter i søerne.

Der er mange forhold, der spiller ind på planteplanktonets mængde, sammensætning og sæsondynamik i søerne, men de fysiske og kemiske er af væsentlig betydning. I dette kapitel er det derfor søgt at præsentere de generelle karakteristika for planteplanktonets mængde, sammensætning og sæsondynamik. Derudover søges forskelle mellem søerne og år til år variationer i de enkelte søtyper identificeret og forklaret. De ovenstående analyser er gennemført for den samlede planteplanktonmængde samt for planteplanktonklasserne, men afslutningsvis er der udarbejdet mere generelle oversigter over udvalgte planteplanktonarters forekomst i relation til næringsstoffer m.v.

### 5.2 Status for mængde og sammensætning i søerne

*Høj planteplanktonmængde og blågrønalger i mange søer*

Hovedparten af de 37 overvågningssøer er generelt kendetegnet ved en høj planteplanktonmængde og dominans af planteplankton typer karakteristiske for næringsstofpåvirkede søer. Således er der i 31 ud af de 40 søer/søbassiner dominans af blågrøn- eller grønalger (Tabel 5.1), men også kiselalger findes hyppigt i stor mængde, dog oftest som subdominerende ved dominans af blågrøn- eller grønalger. Der er dog tydelig tendens til en stigende biomasse med stigende næringsstofniveau (sønr.), samtidigt med at dominansforholdene for planteplankton ændres.

*Lavest biomasse og færrest blågrønalger i 1991*

Sammenlignes planteplanktonets sommerbiomasse de enkelte år (Tabel 5.2) fandtes både laveste totalbiomasse og blågrønalgebiomasse i 1991. Dette fald er sammenfaldende med de generelt lavere sommertemperaturer dette år. Mønsteret ses tillige, når man betragter 25%- og 75%-kvartilerne, hvilket indikerer, at faldet for totalbiomassen såvel som for blågrønalgebiomassen er et generelt fænomen i hovedparten af søerne.

Tabel 5.1 De dominerende planteplanktonklasser i overvågningssøerne fra 1/5 - 1/10 som gennemsnit for de fire år.

Sønr.	Sønavn	Biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	Dominerende alger	Subdominerende alger
1	Søby Sø	0,6	Ubestemte/Fåtallige	Gulalger
2	Holm Sø	0,4	Grønalger	Blågrønalger
3	Maglesø	1,6	Furealger	Grønalger
4	Madum Sø	3,1	Furealger	Ubestemte/Fåtallige
5	Nors Sø	2,6	Blågrønalger	Kiselalger
6	Ravn Sø	3,6	Furealger	Rekylalger
7	Søholm Sø	6,8	Blågrønalger	Furealger
8	Kvie Sø	2,6	Grønalger	Ubestemte/Fåtallige
9	Bastrup Sø	8,7	Furealger	Blågrønalger
10	Hornum Sø	22,3	Grønalger	Blågrønalger
11	Søndersø	10,5	Blågrønalger	Furealger
12a	Røgbølle Sø, nordbassin	4,3	Rekylalger	Grønalger
12b	Røgbølle Sø, sydbassin	6,8	Blågrønalger	Rekylalger
13	Ørn Sø	8,1	Kiselalger	Rekylalger
14a	Furesøen, Storesø	9,2	Blågrønalger	Kiselalger
14b	Furesøen, Storekalv	13,0	Blågrønalger	Kiselalger
15	Fårup Sø	9,8	Blågrønalger	Kiselalger
16	Damhussøen	3,7	Grønalger	Kiselalger
17	Bryrup Langsø	6,9	Blågrønalger	Kiselalger
18	Hejrede Sø	25,6	Blågrønalger	Grønalger
19	Hinge Sø	36,9	Blågrønalger	Kiselalger
20	Tissø	9,9	Blågrønalger	Kiselalger
21	Engelsholm Sø	52,5	Blågrønalger	Kiselalger
22	Bagsværd Sø	28,4	Blågrønalger	Grønalger
23	Borup Sø	18,7	Kiselalger	Blågrønalger
24	Arreskov Sø	28,3	Blågrønalger	Grønalger
25	Tystrup Sø	6,9	Blågrønalger	Kiselalger
26	Kilen	21,5	Grønalger	Blågrønalger
27	Dons Nørresø	31,7	Grønalger	Rekylalger
28	Lemvig Sø	8,0	Grønalger	Kiselalger
29	Jels Oversø	18,4	Kiselalger	Grønalger
30	Arresø	22,8	Grønalger	Blågrønalger
31	Vesterborg Sø	46,7	Blågrønalger	Kiselalger
32	Langesø	21,9	Blågrønalger	Grønalger
33	St. Søgård Sø	10,3	Blågrønalger	Grønalger
34	Fuglesø	25,2	Blågrønalger	Grønalger
35a	Utterslev Mose, østbassin	18,8	Blågrønalger	Kiselalger
35b	Utterslev Mose, vestbassin	21,2	Blågrønalger	Kiselalger
36	Søgård Sø	16,3	Grønalger	Kiselalger
37	Gundsømagle Sø	37,6	Grønalger	Blågrønalger

*Mindre variation i forekomst af øvrige algeklasser*

Mængden af grøn- og kiselalger var i modsætning hertil ikke specielt lav i 1991, disse algeklasser synes upåvirkede af den lavere vandtemperaturer. For rekyl-, fure- og gulalger er der heller ikke fundet entydige forskelle mellem de fire år (Tabel 5.2), men det er måske et udtryk for deres generelt betydelig ringere andel af planteplanktonbiomassen i de fleste af overvågningssøerne i sommerperioden.

Tabel 5.2 Planteplanktonbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) i overvågningsøerne i årene 1989-92.

	år	gns	25%	median	75%
Total- biomasse	1989	17,5	5,6	11,7	25,4
	1990	15,5	4,3	10,4	28,7
	1991	13,3	3,4	8,0	18,8
	1992	17,1	6,7	11,3	25,6
Blågrønalger	1989	8,8	0,04	3,7	12,2
	1990	7,9	0,07	2,1	10,9
	1991	5,8	0,07	1,3	7,3
	1992	8,5	0,3	4,2	9,8
Grønalger	1989	4,0	0,2	1,1	3,5
	1990	3,8	0,1	1,0	3,0
	1991	3,5	0,2	0,9	3,5
	1992	3,8	0,3	1,2	2,9
Kiselalger	1989	2,8	0,1	0,8	2,6
	1990	1,8	0,06	0,6	2,7
	1991	2,5	0,2	1,2	3,1
	1992	3,0	0,2	1,7	3,0
Rekylalger	1989	0,2	0,09	0,3	0,6
	1990	0,6	0,1	0,3	0,6
	1991	0,5	0,08	0,3	0,6
	1992	0,6	0,1	0,3	0,6
Furealger	1989	0,5	0	0,03	0,5
	1990	0,8	0	0,06	0,7
	1991	0,3	0	0,06	0,4
	1992	0,5	0	0,09	0,8
Gulalger	1989	0,02	0	0	0,02
	1990	0,03	0	0	0,5
	1991	0,03	0	0	0,05
	1992	0,03	0	0	0,01

#### De individuelle søers ændringer

Analyseres de individuelle søer med hensyn til entydige ændringer i løbet af de fire undersøgelsesår, er der kun relativt få statistisk sikre udviklinger såvel i opadgående som nedadgående retning (Tabel 5.3, for en nærmere beskrivelse af testen se kapitel 4). Med hensyn til totalbiomassen er det kun Arreskov Sø, der udviser en signifikant nedgang, hvilket skyldes en signifikant reduktion i biomassen af blågrønalger. Ændringen i Arreskov Sø er betinget af dels en faldende fosforkoncentration og dels ændrede biologiske forhold (se kapitel 7).

#### Udviklingstendenser - eksempler

Blandt mange af de øvrige søer er der ligeledes registreret en række udviklingstendenser, hvor kun nogle kan tilbageføres til andre ændringer i søerne. Tendensen til en øget mængde blågrønalger specielt i 1992 i Ravn Sø kan dog ikke umiddelbart forklares, idet der hverken er registreret ændringer i de kemiske eller fysiske forhold, ej heller er græsningstrykket fra dyreplankton ændret (kapitel 7). Til gengæld ser den øgede mængde kiselalger i Søholm Sø ud til at hænge sammen med ændrede konkurrenceforhold mellem kiselalger og blågrøn-/furealger. Disse to gruppers konkurrenceforhold i denne sø er tilsyneladende styret af



opløst fosfor og forholdet mellem kvælstof og fosfor (*Fyns Amt, 1993,d*), selv om ændringer i opblandingsforholdene tillige kan være af stor betydning (se afsnit 5.4).

Tablet 5.3. Søer med enten tendenser til (10% signifikansniveau) eller signifikante ændringer er (5% signifikansniveau) i enten den samlede planktonbiomasse, blågrønalgebiomasse, kiselalgebiomasse eller grønalgebiomasse. Opdelt i hhv. sommer (som) og årsgennemsnit (år). -/+ , --/++ , ---/+++ og ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau.

Sø	Total biomasse		Blågrønalger		Kiselalger		Grønalger	
	som	år	som	år	som	år	som	år
Holm Sø					++	+		
Maglesø				++				
Ravn Sø			+	+				
Søholm Sø					++			
Bastrup Sø								+
Furesøen, Storekalv		+				++		
Damhussøen						-		
Bryrup Langsø							++	++
Hejrede Sø		-		-				
Engelsholm Sø						-		
Borup Sø	+	+	+++	++		+		
Arreskov Sø	--	--	--	-				
Dons Nørresø						-		
Lemvig Sø						+++		
Jels Oversø	-				-			
Vesterborg Sø					++			
Langesø					++++			
St. Søgård Sø						+		
Utterslev Mose, øst		+			++	+		
Utterslev Mose, vest					+			
I alt +/++/+++/++++	1	3	2	3	6	6	1	2
I alt -/--/---/----	2	2	1	2	1	3		

Furesøen er et eksempel på en sø som tilsyneladende er på vej imod en forværrer miljøtilstand (*Københavns Amt, 1993*), hvilket afspejles i tendensen til en øget planteplanktonmængde og nedgang i dyreplanktonmængden (kapitel 7). Mest markant er forøgelsen af årsgennemsnittet for kiselalger i Storekalv bassinet. Til gengæld er der i Hejrede Sø en tendens til en formindskelse af planteplanktonmængden, hvilket er en videreførelse af den forbedring, der er set i perioden helt fra 1986 som konsekvens af en reduktion i fosforkoncentrationen (*Storstrøms Amt, 1993,b*). Også Dons Nørresø er tilsyneladende på vej mod en mindsket planteplanktonmængde som følge af en mindre fosforkoncentration (se også kapitel 4).

#### Græsningseffekter

Dyreplanktonets græsningstryk synes også i flere søer at have været årsagen til en ændret planteplanktonmængde. Dette er formentlig tilfældet i Borup Sø, hvor planteplanktonmængden har været tiltagende efter et formindsket græsningstryk fra dyreplankton (se også kapitel 7). En tilsvarende forklaring er også en mulig for tendensen til en mindre planteplanktonmængde i Jels Oversø. Endelig er der i brakvandssøen Lemvig Sø store år til år

variationer i planteplanktonets andel af kiselalger typiske for saltvand (*Ringkjøbing Amt, 1992,h*), hvilket kan være en del af forklaringen på ændringerne i den samlede kiselalgemængde.

Signifikante ændringer i biomassen af de enkelte klasser behøver dog ikke at have den store betydning for søernes generelle udvikling. Her er Holm Sø et godt eksempel. Kiselalgernes biomasse er steget signifikant, men eftersom disse biomassemæssigt udgør mindre end 1% af den samlede biomasse som både sommer- og årsgennemsnit, har dette ikke nogen betydning for totalbiomassen. Tilsvarende ser de fundne ændringerne i Maglesø, Bastrup Sø, Damhussøen, Bryrup Langsø, Engelsholm Sø, Vesterborg Sø og St. Søgård Sø umiddelbart ud til at være mindre betydende for søernes overordnede biologiske struktur.

Omvendt kan manglende signifikante ændringer ikke nødvendigvis tages som udtryk for, at der ikke er sket noget. Et godt eksempel er Utterslev Mose. Der er kun tre års data for denne sø, og således bliver materialet så lille, at denne type "ret konservative" statistiske tests ikke giver nogen signifikans. Der er dog ingen tvivl om, at planteplanktonmængden, og dette gælder især kiselalger men også blågrønalger, er øget meget gennem de sidste 3 år. Sommergennemsnittet for planteplanktonbiomassen er således steget fra 4,3 og 1,4  $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1990 i henholdsvis øst- og vestbassin til 41,2 og 48,9  $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1992.

### 5.3 Tværgående sammenstilling af planteplanktonets struktur og dominansforhold i relation til fysiske, kemiske og morfometriske variable

*Totalbiomassen i forhold til fosfor, kvælstof og middeldybden*

Mens det foregående afsnit påviste afgørende forskelle mellem overvågningssøernes mængde og sammensætning af planteplankton, vil vi i dette afsnit vise, at disse forhold i nogen grad kan relateres til f.eks. næringsstoffer, klima og dybdeforhold. En indledende simpel sammenstilling af dels biomassen og forskellige algeklassers biomasseandel i forhold til udvalgte variable viser således også adskillige signifikante relationer (Tabel 5.4). Ikke overraskende er totalbiomassen meget signifikant relateret til såvel koncentrationen af totalfosfor som totalkvælstof, men også en højere koncentration af opløst fosfat er positivt relateret til biomassen. Samtidigt ses det, at totalbiomassen er negativt relateret til middeldybden. Derimod er der ingen direkte sammenhænge mellem den totale biomasse og mængden af uorganisk kvælstof eller vandtemperaturen.

Tabel 5.4 Simpel korrelation mellem totalbiomassen samt den procentvise andel af forskellige algeklasser og fysiske og kemiske variable (alle værdier er sommergennemsnit). Værdierne i tabellen angiver sandsynligheden for ingen korrelation mellem variablene; fortegnet angiver om relationen er positiv eller negativ.

	Biomasse	%Blå	%Grøn	%Kisel	%Rekyl	%Fure	%Gul
PTOT	0,0001	0,1138	0,0005	0,0001	-,0183	-,0914	-,0001
PO <sub>4</sub> F	0,0001	0,0156	0,2471	0,0002	-,2065	-,1411	-,0001
NTOT	0,0001	0,6139	0,0261	0,0001	-,2431	-,2022	-,0001
UORGAN	0,5049	-,5463	0,7960	0,0001	0,0669	-,1614	-,0001
TEMPV	0,0694	0,0036	-,4454	0,6768	-,1904	0,3681	-,4700
MIDDYB	-,0002	0,0170	-,0001	0,7613	-,8347	-,0576	-,2570

#### Blågrønaler

De forskellige algeklassers andel af biomassen udviser meget forskellige relationer til de samme variable. Blågrønalgeprocenten er hverken lineært relateret til totalfosfor, totalkvælstof eller uorganisk kvælstof. Derimod er der en positiv sammenhæng mellem procenten af blågrønaler og mængden af opløst fosfat samt stigende vandtemperatur og middeldybde.

#### Grønaler

Andelen af grønaler er positivt relateret til stigende totale mængder af fosfor og kvælstof, mens der ingen relationer er til de uorganiske mængder. Vandtemperaturen ser heller ikke ud til at have nogen betydning, men der er en meget kraftig negativ effekt på andelen af grønaler med stigende middeldybde. For kiselalgerne gælder, at deres andel generelt stiger med stigende mængde af næringsstoffer, mens vandtemperatur og middeldybde ikke er af betydning. Rekyalgerne er tilsyneladende kun relateret til totalfosfor, således at deres andel falder med stigende koncentrationer. For furealgerne er der overhovedet ikke fundet nogen sammenhænge til de valgte variable. Endelig falder gulalgeres andel generelt med stigende næringsstofniveau, men er som kiselalgerne tilsyneladende heller ikke påvirket af temperatur og dybde.

#### Kiselalger

#### Rekylalger

#### Furealger

#### Ikke nødvendigvis lineære sammenhænge

Nu er det ikke nødvendigvis lineære sammenhænge, man vil forvente at finde mellem disse variable, det være sig såvel mængden som algetypers andel af biomassen og en given variabel. For eksempel er der tidligere vist en meget signifikant sammenhæng til totalfosfor for blågrønaler i de lavvandede danske søer (Jensen et al., submitted). Blot er den unimodal d.v.s. omvendt parabelformet med et optimum, sådanne sammenhængende afdækkes ikke ved korrelationsanalyser, hvor kun lineære sammenhænge mellem variablene testes.

#### Fosfor

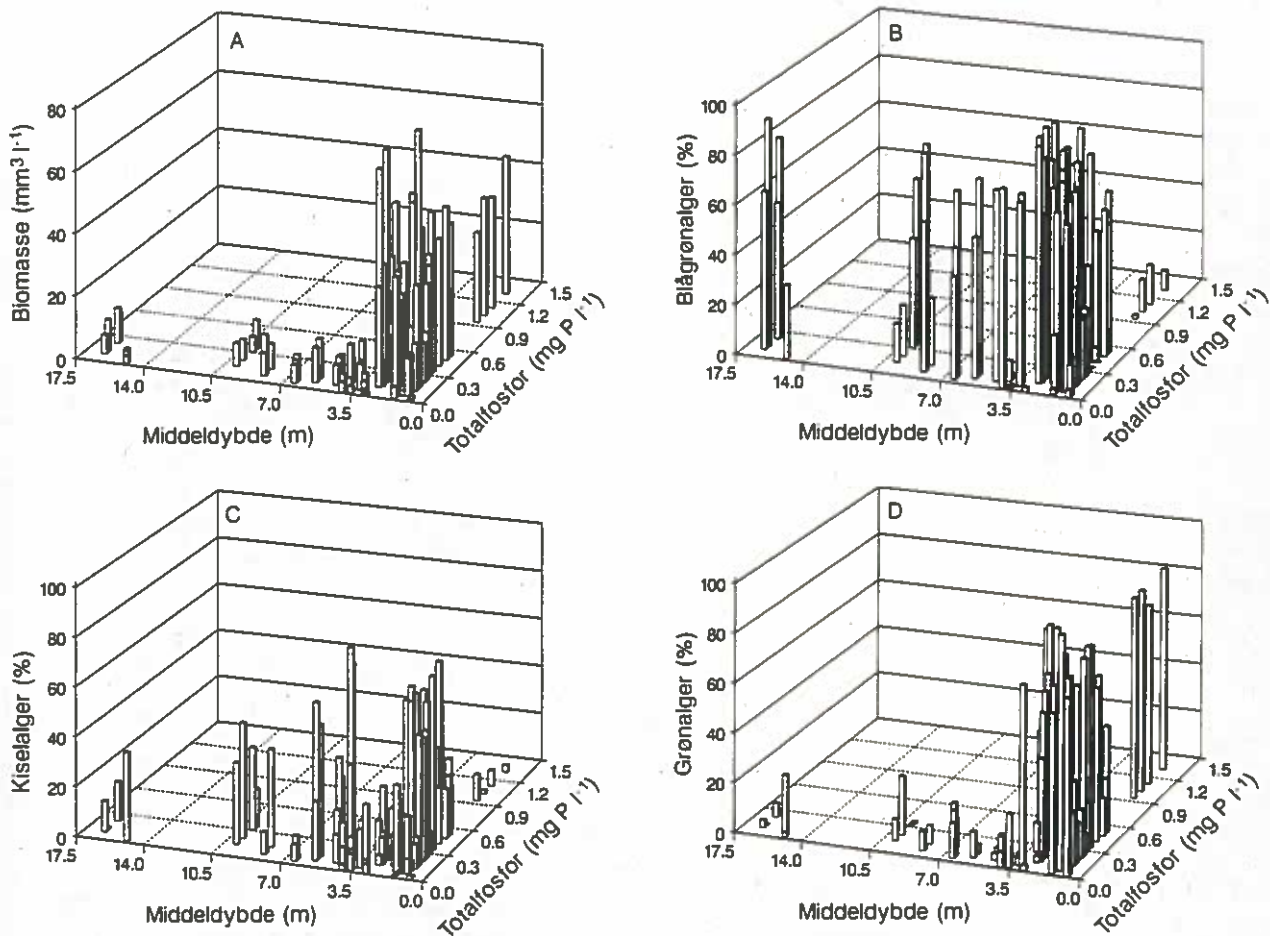
#### Generelt lavere biomasse i dybere søer

Det fremgår, at den samlede sommergennemsnitsbiomasse ved lav middeldybde er højere end ved en tilsvarende totalfosforkoncentration i en dybere sø (Fig. 5.1a). Figuren viser tillige, at stigningen i biomassen ikke følger den stigende totalfosfor koncentration lineært. Fra en totalfosfor koncentration omkring 0,3-0,4 mg P l<sup>-1</sup> opnås der ved ens dybdeforhold ikke nogen øgning i planktonbiomassen ved en øgning i koncentrationen. Dette skyldes formodentlig algernes selvskygning - lysforholdene begynder at blive en meget afgørende begrænsende faktor. Alligevel er stigende totalfosfor koncentrationer af betydning for planteplanktonet, idet der ved de højeste totalfosfor koncentrationer sker et skift fra

#### Blågrønaler ved middelhøje - høje fosforkoncentrationer

Grønalgedominans ved de højeste fosforkoncentrationer

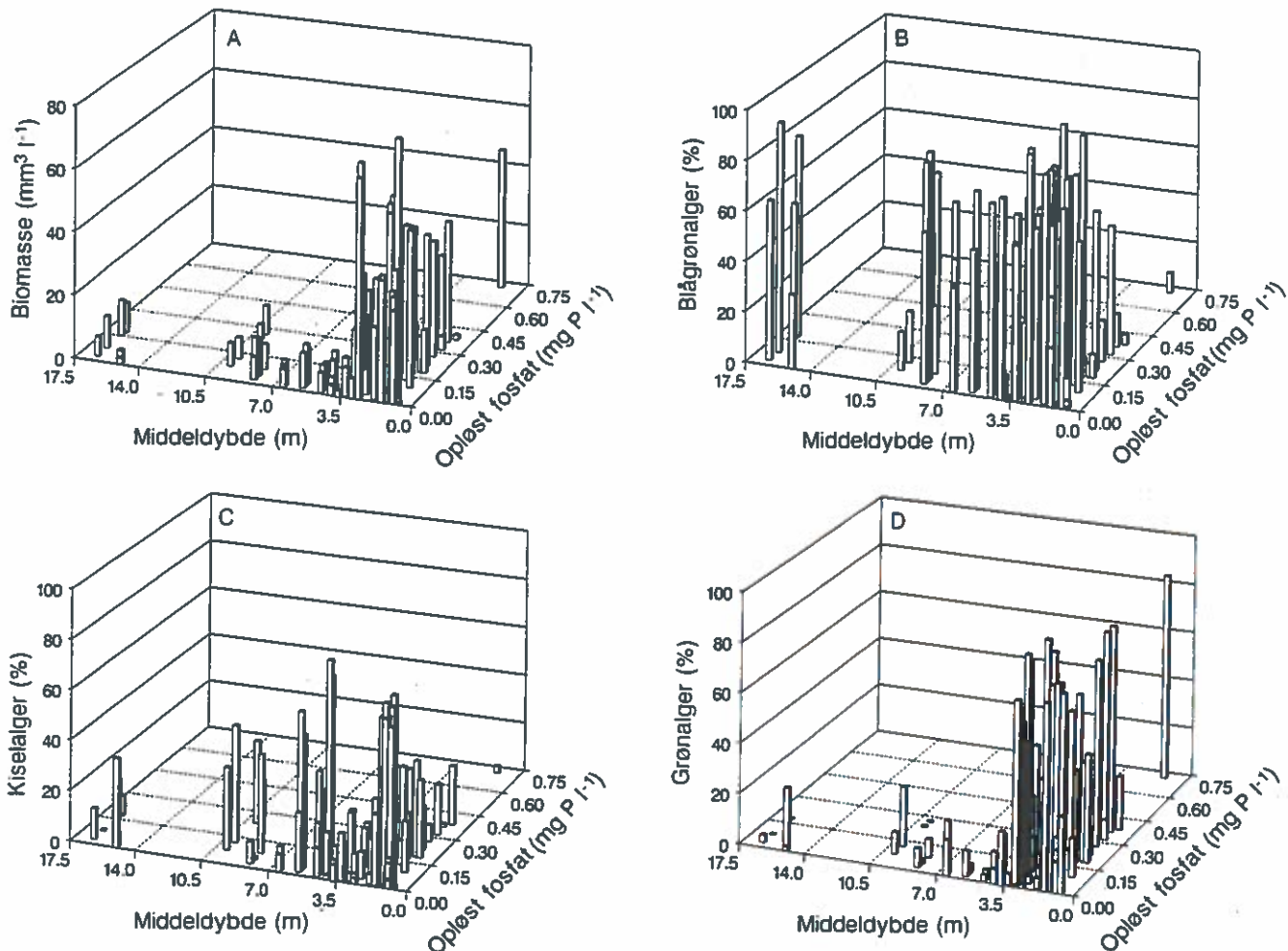
blågrønalgedominans (Fig. 5.1b) til grønalgedominans (Fig. 5.1d). Blågrønalgene dominerer til gengæld oftest ved de middelhøje koncentrationer, men også her brydes deres dominans ved de laveste middeldybder. Dette forhold er også fundet ved andre sammenstillinger af planteplanktondata fra lavvandede danske søer (Kristensen *et al.*, 1990; Jensen *et al.*, submitted). Dette kan hænge sammen med, at i lavvandede søer er regenereringen af fosfor fra sedimentet meget høj (se også nedenfor) og derfor med til at favorisere de generelt meget næringsstofkrævende grønalger. Kiselalgerne opnår sjældent fuldstændig dominans i søerne (Fig. 5.1c), men udgør dog ofte en betydelig andel af biomassen i mange af de søer, hvor blågrønalger er dominerende. Dette gælder specielt ved de ikke alt for høje totalfosforkoncentrationer.



Figur 5.1. Sammenligning af planteplankton og den tidsvægtede totalfosfor koncentration og middeldybden for perioden 1/5-1/10. A: Total planteplanktonbiomassen. B: Blågrønalgeprocenten. C: Kiselalgeprocenten. D: Grønalgeprocenten.

#### Opløst fosfor

I dybe, permanent lagdelte søer er planteplanktonbiomassen bedre eller i det mindste lige så godt relateret til opløst fosfor som til totalfosfor. Dette er ikke altid tilfældet i de lavvandede, danske søer (Fig 5.2a), da det er ved meget lave koncentrationer af opløst fosfor, at nogle af de højeste planteplanktonbiomasser opnås. En forklaring kunne som beskrevet ovenfor være, at disse søer ikke er lagdelte og derfor til stadighed tilbagefører den fosfor, der frigives ved omsætningen af de udsedimenterede alger til epilimnion, hvor planteplanktonet umiddelbart kan bruge den til at opretholde en høj biomasse, d.v.s. fluxen er meget høj i disse systemer.



Figur 5.2. Sammenligning af planteplankton og den tidsvægtede koncentration af opløst fosfat og middeldybden for perioden 1/5-1/10. A: Total planteplanktonbiomassen. B: Blågrønalgeprocenten. C: Kiselalgeprocenten. D: Grønalgeprocenten.

### Sedimentation

Ved flere lejligheder er det blevet hævdet, at blågrønalg (bl.a. *Microcystis*) som følge af en lavere sedimentationsrate end for eksempel grønalg ikke skulle fjerne en så stor mængde fosfor fra søvandet. Derfor skulle dominans af blågrønalg i højere grad være koblet til relativt høje opløste mængder af fosfor i søvandet (bl.a. *Jensen & Andersen, 1990*) end dominans af andre algetyper. Denne teori kan imidlertid ikke eftervises på baggrund af de generelle resultater fra overvågningssøerne, da dominans af blågrønalg ses mindst lige så hyppigt som dominans af kisel- og grønalg ved meget lave opløste fosforkoncentrationer (Fig. 5.2a-c, Tabel 5.4; se dog også side 60).

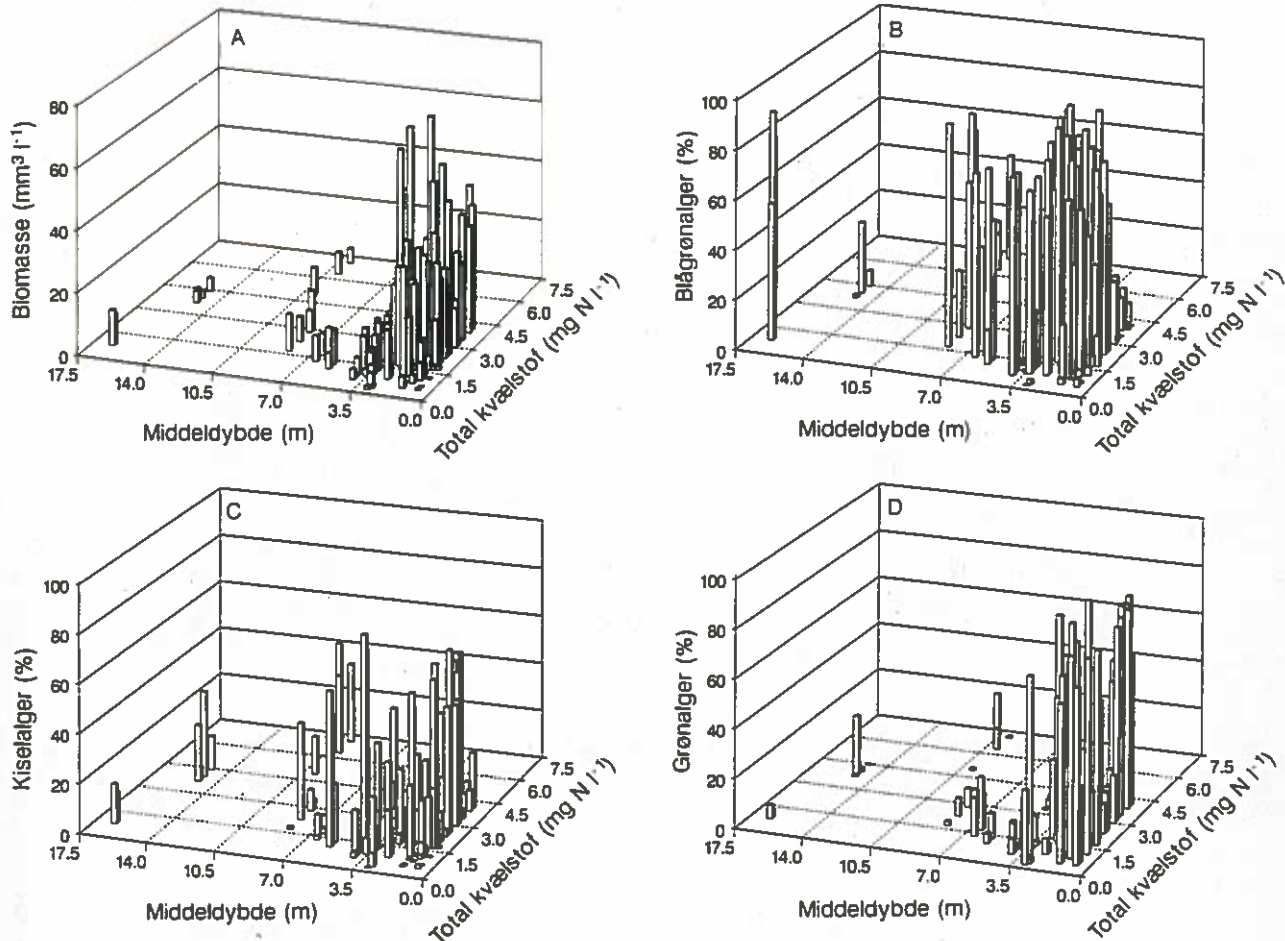
### Kvælstof

Relationerne mellem totalbiomassen og totalkvælstof samt dybdeforholdene følger i det store hele det billede, der fandtes i forhold til totalfosfor og dybdeforholdene (Fig. 5.3a). Dette kan bl.a. hænge sammen med den store korrelation, der er, mellem fosfor og kvælstof i søerne. Dog ser det ikke ud til, at det er totalkvælstof, der styrer biomassen af planteplankton i de dybere søer (middeldybde > 3-4 m), da der på trods af betydeligt højere totalkvælstof koncentrationer ved sammenlignelige dybdeforhold ikke sker nogen stigning i biomassen af plankton. Med hensyn til dominansforholdene ses der et anderledes billede end for fosfors vedkommende (Fig. 5.3b-d). Det ser således ikke ud til at grønalg dominerer i højere grad ved de høje koncentrationer af to-

- og grønalg

- og blågrønalger
- og kiselalger

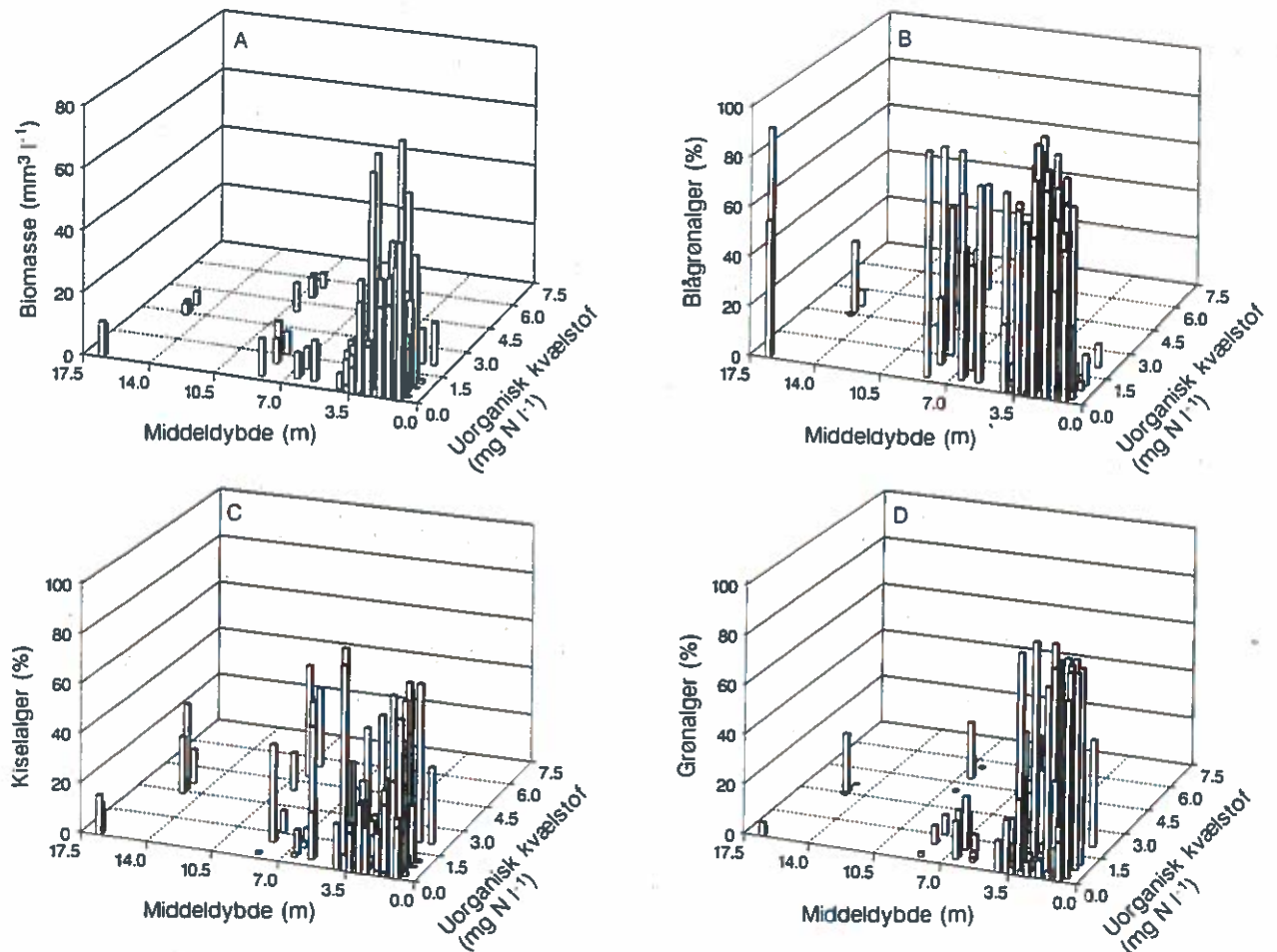
talkvælstof, som det var tilfældet ved høje koncentrationer af totalfosfor. Blågrønalgerne, som ved en given kvælstofkoncentration, dominerer i dybere søer afløses af andre algetyper i lavvandede søer. Kiselalgerens dominans stiger tydeligt med stigende totalkvælstof koncentrationer, svarende til at dominansen af kiselalger i højere grad end blågrøn- og grønalger ser ud til at være positivt knyttet til totalkvælstof.



Figur 5.3. Sammenligning af planteplankton og den tidsvægtede totalkvælstof koncentration og middeldybden for perioden 1/5-1/10. A: Total planteplanktonbiomassen. B: Blågrønalgeprocenten. C: Kiselalgeprocenten. D: Grønalgeprocenten.

Grønalgedominans lige så hyppig som blågrønalgedominans ved lav koncentration af uorganisk kvælstof

Denne positive sammenhæng genfindes også med hensyn til kiselalgerne og den uorganiske mængde af kvælstof (Fig. 5.4c). I modsætning hertil er hverken totalbiomassen eller andelen af blågrøn- og grønalger relateret med den uorganiske kvælstof koncentration (Fig. 5.4a,b,c). Grønalgerne dominerer ved de lave uorganiske kvælstofkoncentrationer lige så ofte som blågrønalgerne, der ellers normalt anses for at være typiske ved de laveste uorganiske kvælstof koncentrationer. Dette betyder naturligvis ikke, at f.eks. uorganisk kvælstof ikke kan være en afgørende faktor for konkurrenforholdet mellem forskellige arter af planteplankton gennem sommeren og dermed være af stor betydning for planteplanktonets sæsondynamik.



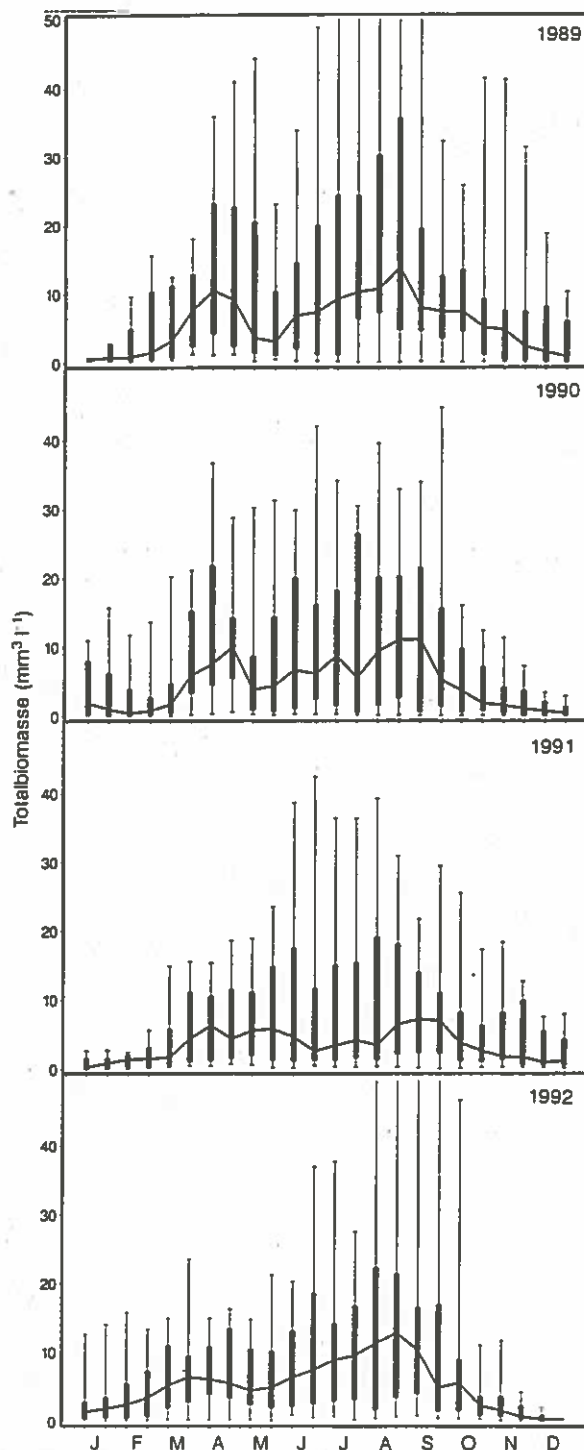
Figur 5.4. Sammenligning af planteplankton og den tidsvægtede koncentration af uorganisk kvælstof og middeldybden for perioden 1/5-1/10. A: Total planktonbiomassen. B: Blågrønalgeprocenten. C: Kiselalgeprocenten. D: Grønalgeprocenten.

## 5.4 Generelle mønstre i planteplanktonets sæsondyamik og relationer mellem planteplankton og de vandkemiske variables forløb

*Temperatur og lysforholdene varierede årene imellem*

Planteplanktonets udvikling gennem året følger overordnet temperatur og lysforholdene. I 1991 betød det kolde forår og den ringe indstråling, at planteplanktonbiomassen var mindre sammenlignet med de øvrige år (Fig. 5.5). Til gengæld havde 1989 og 1990 tilsvarende generelt et kraftigt forårsmaksimum i marts-april, der også overgik forårsmaksimummet i 1992 muligvis p.g.a. af den lave indstråling i april dette år. Efter forårsmaksimummet nedgræsses planteplanktonet ofte af dyreplankton, og planteplanktonmængden falder i mange søer og resulterer i en såkaldt klarvandsfase i maj-juni. Det kolde forår i 1991 betød imidlertid, at dyreplanktonet kom senere i gang, så græsningstrykkets maksimum og dermed klarvandsfasen forsinkedes tilsvarende (kapitel 7). Efter klarvandsfasen udvikles sommerbiomassen af planteplankton med en kulmination i august. Også dette maksimum var lavere i 1991 end i de øvrige år. I september begynder den lavere indstråling og temperatur at gøre sig gældende, hvilket resulterer i dårligere vækstbetingelser, således at mængden af planteplankton gradvis aftager.

Figur 5.5. Boxplot af sæsonvariationen for den total planteplanktonbiomasse for tidsvægtede fjortendages-gennemsnit i overvågningsløbene. Linien angiver medianværdien. Den lodrette stolpes top og bund er h.h.v. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10%- og 90%-percentilerne.

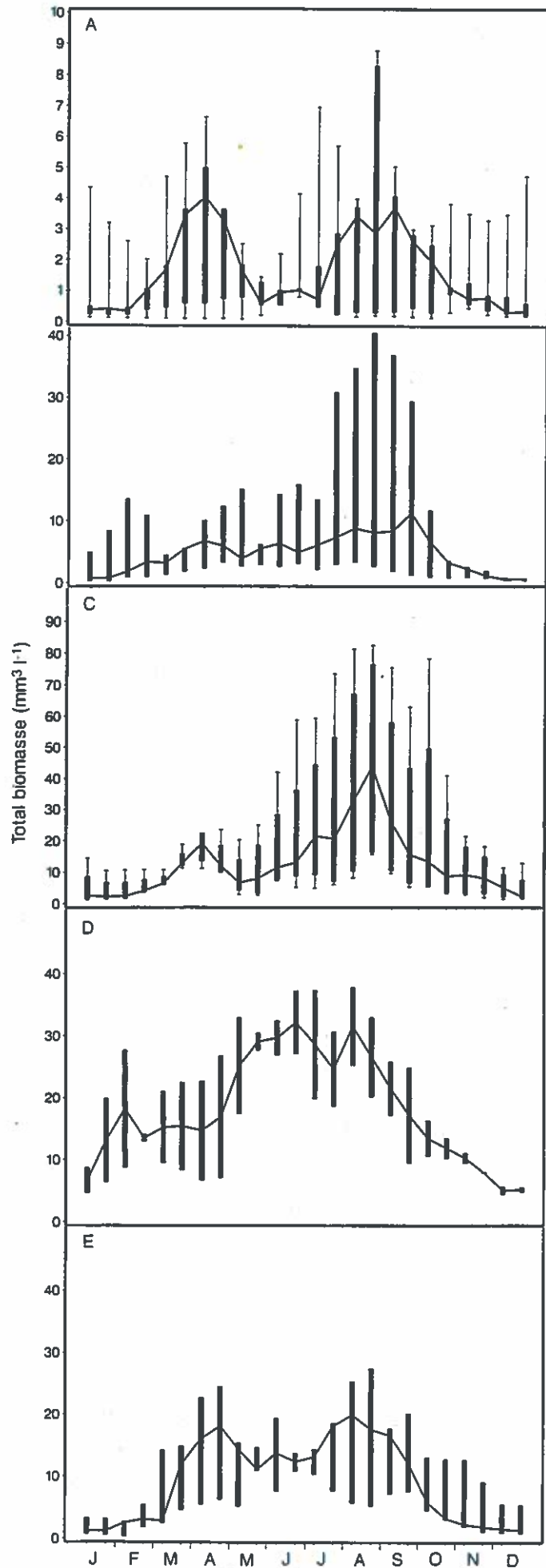


Næringsstofniveauet påvirker også sæsondynamikken

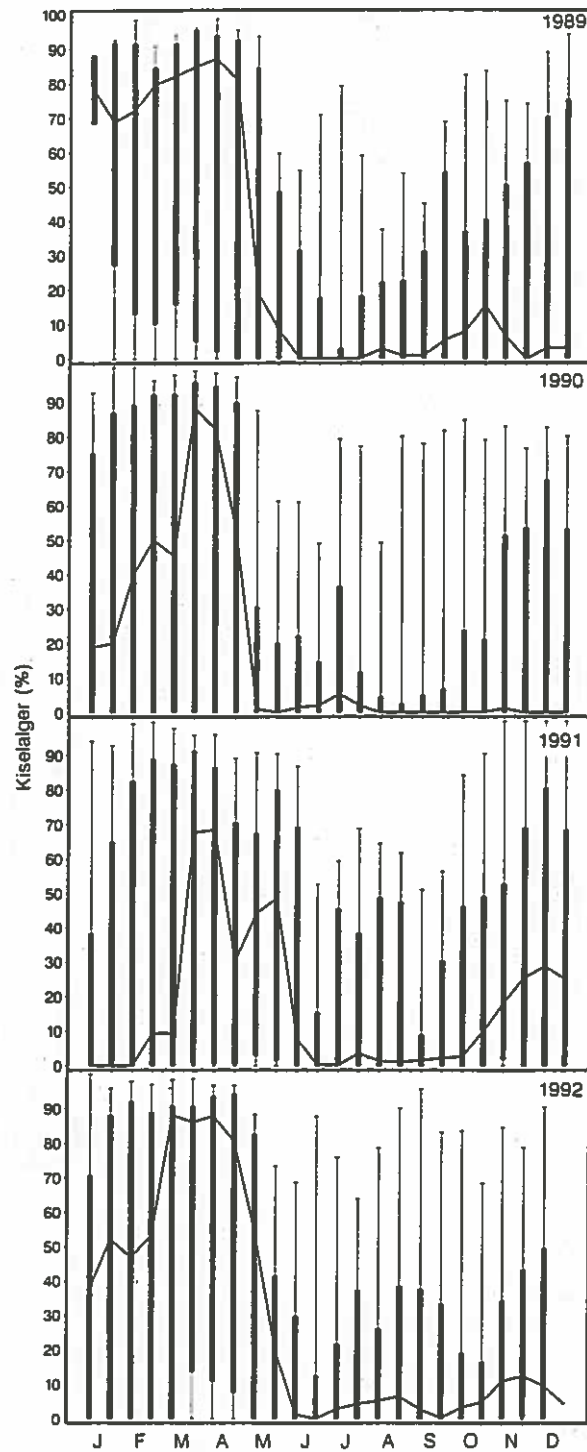
Næringsstofniveauet har også indflydelse på sæsonforløbet af planteplanktonbiomassen (Fig 5.6). Dels naturligvis på det niveau, der nås i løbet i sommerperioden, og dels på udviklingen gennem sommeren. I alle fosforgrupper udvikles et forårsmaksimum, men udviklingen herefter er afhængig af fosfor koncentrationen. I fosforgruppe 1 ( $<0,05 \text{ mg P l}^{-1}$ ) nedgræsses planteplanktonet således næsten fuldstændigt, men denne effekt aftager med stigende fosforniveau (se også kapitel 7). I de mellemste fosforgrupper opbygges planteplanktonbiomassen gradvist til et maksimum i august, mens planteplanktonbiomassen er forholdsvis konstant gennem sæsonen ved de højeste fosforniveauer (og kvælstofniveauer).



Figur 5.6. Boxplot af sæsonvariationen for den total plantep planktonbiomasse for tidsvægtede fjortendages-gennemsnit i overvågningssøerne i de 5 fosfor-grupper puljet for alle år. Linien angiver medianværdien, den lodrette stolpes top og bund er hhv. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10%- og 90%-percentilerne. A: 0-0,05 mg P l<sup>-1</sup>. B: 0,05-0,1 mg P l<sup>-1</sup>. C: 0,1-0,2 mg P l<sup>-1</sup>. D: 0,2-0,35 mg P l<sup>-1</sup>. E: >0,35 mg P l<sup>-1</sup>. Bemærk forskellig Y-akse.



Figur 5.7. Boxplot af sæsonvariationen for den procentvise andel af kiselalger beregnet på baggrund af tidsvægtede fjortendages-gennemsnit i overvågnings-søerne. Linien angiver medianværdien, den lodrette stolpes top og bund er hhv. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10%- og 90%-percentilerne.



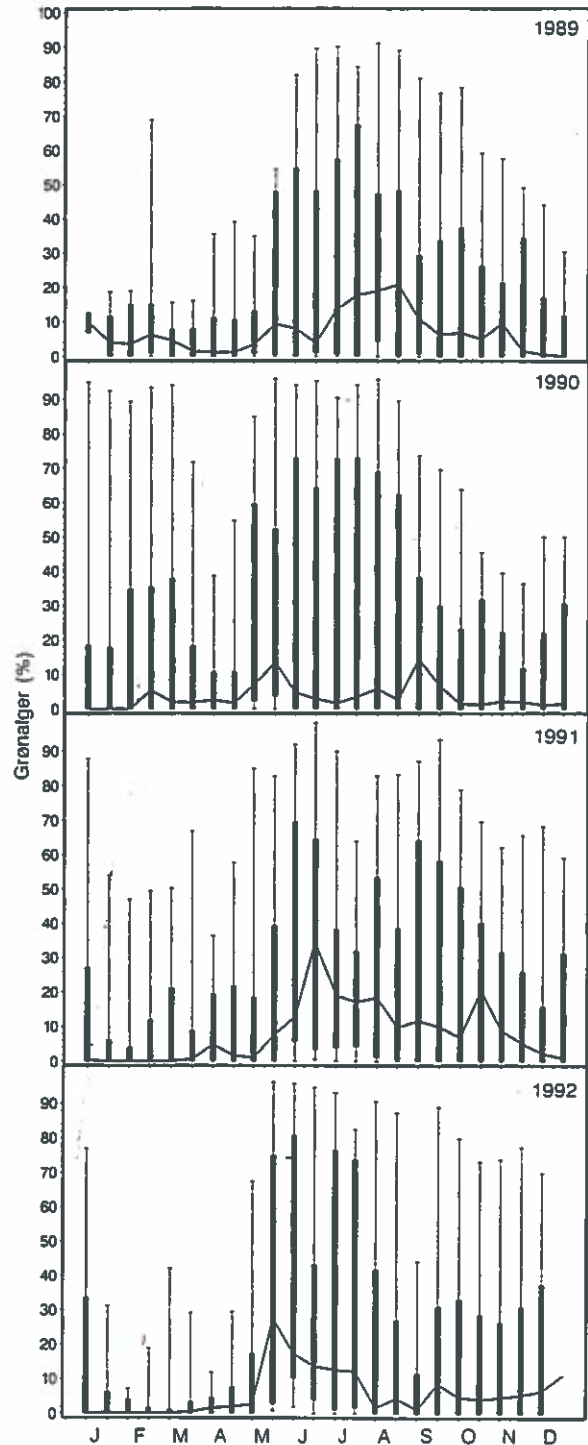
*Sammensætningen ændres gennem sæsonen*

Ikke alene planteplanktonmængden ændres gennem sæsonen - sammensætningen ændres måske endda i endnu højere grad. Kiselalgerne dominerer for langt hovedparten af søernes vedkommende planteplanktonet i forårs månederne (Fig 5.7). Ved sæsonens begyndelse er der rigeligt med næringsstoffer, såvel fosfor, kvælstof som silicium, men under maksimummet i løbet af april falder silicium koncentrationen typisk til meget lave niveauer, hvorefter kiselalgernes maksimum nedbrydes. Maksimummet synes dog noget forlænget i det kolde og mindre lysrige forår i 1991 frem til juni på trods af lave silicium koncentrationer. Om sommeren udgør kiselalgerne kun en væsentlig del af plan-

*Kiselalgemaksimum i foråret forlænget i 1991*

teplanktonet i få søer - dog i flere søer i juni-juli 1991 end i de øvrige år. I løbet af efteråret stiger deres andel atter.

Figur 5.8. Boxplot af sæsonvariationen for den procentvise andel af grønalger beregnet på baggrund af tidsvægtede fjortendages-gennemsnit i overvågnings-søerne. Linien angiver medianværdien, den lodrette stolpes top og bund er hhv. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10% og 90% percentilerne.



#### Grønalgør i maj-juni

I mange søer overtager grønalgørerne dominansen i maj-juni (Fig. 5.8), og i en del søer udgør de et væsentligt element igennem hele sommeren. Dog var deres betydning generelt i mindre grad i 1990 vurderet ud fra medianværdien. Deres andel af biomassen aftager generelt i august, men i mange søer udgør de stadig en væsentlig del af planteplanktonet gennem hele efteråret.

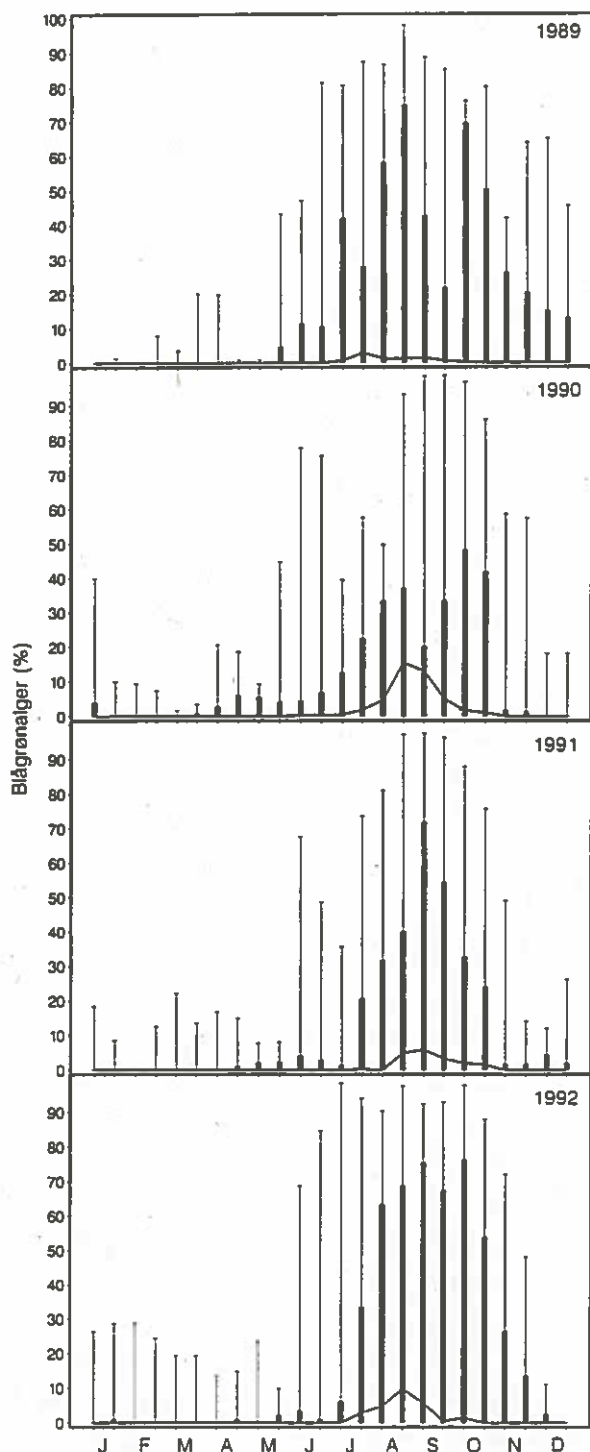
#### Blågrønalgør fra juli

Blågrønalgørerne begynder først at udgøre en væsentlig del af planteplanktonet i løbet af juli, hvorefter de i mange søer fuldstændig dominerer planteplanktonet i august og september (Fig. 5.9). I

### Lagdeling af betydning

Figur 5.9. Boxplot af sæsonvariationen for den procentvise andel af blågrønalger beregnet på baggrund af tidsvægtede fjortendagesgennemsnit i overvågningsøerne. Linien angiver medianværdien, den lodrette stolpes top og bund er hhv. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10%- og 90%-percentilerne.

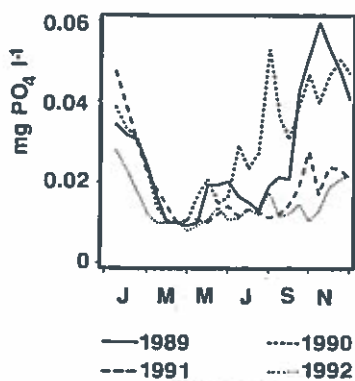
1990 var medianværdien højere end i de øvrige år modsvarende det ovennævnte mindre islet af grønalger dette år. Denne forskel ser hverken ud til at være næringsstof- eller temperaturbetinget. Men måske kan vindforholdene have spillet en rolle, idet stille perioder efterfulgt af lagdeling af vandet favoriserer langtsomtynkende arter som blågrønalger i forhold til de hurtigere synkende arter som f.eks. kisel- og grønalger.



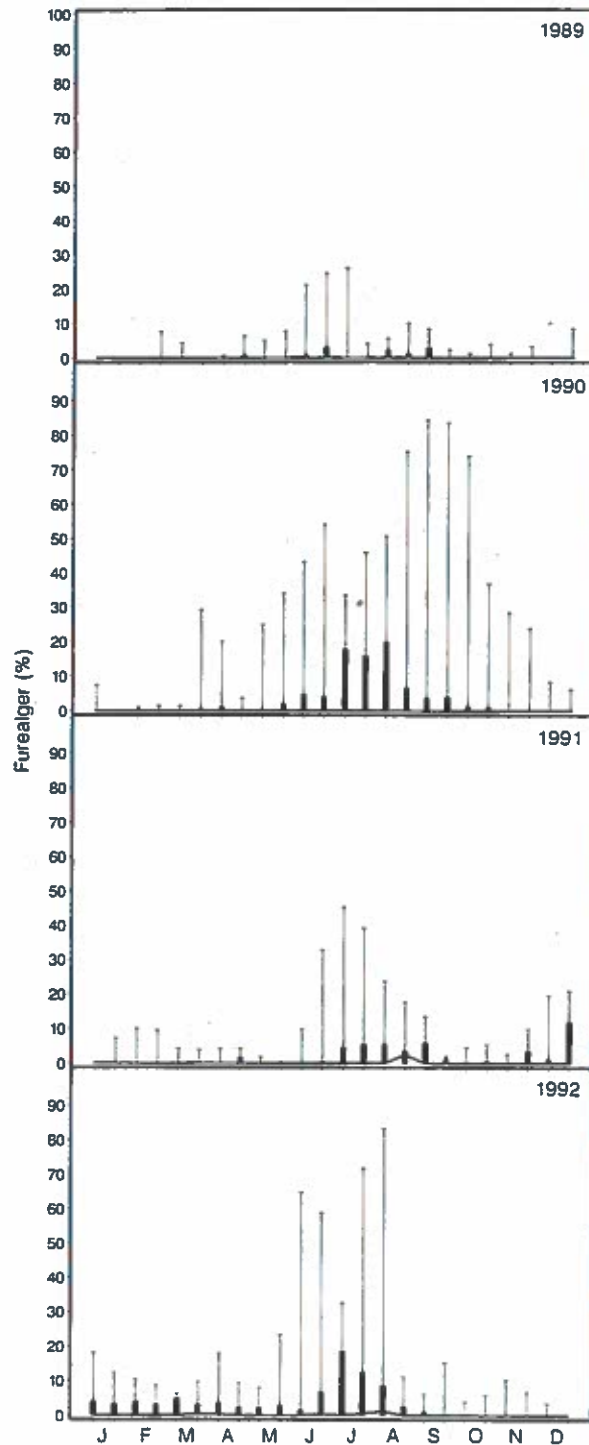
At turbulensforholdene kan have spillet en rolle indikeres også af, at furealgerne i sommeren 1990 udgjorde en større del af planktonet end normalt (Fig 5.10). Furealger favoriseres som blågrønalger også af ringe omrøring af vandmasserne, da de er selvbevægelige og derved kan forblive i den fotiske zone. Tillige

kan de vandre ned i det mere næringsrige bundvand for at hente næringsstoffer.

Figur 5.10. Boxplot af sæsonvariationen for den procentvise andel af furealger beregnet på baggrund af tidsvægtede fjortendages-gennemsnit i overvågningssøerne. Linien angiver medianværdien, den lodrette stolpes top og bund er hhv. 3. og 1. kvartil. Den lodrette linie forbinder 10%- og 90%-percentilerne.



Sæsonvariationen for opløst fosfat vist som medianværdier for tidsvægtede 14-dages gennemsnit for hvert af de 4 år.



Ændringer i planteplanktonets sammensætning mod arter med en lavere sedimentationshastighed kan muligvis medvirke til, at der opbygges en øget mængde opløst fosfat i søvandet. Denne sammenhæng kunne som beskrevet i foregående afsnit ikke findes ved sommergennemsnitsbetragtninger. Resultaterne for perioden juli-september i 1990 med det øgede islet af arter med lav sedimentationshastighed indikerer dog, at dette kan være tilfældet, da medianværdien for opløst fosfat netop lå højere i dette år i forhold til de øvrige (se marginfigur).

## 5.5 Autøkologiske beskrivelser af planteplanktonarter

Det kan i mange tilfælde være svært eller umuligt at forklare, hvorfor f.eks. netop en bestemt blågrønalgart forekommer i en sø i stedet for en anden, men jo større forståelse man har af de enkelte arters økologi (med et fint ord kaldet "autøkologi"), jo højere chance er der for at det kan lykkes. En given planteplanktonart har visse krav til omgivelserne, hvis den skal kunne forekomme og naturligvis i højere grad, hvis den skal kunne dominere i forhold til de øvrige arter og opnå en høj biomasse. En given art har således en flerdimensionel niche bestemt ud fra mange såvel fysisk-kemiske som biologiske faktorer. Eller anderledes sagt: en arts niche udgøres af det "rum", der afgrænses af alle disse faktorer. Dette betyder, at en beskrivelse af en arts samlede krav til det omgivende miljø for henholdsvis at kunne forekomme, men også dominere, er en utrolig kompliceret om ikke umulig opgave. Dog vil der for en given art ofte være faktorer, der er mere afgørende end andre. Derfor kan en beskrivelse af en planktonarts forekomst i forhold til en enkelt eller få faktorer give væsentlige informationer om den eventuelle betydning af disse faktorer for arten.

Arternes krav til deres omgivelser - nichen -

Biomassevægtede gennemsnit

Ved analyserne er anvendt biomassevægtningsteknikken, d.v.s. at ved beregningen af gennemsnittet for en arts forekomst tæller forekomster proportionalt til den biomasse, som den har haft ved den givne observation:

$$u'(p) = (b_1 p_1 + b_2 p_2 + \dots + b_n p_n) / (b_1 + b_2 + \dots + b_n)$$

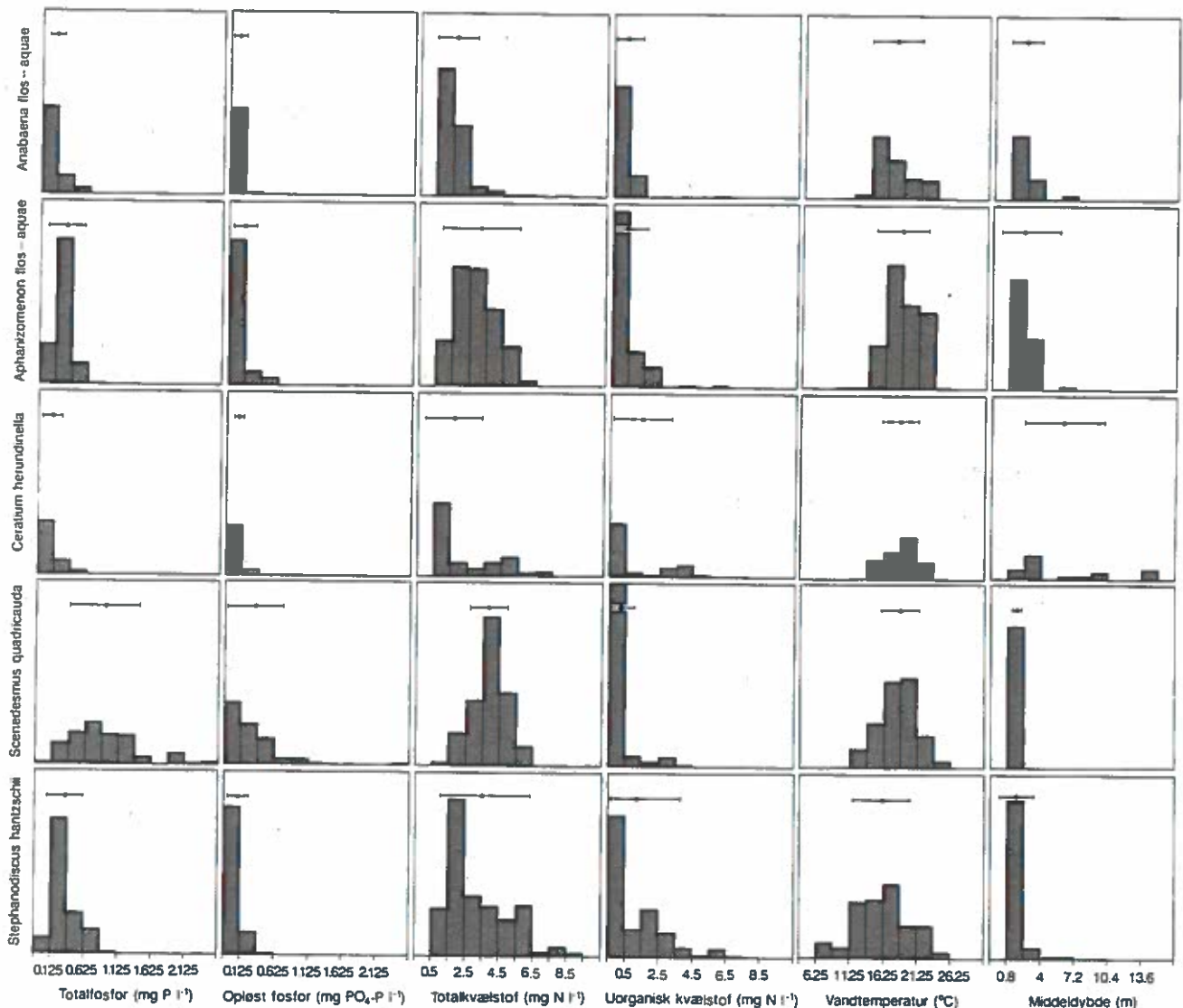
hvor  $u'(p)$  er det biomassevægtede gennemsnit i forhold til en given variabel ( $p$ ),  $b_1, b_2, \dots, b_n$  er biomassen for den givne art for sø 1 til  $n$ , og  $p_1, p_2, \dots, p_n$  er værdien for variabelen  $p$  i sø 1 til  $n$ . Som et mål for variationen omkring det beregnede gennemsnit er spredningen angivet. Således udnyttes ikke kun den information, der findes i registreringen af en given art ved en værdi af en faktor, men også informationsværdien fra biomasseopgørelserne udnyttes. Gennemsnitsværdien kan betragtes som et groft mål for optimumsværdien for arten i forhold til den givne parameter, mens spredningen kan betragtes som et estimat for tolerancen i forhold til parameteren. Kun forekomster i perioden 1/5-1/10 er medtaget i analyserne.

Eksempler for udvalgte arter

Det er valgt at vise eksempler for 5 udvalgte arter dels for at beskrive den metode, vi har anvendt, og dels for at påvise såvel fordele som ulemper ved sådanne analyser. Som eksempler er valgt blågrønalgene: *Anabaena flos-aquae* Brébisson og *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, furealgen: *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Schrank, kiselalgen: *Stephanodiscus hantzschii* Grunow samt grønalgene: *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson. Alle arter der er hyppigt forekommende i de danske overvågningssøer (resultaterne fra det samlede materiale kan findes i bilag IV).

Fig. 5.11 viser biomassefordelingen for disse arter som søjlediagrammer i forhold til henholdsvis totalfosfor, opløst fosfat, total-

kvælstof, uorganisk kvælstof, vandtemperaturen og middeldybden. Samtidigt er der ovenover søjlerne vist hvordan det biomassevægtede gennemsnit ( $\pm$  spredningen) ser ud for den aktuelle fordeling. Disse eksempler skulle lette tolkningen af bilag IV, hvor der kun er angivet det biomassevægtede gennemsnit  $\pm$  spredningen.



Figur 5.11. Den biomassevægtede frekvensfordeling for observationer af *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Ceratium hirundinella*, *Stephanodiscus hantzschii* og *Scenedesmus quadricauda* i perioden 1/5-1/10 i forhold til totalfosfor, opløst fosfat, totalkvælstof, uorganisk kvælstof, vandtemperaturen og middeldybden. Oven over stolpediagrammet er angivet det biomassevægtede gennemsnit (lukket cirkel), og spredningen er angivet med den vandrette linie.

#### Fosfor og kvælstof

Med hensyn til fordelingen i forhold til totalfosfor ses ikke uventet, at *S. quadricauda* har et højt gennemsnit. Spredningen er dog samtidig stor, og arten har således tilsyneladende gode forhold ved et stort span af totalfosfor koncentrationer. Det er tydeligt, at de øvrige arter og specielt *Anabaena flos-aquae* og *C. hirundinella* forekommer meget hyppigere ved de lave totalfosfor koncentrationer. Alle arter forekommer hyppigt ved lave koncentrationer af opløst fosfat, men igen ses at gennemsnittet for *S. quadricauda* er højest, og at det er lavest for *Anabaena flos-aquae*. *S. hantzschii* og *S. quadricauda* forekommer begge hyppigt ved høje kvælstof koncentrationer, *S. hantzschii* har "en lang hale" mod høje

værdier af uorganisk kvælstof. Billedet for *S. hantzschii* modsvarer de generelle sammenhænge, der er fundet mellem høje kvælstofkoncentrationer og dominans af kiselalger (Tabel 5.4, Fig. 5.3 og 5.4).

*Kvælstoffiksering af Anabaena hyppigere end af Aphanizomenon*

*Aphanizomenon flos-aquae* adskiller sig tydelig fra den anden ellers forholdsvis nært beslægtede blågrønalg *Anabaena flos-aquae* i forhold til kvælstof, både med hensyn til totalkvælstof og uorganisk kvælstof forekommer *Aphanizomenon flos-aquae* ved betydeligt højere koncentrationer end *Anabaena flos-aquae*. Begge arter har evnen til at fikserer kvælstof, men resultaterne antyder at *Anabaena flos-aquae* udnytter denne evne i højere grad end *Aphanizomenon flos-aquae*. Dette understøttes af at *Aphanizomenon flos-aquae* oftere findes uden heterocyster end *Anabaena flos-aquae* gør (Christensen, 1980).

*Vandtemperaturen*

Vandtemperaturen ser ikke ud til at kunne separere forekomsten af de 5 udvalgte særlig godt. Deres gennemsnit og spredning er meget sammenfaldende, men som det fremgår af bilag IV har arter som f.eks. kiselalgerne *Nitzschia acicularis* W. Smith og *Asterionella formosa* Hassall et betydeligt lavere gennemsnit for deres forekomst i forhold til vandtemperaturen end vist for disse 5 arter.

*Middeldybden*

I forhold til middeldybden afviger arterne en del *C. hirundinella* og *Aphanizomenon flos-aquae* forekommer over det bredeste spektrum, men *C. hirundinella* har dog det højeste gennemsnit. *Anabaena flos-aquae* og *S. hantzschii* forekommer hyppigst ved noget lavere middeldybder, mens *S. quadricauda* kun er fundet i de helt lavvandede søer.

Skal resultaterne kort summeres kan arterne kort karakteriseres som følger:

*S. quadricauda*: indikerer typisk meget næringsrige forhold i den meget lavvandede sø.

*Anabaena flos-aquae*: er mere typisk for renere søer, måske kvælstoffikserende på grund af kvælstofbegrænsning.

*Aphanizomenon flos-aquae*: forekommer ved lidt mere forurenede forhold specielt ved højere totalkvælstof koncentrationer.

*C. hirundinella*: typisk forekommende i den dybere men dog stadig eutrofe sø.

*S. hantzschii*: forekommende ved høje koncentrationer af næringsstoffer specielt kvælstof i lavvandede søer. Den er ikke som en del andre kiselalger hyppigst forekommende ved lave vandtemperaturer.



## 5.6 Konklusion

Alt i alt er der ikke sket store ændringer i søernes tilstand i perioden 1989 til 1992 vurderet ud fra mængden og sammensætningen af planteplankton, men der har været væsentlige år til år variationer og forskelle mellem søerne. Det kan konkluderes, at

- de fleste overvågningssøer har en høj planteplanktonmængde, og samtidigt er planteplanktonet i mange af søerne domineret af algetyper som blågrønalger, der ofte giver anledning til vandblomst.
- en del søer er, vurderet ud fra planteplanktonets mængde og sammensætning, tilsyneladende på vej mod en bedre tilstand, men samtidigt forværres situationen i nogle få.
- mængden og sammensætningen af planteplankton kan i høj grad relateres til fosfor.
- planteplanktonets udvikling blev i 1991 forsinket p.g.a. de dårligere lys- og temperaturforhold.
- kendskab til arternes økologi kan være et godt redskab til hjælp ved en forbedret beskrivelse og forståelse af søernes struktur og tilstand.

## 6. Dyreplankton i relation til fysiske og kemiske variable

### 6.1 Indledning

#### Dyreplankton som miljøindikator

I relation til vurdering af miljøkvaliteten i søerne har dyreplanktonet betydning på flere felter. Sammensætningen af dyreplanktonet kan i sig selv give informationer om miljøtilstanden, som kan været et vigtigt supplement til de kemiske målinger. Mængden, sammensætningen og størrelsen kan endvidere give oplysninger om dyreplanktonets evne til at kontrollere planteplanktonet og dermed i sidste ende til at påvirke vandets gennemsigtighed. Endelig kan det også give oplysninger om mængden af dyreplanktonædende fisk ("skidtfisk") (Kapitel 7; Jeppesen et al., 1991).

#### Kapitlets indhold

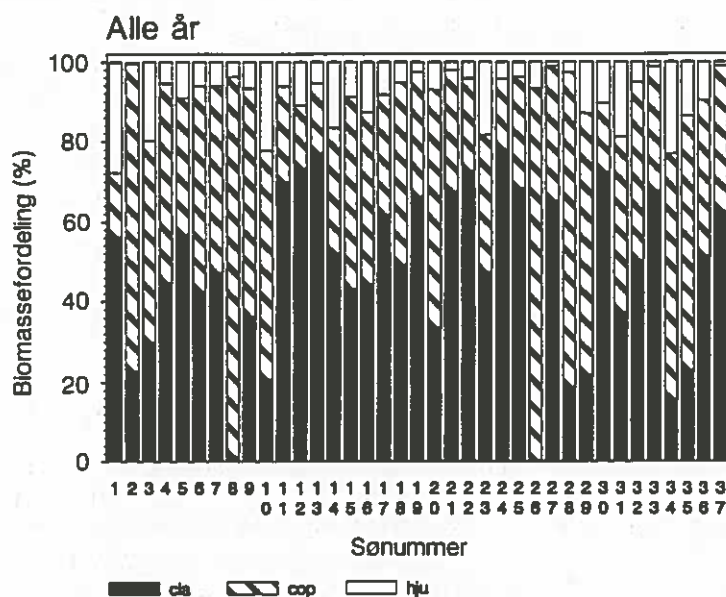
I overvågningsrapporten fra 1990 (Kristensen et al., 1991) er der givet en beskrivelse af, hvordan dyreplanktonets sammensætningen på gruppe- og slægtsniveau ændres med ændringer i næringsstofniveauet. I denne rapport beskrives, hvordan arterne er fordelt i forhold til fosforniveauet, og hvilke år til år variationer der har været i sæsondynamikken i de betydende grupper. I kapitel 7 beskrives dyreplanktonets regulerende rolle for planteplanktonet og sammenspillet mellem fisk og dyreplankton.

### 6.2 Dyreplanktonets sammensætning i relation til næringsstofniveau

#### Dyreplanktonfordeling

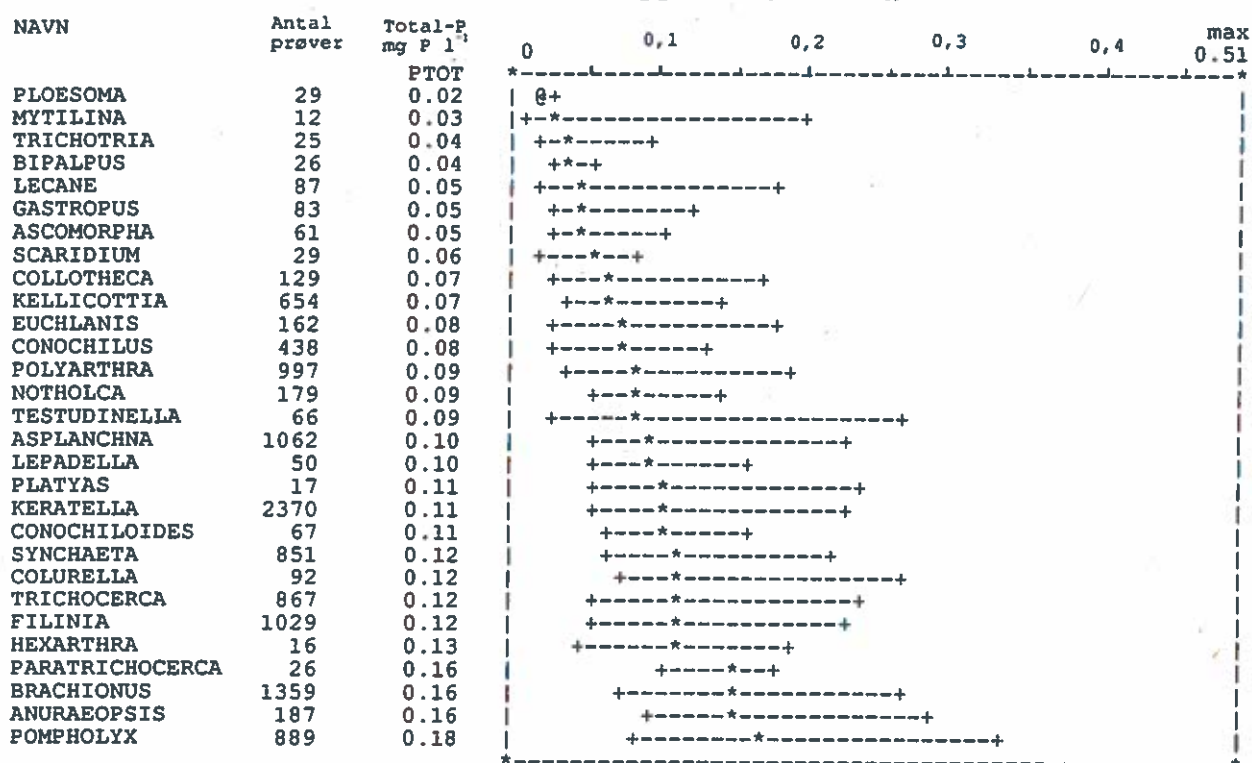
Ændringer i fosforniveauet medfører ingen væsentlige ændringer i sammensætningen af de tre typer af dyreplankton: cladoceer ("dafnierne"), vandlopper og hjuldyr (Fig. 6.1).

Figur 6.1. Den relative fordeling i biomassen af hjuldyr, vandlopper og cladoceer ("dafnier") om sommeren (1/5-1/10) i de 37 overvågningssøer, ordnet efter stigende fosforkoncentration i søvandet. Tallene er gennemsnit for de fire år.



Ses de fire år under ét, udgjorde cladoceerne og vandlopperne hver typisk 30-60% af biomassen om sommeren, mens hjuldyrenes andel var lav, typisk 2-10%. I Søby Sø og Fuglsø var hjuldyrsan-

delen dog så høj som 25-30%, og i Kvie Sø og Kilen var vandlopperne helt dominerende. Kilen er en brakvandssø, og det brakke vand hæmmer cladoceerne. I stedet domineredes Kilen helt af en calanoid vandloppe - *Eurytemora affinis*.



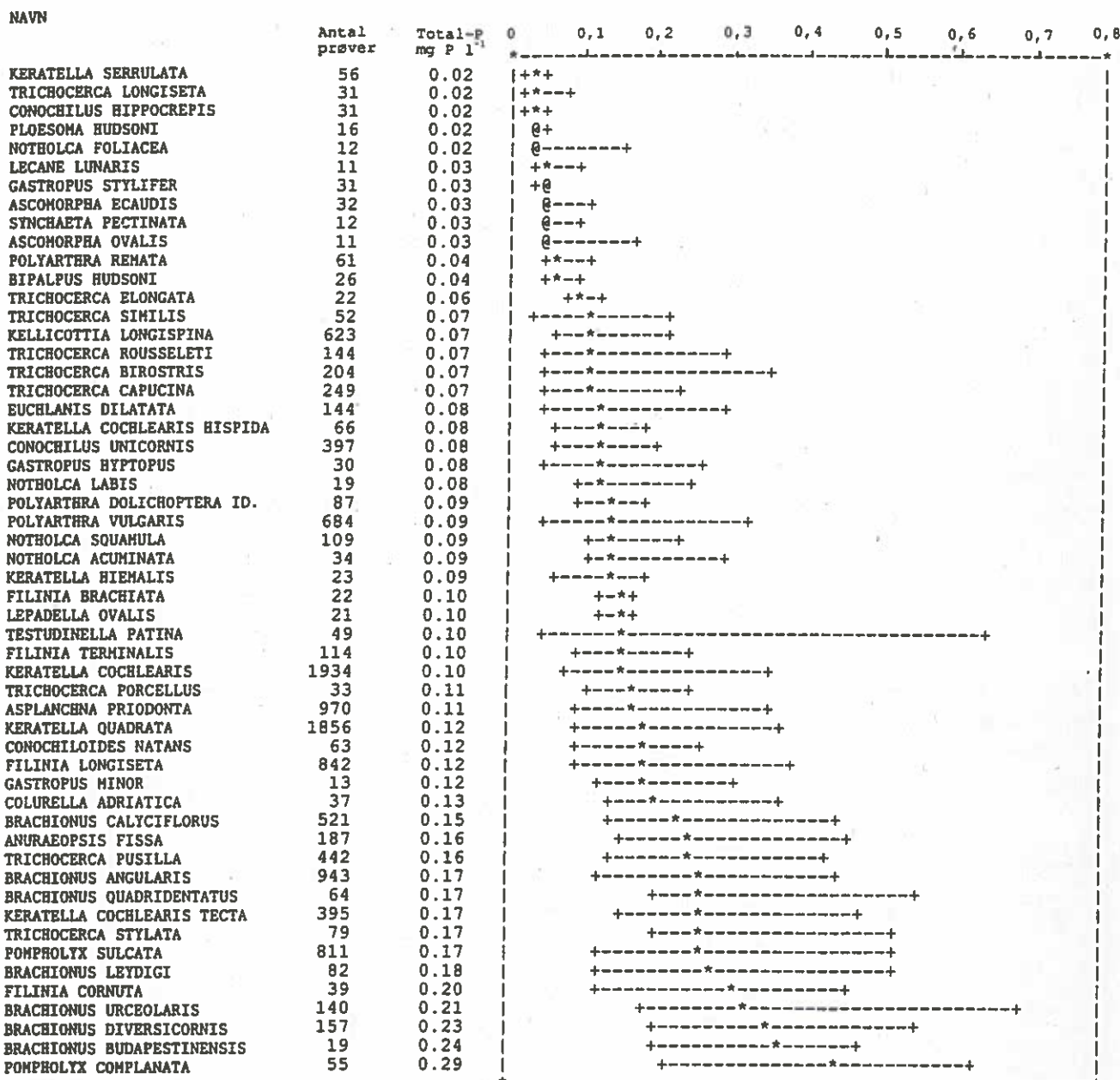
Figur 6.2. Forekomst af de forskellige slægter af hjuldyr i relation til fosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25% og 75% grænserne. Desuden er medianværdien angivet sammen med antallet af prøver, i hvilke slægten er fundet.

### Hjuldyr

Blandt hjuldyrene var *Keratella* den mest udbredte slægt i overvågnings søerne. Den forekom om sommeren i ikke færre end 2370 af de 3160 prøver, der hidtil er indsamlet i de fire år (Fig. 6.2). *Keratella* forekom da også ved alle fosforniveauer, med arter som *K. serrulata* i de mest næringsfattige, og *K. cochlearis tecta* i de mest næringsrige af søerne. Også slægterne *Brachionus*, *Asplanchna*, *Filinia* og *Polyarthra* var hyppigt forekommende og fandtes i 32-43% af prøverne. Arter af *Brachionus* forekom typisk i de mere næringsrige søer, hvilket også er tilfældet for *Pompholyx* og *Anuraeopsis* (Fig. 6.3). *Asplanchna* og *Filinia* er mest udbredt i de middel-næringsrige søer, mens *Polyarthra* er udbredt både i de middel-næringsrige og i de næringsfattige søer. Nogle arter af hjuldyr, f.eks. *K. serrulata*, *Trichocerca longiseta* og *Conochilus hippocrepis* og en række gastropoider optræder alene i de næringsfattige søer.

### Cladoceer

*Daphnia* og *Bosmina* var de mest udbredte slægter af cladoceer i overvågnings søerne (Fig. 6.4). De blev registreret i 89% af prøverne fra de fire år. Begge slægter, samt en række af de andre planktoniske cladoceer forekom ved et bredt spektrum af eutrofieringsniveauer, mens plantetilknyttede arter, som f.eks. *Simocephalus*, *Alonella* og *Eurycercus* især fandtes i de mere næringsfattige søer, hvor væksten af undervandsplanter ofte er høj også uden for littoralzonen. Disse sidste er dog ikke specifikt knyttet til næringsfattige forhold, idet de også optræder i littoralzonen i næringsrige søer.

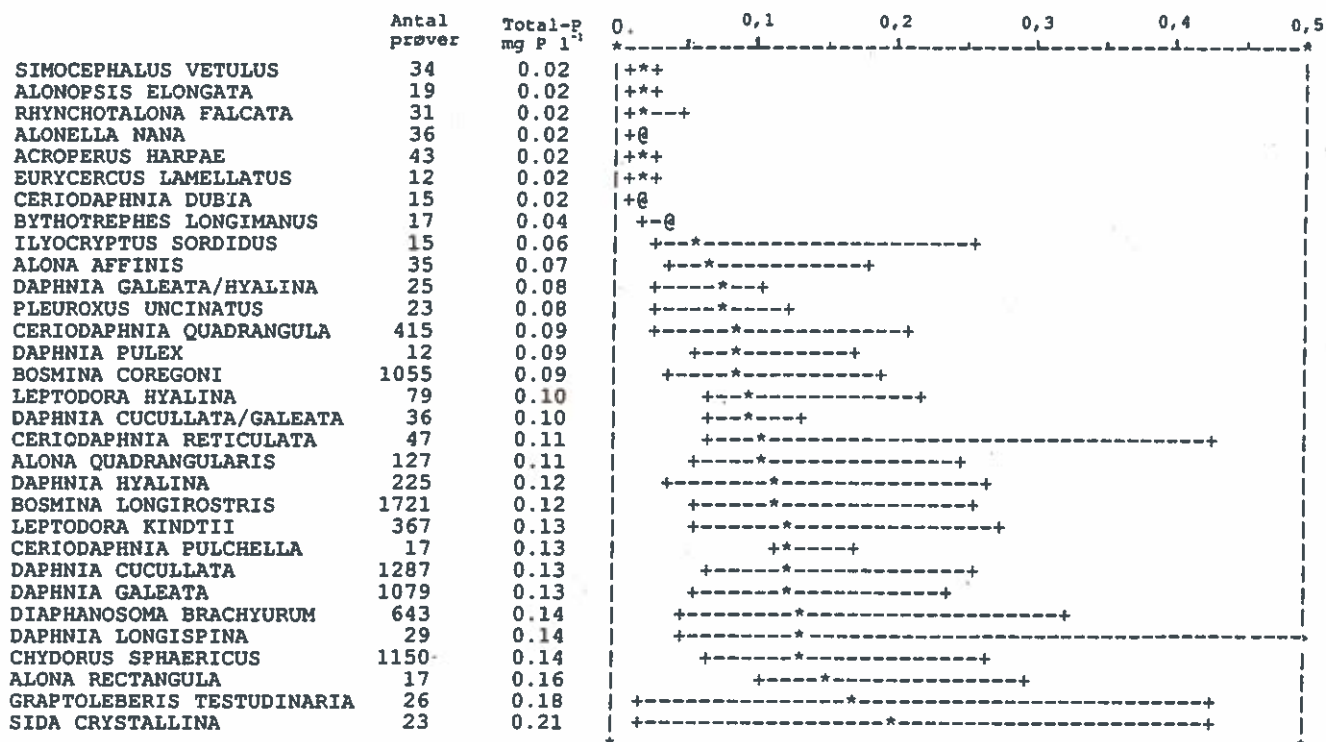


Figur 6.3. Forekomst af de forskellige arter af hjuldyr i relation til fosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25% og 75% grænserne. Desuden er medianværdien angivet sammen med antallet af prøver, i hvilke arten er fundet.

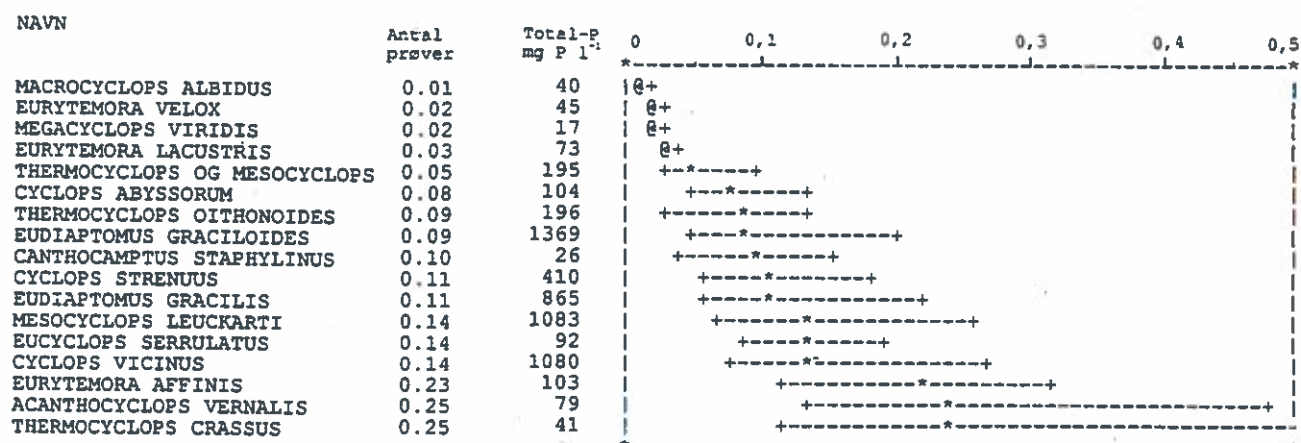
På artsniveau var der lidt større differentiering med hensyn til foretrukne næringsstofniveau, selv om der også her var betydelig overlap i udbredelsen. For *Daphnia* var rækkefølgen med stigende P således: *D. hyalina*, *D. galeata*, *D. cucullata* og *D. longispina*, og for *Bosmina*: *B. coregoni* og *B. longirostris*.

### Copepoder

Blandt copepoderne var *Eudiaptomus* den mest udbredte slægt, og forekom med to arter (Fig. 6.5). *E. graciloides* fandtes i 43% af prøverne i de 4 år, mens *E. gracilis* fandtes i 27% af prøverne. Begge arter var især talrige i de middelnæringsrige søer. Blandt de cyclopoide copepoder var det især *Cyclops vicinus* og *Mesocyclops leukarti*, som dominerede og optrådte især i de middelnæringsrige søer. I de relativt næringsfattige søer fandtes især plantetilknyttede arter som *Macrocyclus albidus* og *Megacyclus viridis*.



Figur 6.4. Forekomst af de forskellige arter af cladoceer ("dafnier") i relation til fosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25% og 75% grænserne. Desuden er medianvægten angivet sammen med antallet af prøver, i hvilke arten er fundet.



Figur 6.5. Forekomst af de forskellige arter af vandlopper i relation til fosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25% og 75% grænserne. Desuden er medianværdien angivet sammen med antallet af prøver, i hvilke arten er fundet.

### Ændringer fra år til år

Set over alle de fire år er der kun få signifikante ændringer i sommerniveauet af dyreplanktonbiomassen, den gennemsnitlige biomasse af cladoceer, cladoceer-indekset (se kapitel 7) og græsningsprocenten (se kapitel 7) (Tabel 6.1 og 6.2). I Jels Oversø er der sket en mindre forøgelse i både dyreplanktonets biomasse og græsningsprocenten, hvilket også afspejles i et fald i klorofylindholdet (Tabel 4.6), mens stigningen i biomassen i Bryrup Langsø ikke har medført en signifikant stigning i græsningsprocenten eller et fald i klorofylindholdet, og faldet i Langesø har heller ikke påvirket græsningsprocenten eller klorofylindholdet signifikant.

Tabel 6.1. Udvikling i den gennemsnitlige biomasse (mg TV l<sup>-1</sup> om sommeren (1/5 - 1/10) i overvågningssøerne.

	år	gns	25%	median	75%
Hjuldyr	1989	0,06	0,002	0,018	0,051
	1990	0,05	0,006	0,021	0,061
	1991	0,07	0,005	0,018	0,047
	1992	0,09	0,007	0,034	0,100
Daphnia	1989	0,17	0,009	0,044	0,18
	1990	0,23	0,008	0,079	0,30
	1991	0,47	0,002	0,039	0,22
	1992	0,21	0,000	0,020	0,12
Små cladoceer	1989	0,25	0,001	0,031	0,20
	1990	0,21	0,004	0,039	0,22
	1991	0,18	0,005	0,026	0,09
	1992	0,17	0,008	0,046	0,19
Alle vandlopper	1989	0,31	0,088	0,178	0,465
	1990	0,40	0,095	0,192	0,449
	1991	0,45	0,114	0,215	0,492
	1992	0,32	0,067	0,136	0,319
Cyclopoide vandlopper	1989	0,15	0,007	0,051	0,173
	1990	0,17	0,020	0,071	0,198
	1991	0,24	0,016	0,067	0,258
	1992	0,21	0,023	0,068	0,153

I 5 søer (6 bassiner) er der sket et signifikant fald i den gennemsnitlige biomasse af cladoceer og i Furesøen endvidere i cladoceer-indekset som tegn på, at der i en periode er sket en forøgelse af prædationstrykket fra fisk, mens individbiomassen af cladoceer har været stigende i de to søer.

*Mange småfisk i 1992 - specielt aborre*

En sammenligning af data fra de overvågningssøer, hvor der nu er foretaget fiskeundersøgelser mere end én gang, samt data fra søer, hvor DMU og Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje i de seneste år har foretaget undersøgelser, viser samstemmende, at der i 1992 var en ekstraordinær stor rekruttering af småfisk og ikke mindst af aborre (Tabel 6.3). Eneste undtagelse var den biomanipulerede Væng Sø.

Antallet af små aborrrer (<10 cm) i gællenettene var således i gennemsnit 23 gange større i 1992 end i 1988-1989, mens rekrutteringen eller overlevelsen af ynglen var særlig lav for aborrrer i 1991. For de øvrige år og de to andre betydende fiskearter, skalle og brasen, tegner der sig ikke noget entydigt billede. Temperaturforskelle er sikkert en vigtig faktor for den markante forskel i yngel-succesen for aborre i 1991 og 1992. De høje temperaturer i maj-juni 1992 har betydet gode vækstbetingelser for dyreplanktonet, og følgelig har fødemængden været rigelig på det kritiske tidspunkt, hvor aborreynglen begynder at søge føde i pelagiet. Om-

vendt har den specielt senere opvækst af dyreplankton i 1991 formentlig forringet ynglens overlevelsesmuligheder i dette år.

Tabel 6.2. Søer med signifikante ændringer i den totale biomasse af dyreplankton, gennemsnitsstørrelsen af cladoceer, cladoceer-indekset (se tekst), samt det potentielle græsningstryk over i perioden 1989 til 1992. -/+, --/++, ---/+++ og ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau.

	1988	1989	1990	1991	1992
<b>Aborre</b>					
Ravn Sø	32,4	-	-	-	58,5
Bryrup Langsø	1,7	-	-	-	33,0
Hinge Sø	10,4	-	-	-	135,6
Stigsholm Sø		34,6	13,7	1,1	243,0
Arreskov Sø	1,0	-	-	-	100,1
Væng Sø	33,4	14	23	0,6	20,3
Søbygård Sø	0	0	0	0	-
<b>Skalle</b>					
Ravn Sø	3,6	-	-	-	7,0
Bryrup Langsø	12	-	-	-	39,6
Hinge Sø	35,8	-	-	-	5,5
Stigsholm Sø	-	5,7	28,3	5,9	13,4
Arreskov Sø	3,3	-	-	-	27,7
Væng Sø	13,7	25	14,6	21,6	29,0
Søbygård Sø	2,2	3,3	17,9	11,5	-
<b>Brasen</b>					
Ravn Sø	0	-	-	-	0
Bryrup Langsø	0	-	-	-	0
Hinge Sø	17,8	-	-	-	8,5
Stigsholm Sø	-	0	0	0	0
Arreskov Sø	1,3	-	-	-	9,8
Væng Sø	17,5	0	0	0,1	7,9
Søbygård Sø	0	0	0	0	-

Bortset fra Arreskov Sø kan den større rekruttering i 1992 ikke skyldes formindskelse i konkurrencen fra større fisk. Kun i Arreskov Sø var fiskebiomassen nemlig væsentlig lavere i 1992 end i 1988-89.

Derfor relativt højt prædationstryk fra fisk i 1992

I 1992 har der således gennemgående været et højere prædationstryk fra fisk om sommeren, hvilket også afspejles i dyreplankton-sammensætningen og biomassen. I 1992 var der en klar tendens til, at medianværdien i biomassen af det større filtrerende dyreplankton (*Daphnia* og calanoide vandlopper) var lavere end i de andre år, mens omvendt biomassen af hjuldyr og små cladoceer var højere (Tabel 6.1). I modsætning til skalle og brasen er aborre også effektiv til at fange cyclopoide vandlopper, hvilket kan forklare, at biomassen af disse var særlig lav i 1992 i søer med normalt høj biomasse af cyclopoide vandlopper (Tabel 6.1).

Tabel 6.3. Oversigt over fangsten af fisk < 10 cm i oversigtsgarn (CPUE, antal net<sup>-1</sup>).

Sø	Dyreplankton biomasse	Gns biomasse for cladoceer	Cladoceer indeks	Græsningsprocent
Kvie Sø		++++		
Furesø				
a) hovedbassin		--	---	
b) Storekalv		--	--	
Bryrup Langsø	++			
Borup Sø				-
Kilen		--		++
Jels Oversø	+			+
Vesterborg Sø		-		
Langesø	-	-		
St. Søgård Sø		+		
Gundsømagle Sø		-		
I alt +,++++	2	2	0	2
I alt -, ----	1	6	2	1

### 6.3 Generelle mønstre i dyreplanktons sæsondynamik

Sæsondynamikken

Forårssituationen

Midtsommerminimum af hjuldyr

og af det større dyreplankton

Sæsonvariationen i biomassen af de forskellige grupper af dyreplankton er afbilledet i Figur 6.6. Figuren er baseret på alle søer og alle år og viser tidsvægtede gennemsnit for 14-dages perioder. Der er et karakteristisk sæsonforløb. De cyclopoide vandlopper optrådte med stor biomasse i det tidlige forår (maksimum midt i april og begyndelsen af juni). Blandt det filtrerende dyreplankton havde hjuldyr et første maksimum i begyndelsen af maj umiddelbart efter maksimum i de cyclopoide vandlopper, efterfulgt af først de små cladoceer (midt i maj), *Daphnia* (først i juni) og de calanoide vandlopper (midt i juni). Denne succession følger forskellen i udviklingshastighed, idet de små hjuldyr og calanoide vandlopper er henholdsvis de mest hurtigt- og mest langsomtvoksende grupper.

Hjuldyrene havde så et minimum i begyndelsen af juni sammenfaldende med maksimum i cladoceerne og især i de store *Daphnia*-arter. Dette passer godt med, at slægten *Daphnia* effektivt konkurrerer med hjuldyr. Dels er de effektive i konkurrencen om føde, og dels kan *Daphnia* indirekte vanskeliggøre vilkårene for hjuldyr, fordi de fleste hjuldyr skades, når de via fødestrømmen kommer i forbindelse med *Daphnias* filtreringsorganer. Derimod påvirker mange af de små cladoceer ikke hjuldyr helt så effektivt, bl.a. fordi de har et mere begrænset fødesortiment, hvilket tillader sameksistens med disse cladoceer.

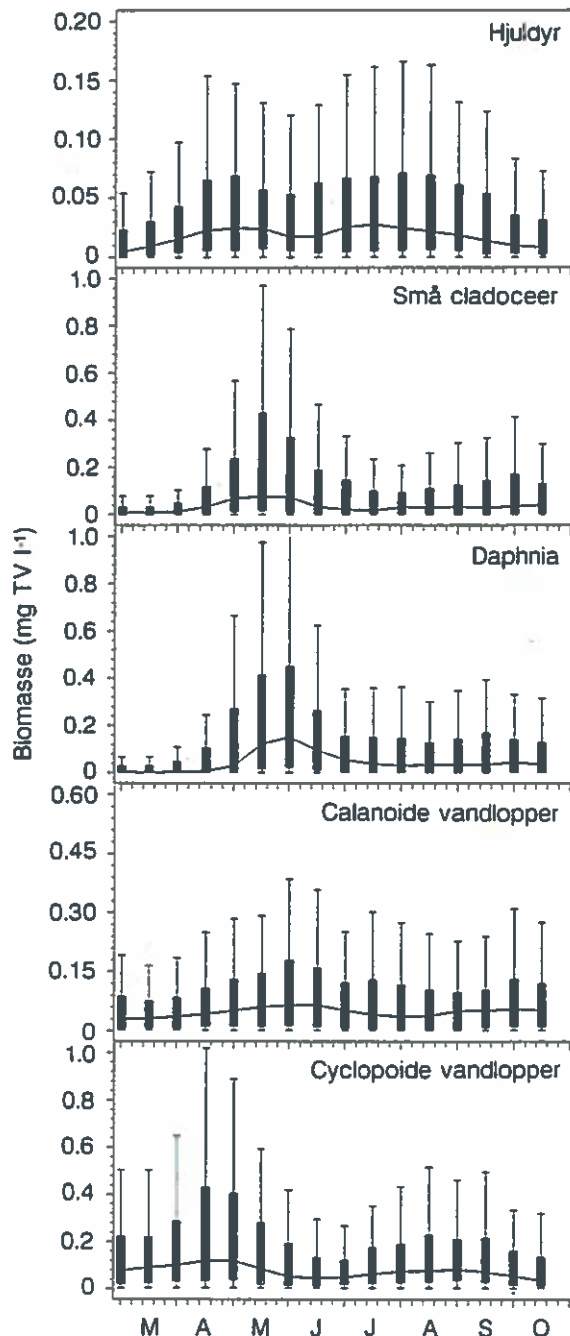
Det er endvidere karakteristisk, at de store filtratorer (cladoceer og calanoide vandlopper) havde en markant forårstop efterfulgt af et minimum midt på sommeren og en mindre efterårstop. Som



det fremgår af kapitel 7 kan den lave biomasse midt på sommeren og den markant lavere efterårstop hos de store filtratorer i vid udstrækning tilskrives prædation fra årets fiskeyngel. Fiskeynglen spiser kun hjuldyr i en kort periode først på sommeren og skifter herefter til de større filtratorer. I overensstemmelse hermed er efterårstoppen af hjuldyr da heller ikke mindre end forårstoppen, som tilfældet var for de større filtratorer.

#### Stor år til år variation

Der var en betydelig år til år variation i sæsonforløbet i såvel den totale biomasse af dyreplankton som i biomassen for de forskellige grupper (Fig. 6.6).



Figur 6.6. Sæsonvariationen i biomassen af forskellige grupper af dyreplankton i de 37 overvågningssøer. Tallene for den enkelte sø er gennemsnit for de 4 år. Linierne forbinder medianerne (50% af søerne har værdier over og 50% under linien), kassen angiver 25% og 75%, og enderne 10% og 90% grænserne.

#### Betydning af temperaturen

En stor del af variationen kan tilskrives forskelle i vandtemperaturen. I 1989 og 1992 var udviklingen i vandtemperaturen i foråret omtrent ens (Fig. 2.1), mens både vinteren og foråret 1991 var koldere, og foråret 1990 varmere end i de to øvrige år. I overensstemmelse hermed var udviklingen i f.eks. cladocerne i foråret

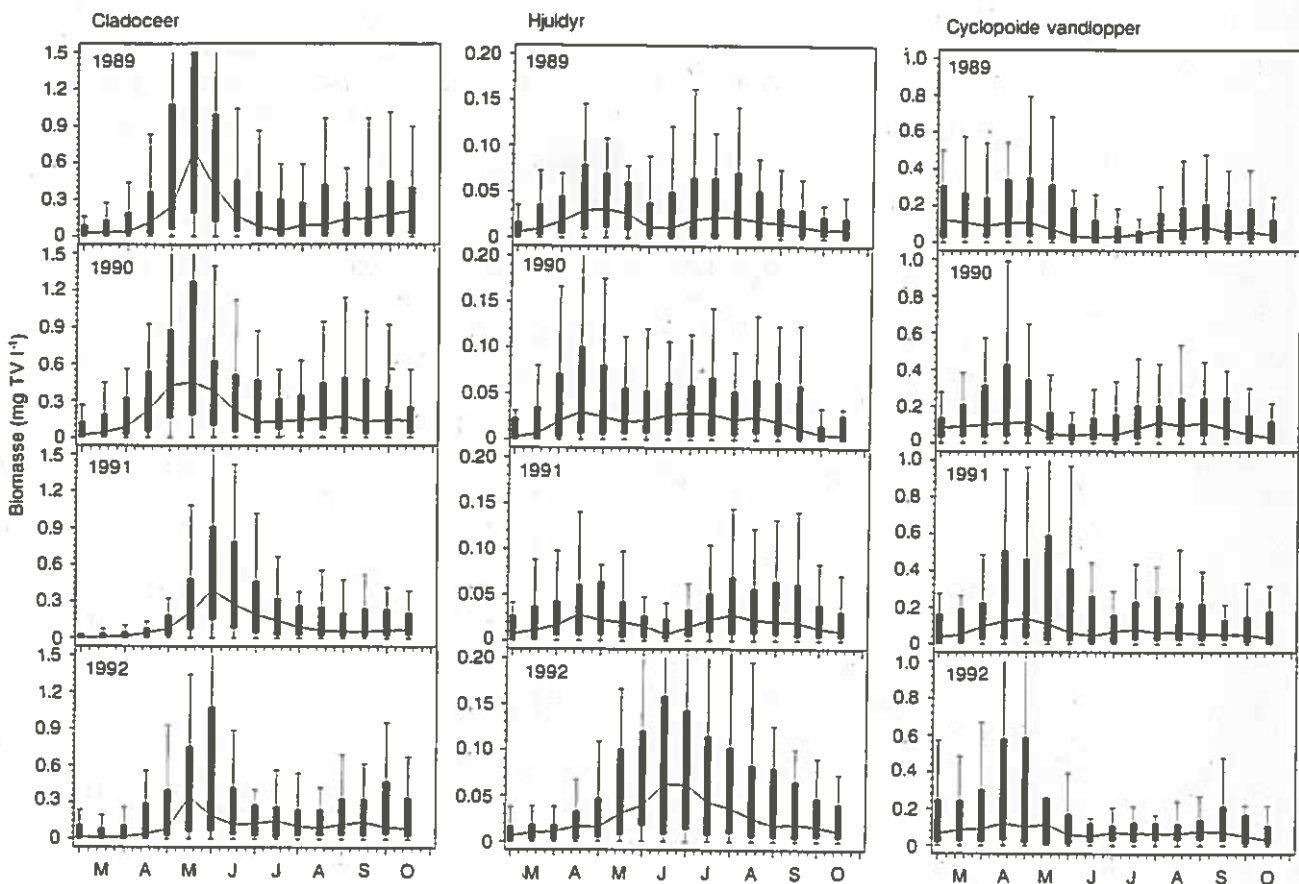
ens i 1989 og 1992, hvor der var et maksimum i midten af maj, mens opvæksten startede ca. 14 dage tidligere i 1990 og 14 dage senere i 1991.

*Hjuldysrbiomassen høj i 1992*

Også hjuldysrene optrådte tidligere på året i 1990 og havde desuden et meget markant fald i biomassen i juni 1991, sammenfaldende med den sene opvækst af cladoccer dette år. Omvendt var biomassen af hjuldys særlig høj i den varme sommer 1992, hvor også biomassen af cladoccer og ikke mindst af præderende cyclopoide vandlopper var relativ lav.

*Vandloppebiomassen lav i 1992*

For de cyclopoide vandlopper spiller forskellen i temperatur eller afledede faktorer heraf (f.eks. fødeudbud, konkurrence om føde, prædation) også en vigtig rolle. I de specielt varme vintre 1989 og 1992 var biomassen relativ høj tidligt på foråret, mens den var lav i den kolde vinter 1991. I søerne med høj biomasse af cyclopoide vandlopper skete faldet i biomassen endvidere senere i 1991, hvor konkurrerende cladoccer og formentlig også den præderende fiskeyngel optrådte senere i planktonet. Det er karakteristisk, at biomassen i søerne med ellers relativ høj biomasse af cyclopoide vandlopper var forholdsvis lav i 1992 (Fig. 6.7).



Figur 6.7. Sæsonvariationen i biomassen af forskellige grupper af dyreplankton i de 37 overvågningssøer. Tallene for den enkelte sø er gennemsnit for de 4 år. Linierne forbinder medianerne (50% af søerne har værdier over og 50% under linien), kassen angiver 25% og 75% og enderne 10% og 90% grænserne.

## 6.4 Konklusion

Resultaterne i dette kapitel viser,

- at sammensætningen af dyreplankton kan give informationer om miljøtilstanden i søer.
- at dyreplanktonet viser et karakteristisk sæsonmønster. Biomassen havde årsmaksimum i maj-juni, hvorefter den faldt til lave værdier i juli-august, hvor fiskeynglen normalt befinder sig i de åbne vandmasser, og mange søer domineres af blågrønalger. I mange søer var der så en mindre efterårstop i biomassen.
- at der ikke var væsentlig forskel i sæsonmønstret fra år til år, men en forskel i den tidlige udvikling. Eksempelvis lå forårsmaksimum i dyreplanktonbiomassen i midten af maj i 1990, hvor temperaturen var særlig høj i foråret, og i midten af juni 1991, hvor temperaturen i foråret var lav.
- at der ikke er sket væsentlige ændringer i den relative fordeling af cladoceer ("dafnier"), vandlopper og hjuldyr eller i den samlede biomasse i de 4 år.
- at der dog var tendens til et fald i totalbiomassen af det større dyreplankton i 1992 og til en stigning i biomassen af små cladoceer og hjuldyr, hvilket stemmer godt overens med, at rekrutteringen af småfisk var stor i 1992.
- at rekrutteringen af aborre var lav i 1991 og meget stor i 1992. I gennemsnit for de 6 søer, hvor der er foretaget fiskeundersøgelser 2 gange, var antallet af aborre fanget i gællenet således 23 gange større i 1992 end i 1988-89, mens der ikke var nogen entydig forskel for skalle og brasen.

## 7. Samspil mellem planteplankton, dyreplankton og fisk

### 7.1 Indledning

"Set fra oven"

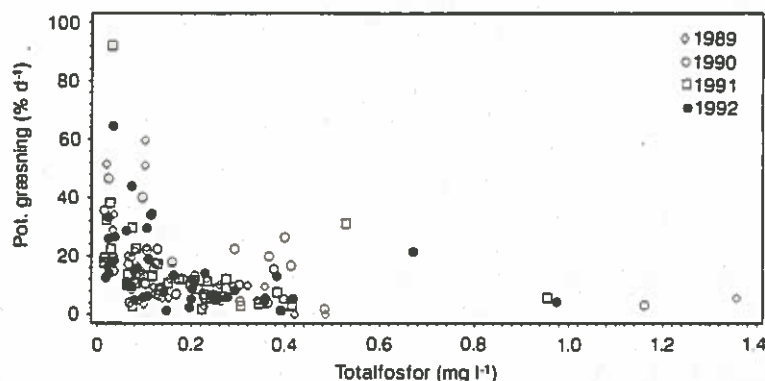
I kapitel 5 er planteplanktonets udvikling relateret til næringsstofniveauet, d.v.s. at der lagt vægt på at beskrive kontrollen "fra nedden". Dette kapitel fokuserer på kontrollen "fra oven", d.v.s. hvordan fiskene via prædationen på dyreplanktonet og fødesøgning i bunden påvirker planteplanktonet, næringsstofniveauet, bundophvirvlingen og dermed vandets gennemsigtighed.

### 7.2 Græsningstrykket på planteplanktonet

Beregningsmetoder

Dyreplanktonets græsningstryk på den totale mængde af planteplankton er beregnet under antagelse af at cladoceer (dafnier), vandlopper og hjuldyr æder hhv. 100%, 50% og 200% af deres vægt pr. dag, og at de alle lever udelukkende af planteplankton. Sommermiddel i græsningstrykket er beregnet som den gennemsnitlige daglige græsning fra maj til september divideret med den gennemsnitlige planteplanktonbiomasse i samme periode (begge tidsvægtede). Denne metode blev valgt frem for at midle græsningsprocenten for den enkelte dag for at undgå, at de ofte meget høje værdier (ofte  $\gg 100\%$ ), der forekommer i klarvandsperioden helt skal dominere gennemsnittet. Disse høje værdier er ofte urealistiske, fordi dyrene ved meget lave fødekonzentrationer nedsetter fødeoptagelsen markant og dermed bliver græsningsprocenten i disse tilfælde væsentlig lavere end den beregnede værdi. En omregningsfaktor mellem klorofyl a og kulstof på 40 er anvendt. Vi har valgt at anvende klorofyl i disse beregninger i stedet for planteplanktonbiomassen, fordi en interkalibrering på bestemmelse af biomasse af planteplankton har vist stor variation, specielt ved opgørelse af blågrønalger.

Figur 7.1. År til år variationen i det gennemsnitlige græsningstryk for sommeren (1/5-1/10) i de 37 overvågningssøer i relation til fosforkoncentrationen.



Sommermiddel i græsningstryk

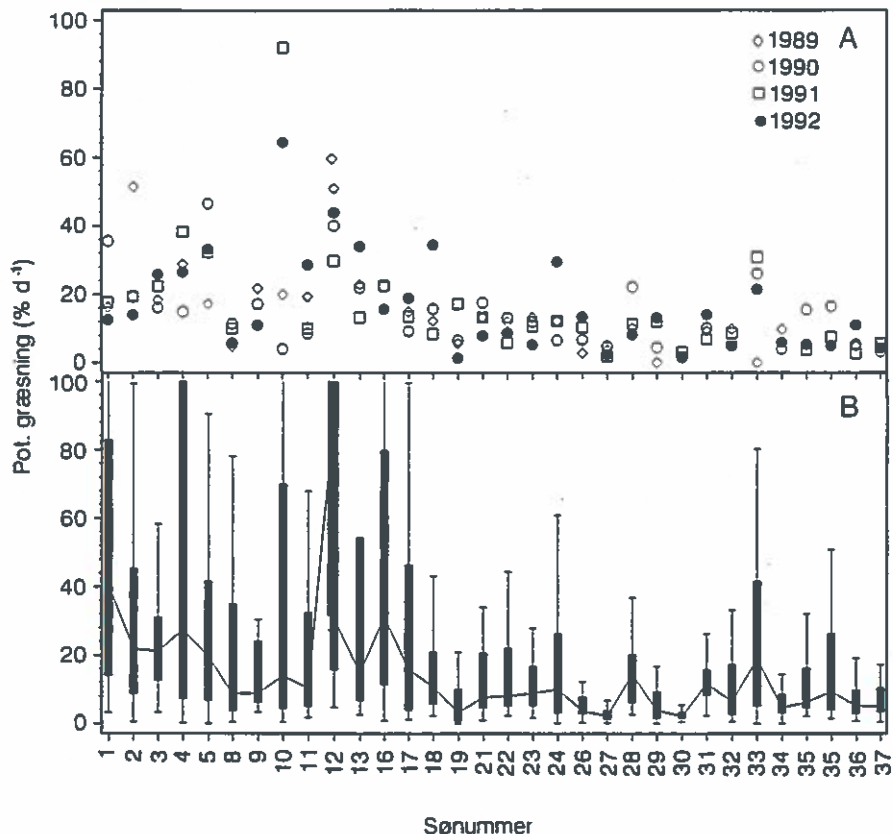
I Figur 7.1 er sommermiddelværdien af græsningstryk som gennemsnit for de fire år (nogle søer 3 år) afbildet for de 37 søer ordnet med fosforkoncentration. Generelt var der et aftagende græsningstryk med stigende sønummer og fosforkoncentration. I søerne med de laveste fosforkonzentrationer var græsningstrykket så højt, at dyreplanktonet må formodes at have væsentlig negativ

indflydelse på planteplanktonets vækst og mængde, mens deres betydning generelt var ringe i søerne med en fosforkoncentration på mere end  $150 \mu\text{g l}^{-1}$ , når sommeren betragtes under ét.

Stor år til år variation i nogle søer

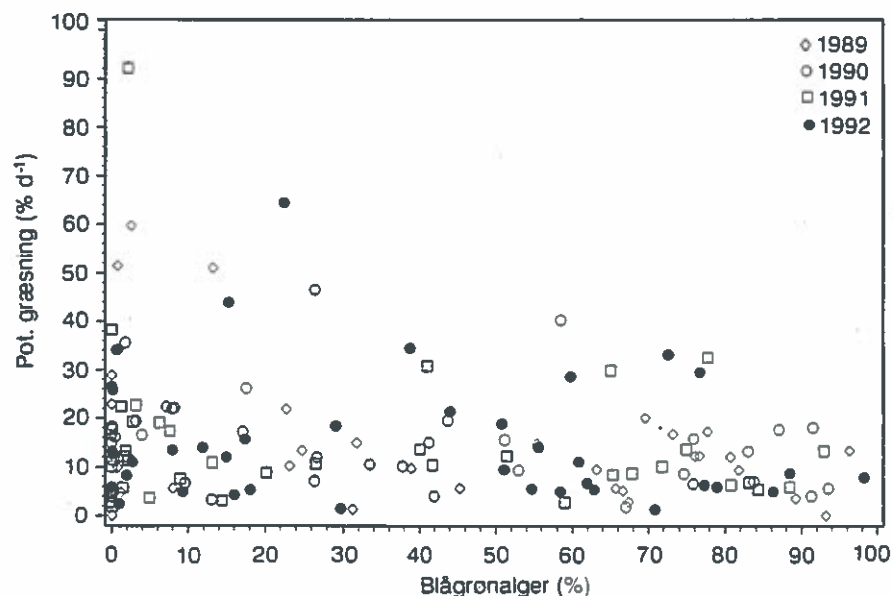
Figur 7.2. År til år variationen i det gennemsnitlige græsningstryk for sommeren (1/5-1/10) i de lavvandede overvågningssøer, d.v.s. søer med en middeldybde på mindre end 5 m, (A) samt sæsonvariationen i græsningsstrykket i de 4 år (B). I B forbinder linien medianværdierne, kasseme angiver 25% og 75% og enderne 10% og 90% grænserne.

I lavvandede søer med fosforkoncentrationer på mindre end ca.  $150 \mu\text{g P l}^{-1}$  var der ofte meget store år til år variationer i græsningsstrykket (Fig. 7.2), mens år til år variationen var ringe i de mere næringsrige søer.



Hvad betinger så den dramatiske nedgang i græsningsstrykket, der ses med stigende fosforkoncentration, og hvad forklarer forskellen i år til år variationen?

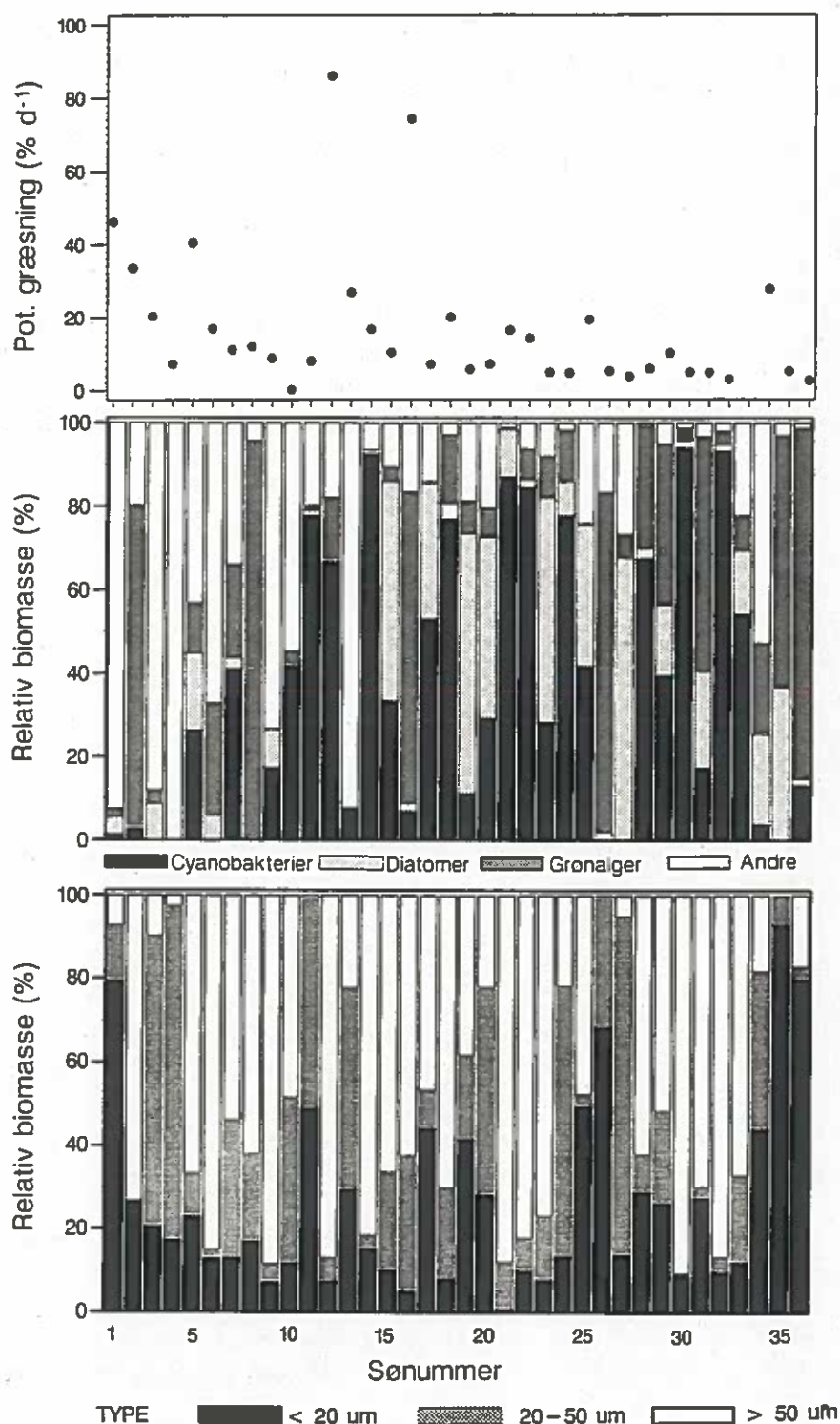
Figur 7.3. Det gennemsnitlige græsningstryk om sommeren (1/5-1/10) i hvert af de 4 år samt funktionen af graden af blågrøn-algedominans (% af den totale biomasse).



Blågrøn-alger eller fisk?

Det hævdes ofte, at årsagen til nedgangen i græsningsstrykket skal søges i, at søerne bliver domineret af blågrøn-alger, der som regel

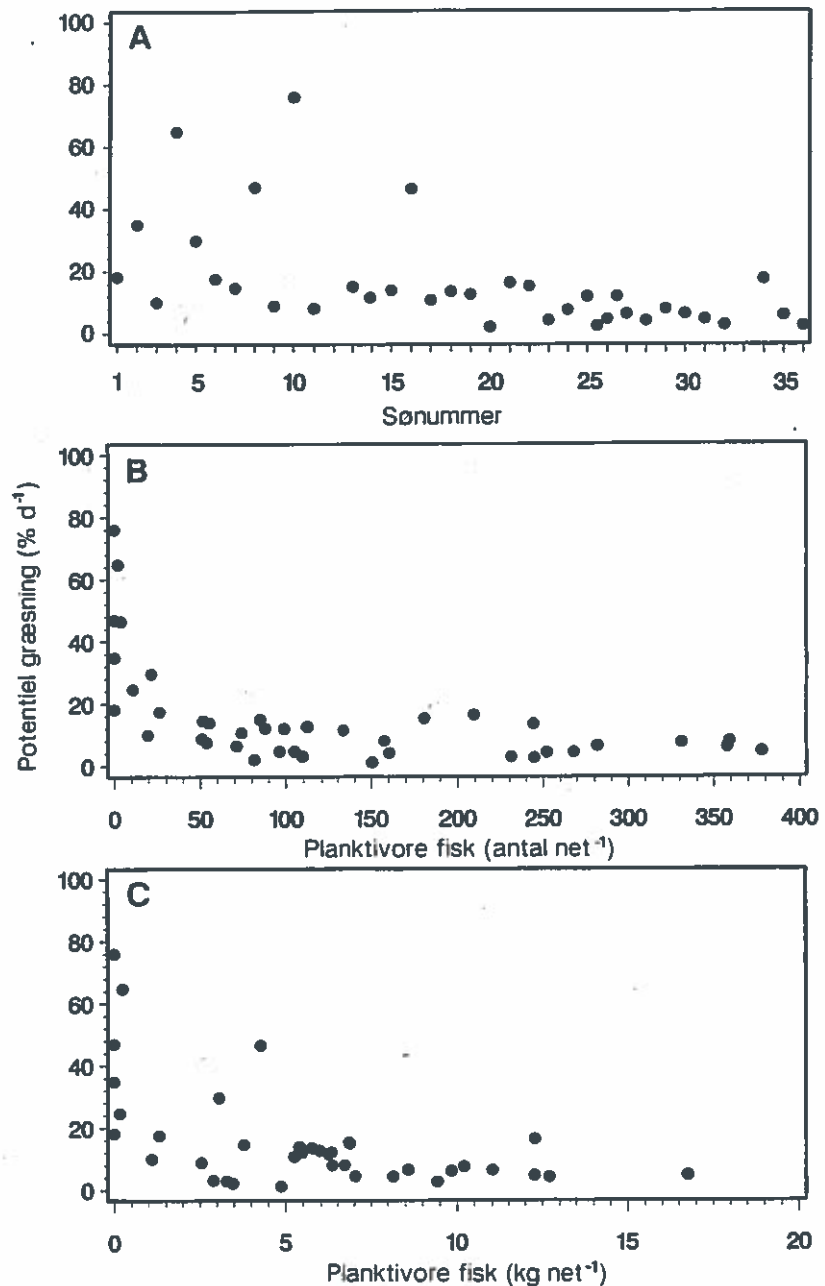
optræder i former, som skulle være for store til at blive ædt. Desuden kan blågrønalgerne virke giftige på dyreplanktonet, og endelig kan de også vanskeliggøre dyreplanktonets optagelse af spiselige arter. Det kan dog langt fra være den fulde forklaring, for i de næringsrige af overvågningssøerne var græsningstrykket også lavt når søerne domineredes af spiselige arter, som f.eks, små grønalger (Fig. 7.3). Der var tydeligvis ingen sammenhæng mellem græsningstryk og mængden af blågrønalger i de 37 søer. For 1990, hvor der er foretaget en mere detaljeret analyse, var der heller ikke nogen sammenhæng mellem græsningstrykket og de forskellige andre planteplankton typer eller størrelsen af planteplanktonet (Fig. 7.4).



Figur 7.4. Det gennemsnitlige græsningstryk, fordelingen af biomassen og størrelsen af planktonalger i sommeren 1990 i de 37 overvågningssøer ordnet efter stigende sønummer (fosforkoncentration).

*Primært fiskene, der styrer græsningstrykket i søerne*

Afbildes græsningstrykket i de år, hvor der er foretaget fiskeundersøgelser i søerne, i stedet mod antallet af dyreplanktonædende fisk i gællenet (antal net<sup>-1</sup>) ses en meget klar omvendt relation til antallet af fisk, medens relationen til fiskebiomassen er væsentligt svagere (Fig. 7.5).



Figur 7.5. Det gennemsnitlige græsningstryk for sommeren i de år, hvor der er foretaget fiskeundersøgelser ordnet efter stigende sønummer (totalfosforkoncentration) (A), antallet (B) og biomassen (C) af planktivore fisk fanget i gællenet.

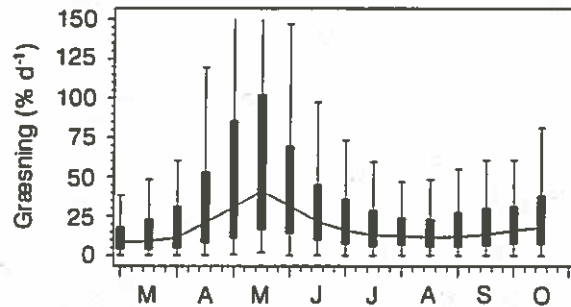
Disse resultater tyder på, at det primært er fiskene, som styrer græsningstrykket i overvågningssøerne, og at det især er de små fisk, der jo antalsmæssigt er dominerende, som har størst betydning. Relationerne mellem antallet af planktivore fisk og græsningstrykket kan måske også forklare, hvorfor der er så stor forskel i år til år variationen i søer med lavt og højt fosforkoncentration. Når antallet af planktivore fisk er under 40-50 stk. net<sup>-1</sup>, hvilket er den typiske situation i søerne med lav fosforkoncentration, vil selv små ændringer i antallet af fisk få stor virkning på græsningstrykket (Fig. 7.1 og Fig. 7.2), medens der skal meget markante ændringer til i de næringsrige søer med høj tæthed af planktivore fisk, før der sker væsentlige ændringer i græsningstrykket.

### 7.3 Sæsonvariationer i græsningstryk

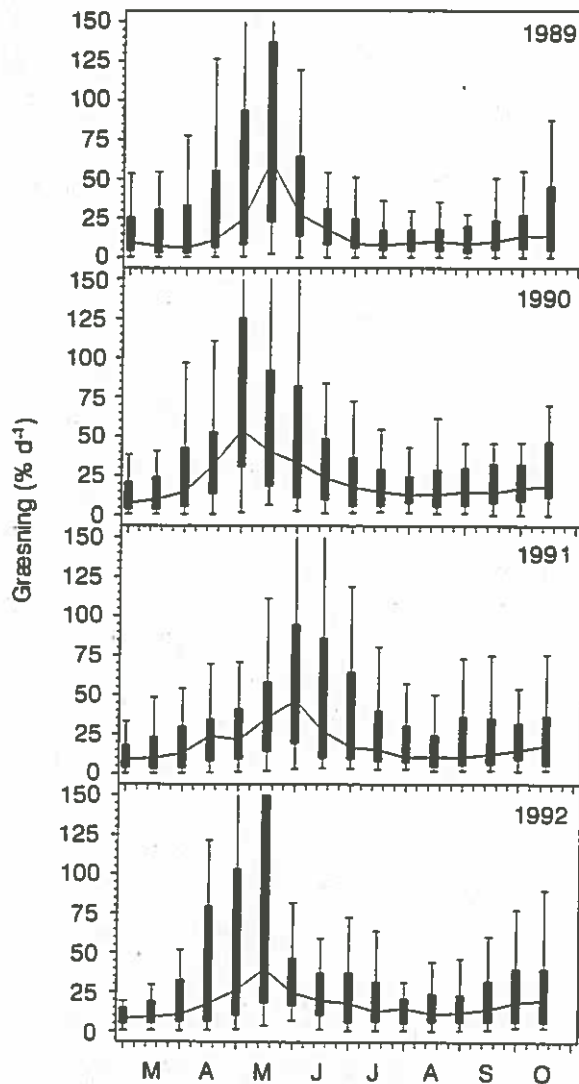
Højt græsningstryk i forsommeren, lavt om sommeren

Sæsonvariationer i overvågningssøerne er beskrevet i Figur 7.6-7.8. Betragtes alle søer under et (Fig. 7.6) ses et karakteristisk mønster. Græsningstrykket er relativt lavt i de fleste søer i marts, men stiger i de følgende måneder til et maksimum i maj-juni. Herefter ses relativt lave værdier i hovedparten af søerne i juli-august, hvorefter græsningstrykket i mange søer stiger i efteråret. I forsommeren er græsningstrykket så højt, at dyreplanktonet i hovedparten af søerne må forventes at have en betydelig kontrolerende effekt på planteplanktonet.

Figur 7.6. Sæsonvariationen i det totale græsningstryk på planktonalgerne (gennemsnit for alle søer og år). Linien forbinder medianværdierne, kasserne angiver 25% og 75% og enderne 10% og 90% grænserne.



Det er her den karakteristiske "klarvandsfase" optræder i mange søer. Det bratte fald i juni falder sammen med det tidspunkt, hvor fiskeynglen begynder at æde dyreplankton i pelagiet.



Figur 7.7. Sæsonvariationen i det totale græsningstryk på planktonalgerne i hvert af de 4 måleår. Linierne forbinder medianværdierne, kasserne angiver 25% og 75% og enderne 10% og 90% grænserne.

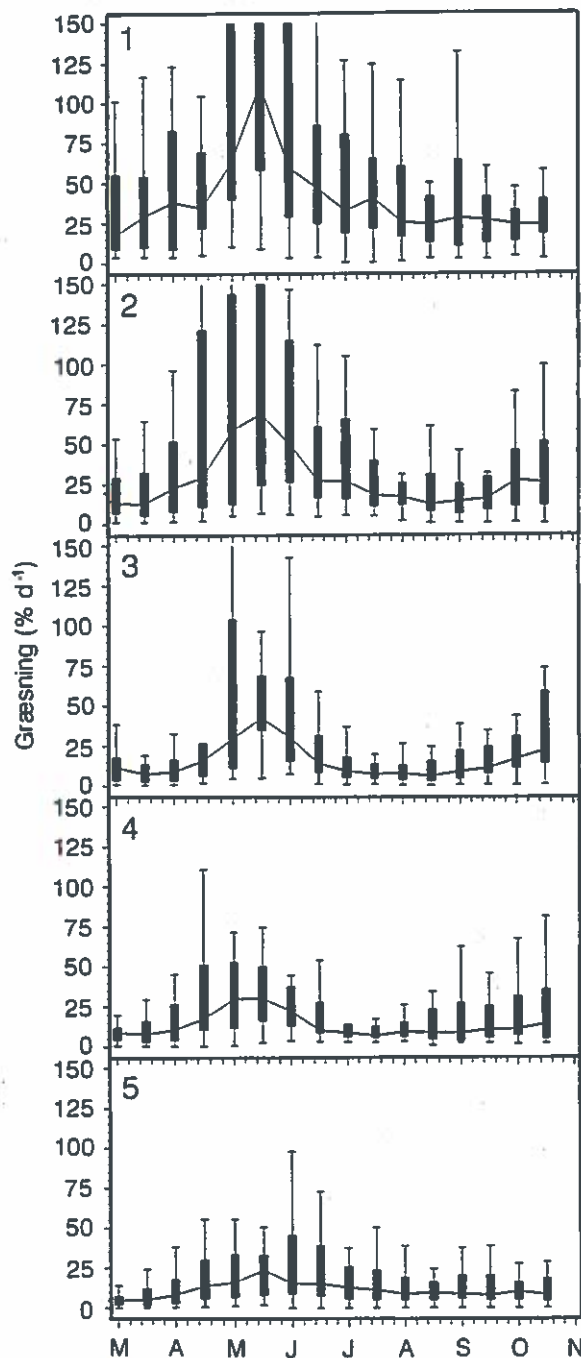


Der var betydelige år til år forskelle i sæsonvariationen i græsningstrykket (Fig. 7.7), som til dels kan tilskrives forskelle i temperaturer. Eksempelvis var der i 1990 maksimum allerede i begyndelsen af maj i overensstemmelse med, at temperaturen i forsommeren var særligt høje dette år, mens maksimum i den kolde forsommer i 1991 først blev fundet i begyndelsen af juni.

### Temperaturens betydning

Temperatur har indvirkning på flere måder. For det første er klækningen af hvileæg hos cladoccer og hjuldyr temperaturafhængig: den sker tidligere i år med høj temperatur. Desuden påvirkes fiskenes gydetidspunkt og ægudviklingslængden af temperaturen. I kolde forsomre vil ynglen optræde senere i pelagiet og derfor også senere påvirke græsningstrykket i negativ retning, når ynglen begynder at æde dyreplankton.

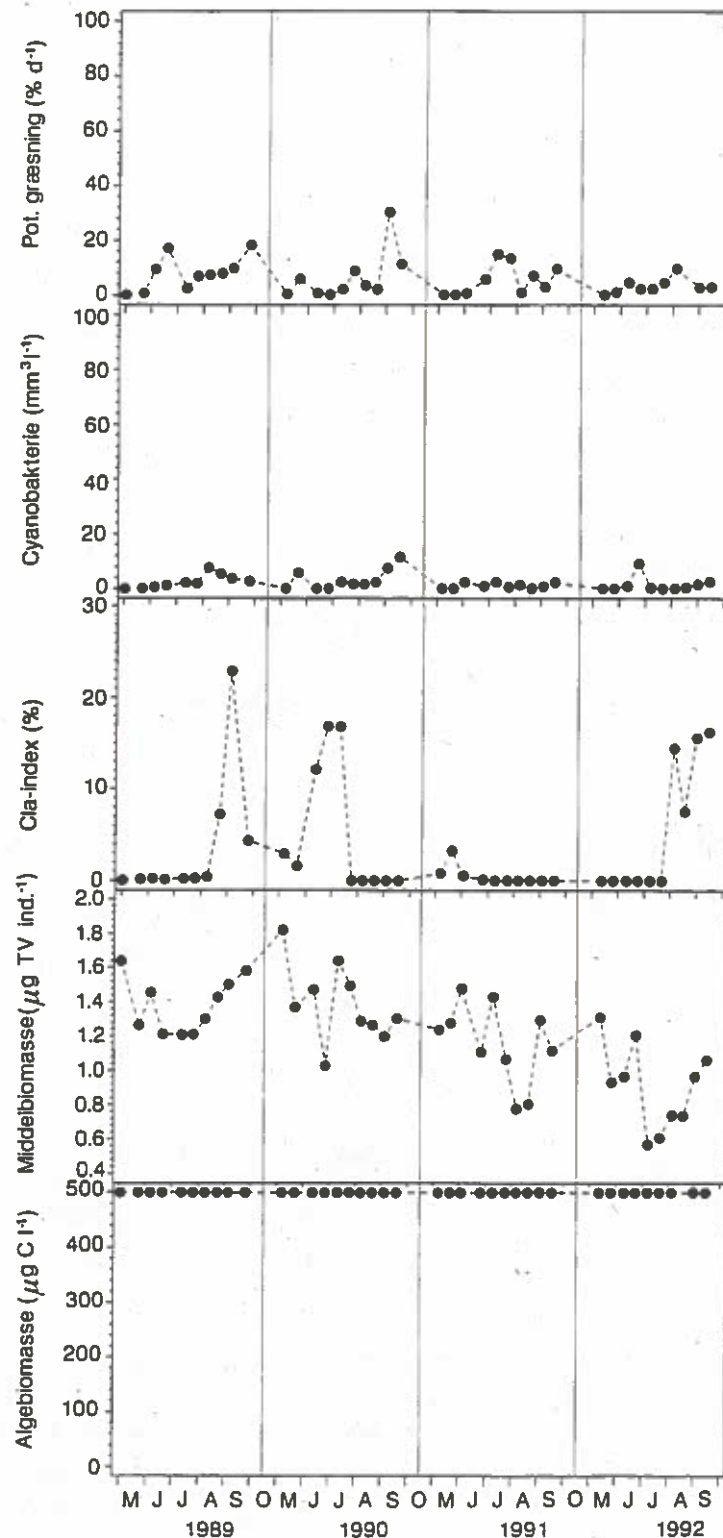
Figur 7.8. Sæsonvariationen i det totale græsningstryk på planktonalgerne (gennemsnit for de 4 år) i hver af de 5 fosforgrupper. Linjerne forbinder medianværdierne, kasserne angiver 25% og 75% og enderne 10% og 90% grænserne.



### Betydningen af næringsstofniveau

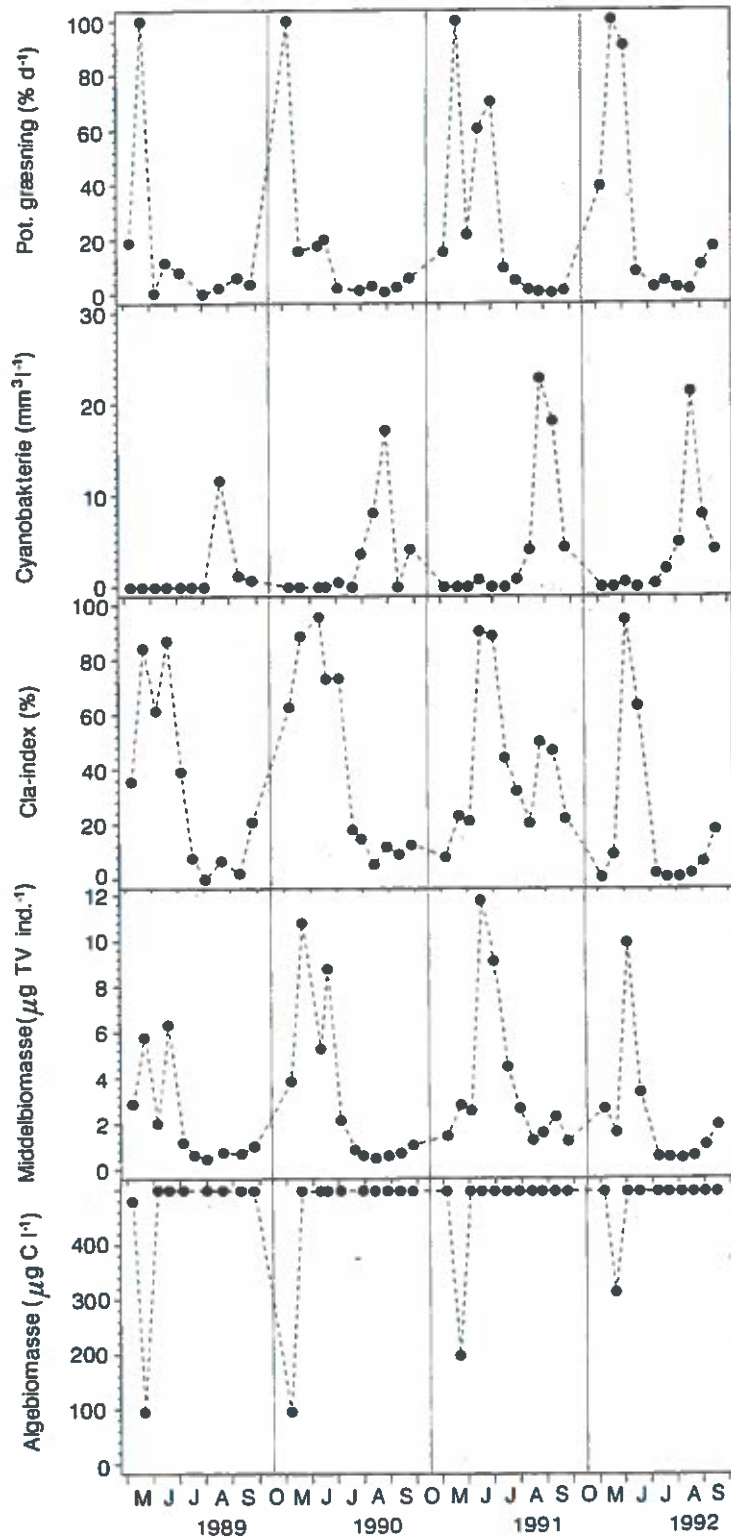
Foruden år til år forskelle er der også forskel i sæsonmønstret i søer med forskelligt næringsstofniveau (Fig. 7.8). Med stigende

fosforkoncentration i søvandet mindsker forsommertoppen i græsningstrykket markant fra medianværdier på 110% d<sup>-1</sup> i fosforgruppe 1 til 25% d<sup>-1</sup> i gruppe 5. I mange af de mest næringsrige søer bliver græsningstrykket så lavt, at der ikke forekommer en egentlig "klarvandsfase". Uanset næringsstofniveau er der et markant fald i græsningstrykket til lave værdier i juli-august, varierende fra medianværdier på 20-35% i fosforgruppe 1 til 5-10% i gruppe 3-5. Med henblik på at identificere årsagerne til sæsonmønstret i græsningstrykket er der foretaget en mere detaljeret analyse af data fra 3 søer med forskelligt næringsstofniveau, nemlig Gundsømagle Sø (fosforgruppe 5), Bryrup Langsø (gruppe 3) og Nors Sø (gruppe 1).



Figur 7.9. Ændringer i græsningstryk, cladoceer-indekset, biomassen af cyanobakterier, middelbiomassen af cladoceer og den totale planteplanktonbiomasse i Gundsømagle sø om sommeren i de 4 måleår. For overskuelighedens skyld er planteplanktonbiomassen større end 500 µg C l<sup>-1</sup> sat til 500 µg C l<sup>-1</sup>.

Figur 7.10. Ændringer i græsningstryk, cladoceer-indekset, biomassen af cyanobakterier, middelbiomassen af cladoceer og den totale planteplanktonbiomasse i Bryrup Langsø om sommeren i de 4 måleår. For overskuelighedens skyld er planteplanktonbiomassen større end  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$  sat til  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$ .

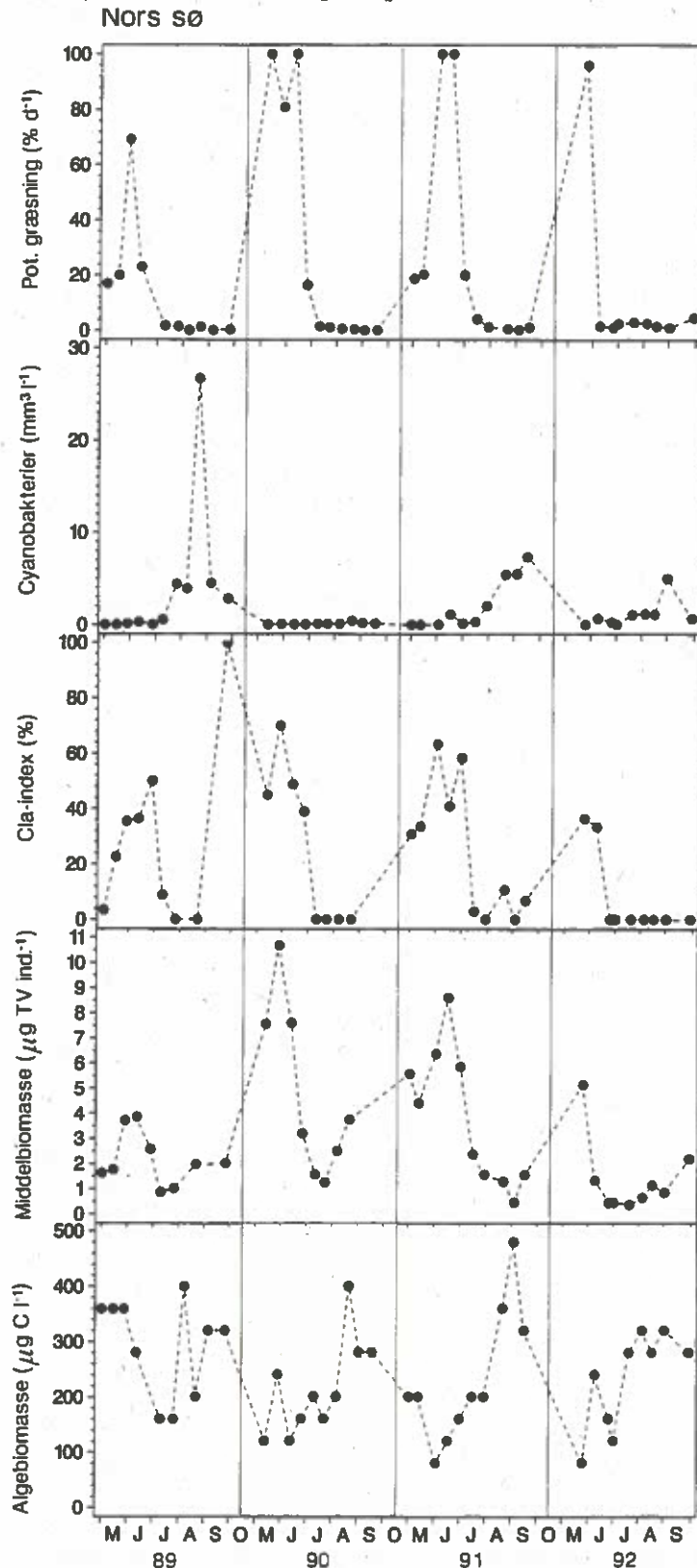


### Gundsømagle Sø

I Gundsømagle Sø var der i alle fire år et lavt græsningstryk i hele perioden fra maj til oktober (Fig. 7.9). Det lave græsningstryk kan ikke skyldes forekomst eller inhibering af blågrønner, da de kun optræder i betydelig mængde i korte perioder. Det kan heller ikke skyldes fødemangel for dyreplanktonet, da algebiomassen i hele perioden var ca.  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$  eller derover, og da søerne var domineret af spiselige grønner. Det lave græsningstryk kan derimod tilskrives en konstant høj prædation fra fisk, hvilket understøttes af, at cladoceer-indekset var lavt i hele perioden i alle 4 år, og at middelbiomassen af cladoceer var lav ( $0,6-1,8 \mu\text{g ind.}^{-1}$ ). Cladoceer-indekset angiver procentandelen af *Daphnia*

blandt alle cladoceer (antal). Fiskene foretrækker nemlig de største cladoceer, og *Daphnia* er derfor særlig udsat for prædation fra fisk. Er andelen af *Daphnia* og middelbiomassen cladoceer derfor lav, er det sandsynlig, at fiskeprædationen høj. Søen domineres da også af helt små *Bosmina*. Det gradvise fald i middelbiomassen af cladoceer over de 4 år, og især i 1991-92, tyder endvidere på, at prædationstrykket fra fisk er øget i perioden.

Figur 7.11. Ændringer i græsningstryk, cladoceer-indekset, biomassen af cyanobakterier, middelbiomassen af cladoceer og den totale planteplanktonbiomasse i Nors Sø om sommeren i de 4 måleår. For overskuelighedens skyld er planteplanktonbiomassen større end  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$  sat til  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$ .



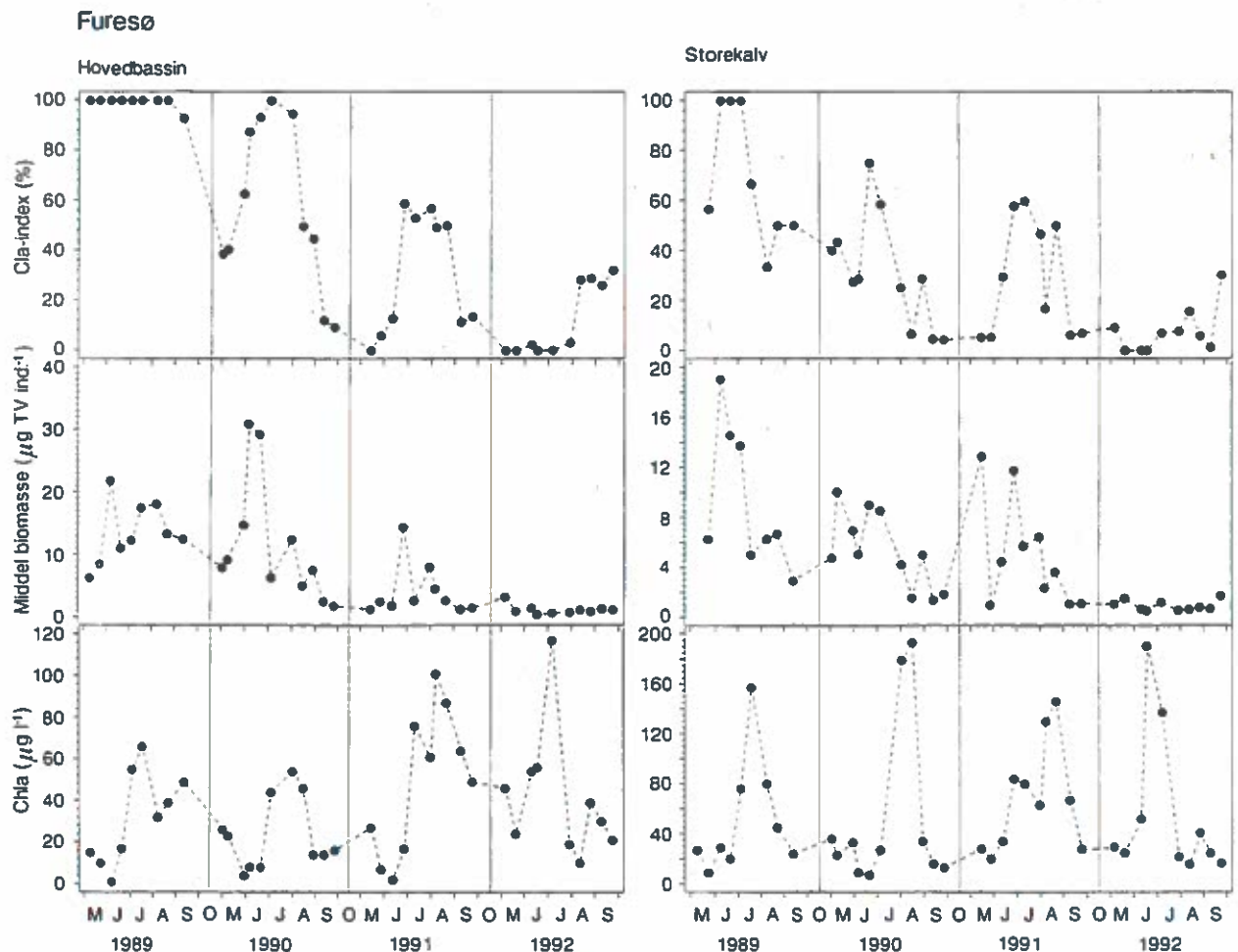
Bryrup Langsø

I Bryrup Langsø ses en markant stigning i græsningsstrykket i maj-juni til værdier på  $100\% \text{ d}^{-1}$  eller derover (Fig. 7.10). Det af-

spejles også i et fald i algebiomassen i søen. Græsningstrykket falder herefter meget markant i juni-juli til under  $10\% d^{-1}$ , og i nogle år ses en stigning igen til efteråret. Faldet i juni-juli kan som for Gundsømagle Sø ikke forklares alene ved opvækst af blågrønalger. Eksempelvis skete faldet i 1989 mere end en måned, før blågrønalger for alvor optrådte i planktonet. Også her tyder resultaterne på, at faldet skal tilskrives ynglen af planktivore fisk. Således ses der i denne periode et markant fald i cladoceer-indekset og et fald i den gennemsnitlige biomasse af cladoceer, hvilket tyder på en øget prædation på dyreplanktonet. I modsætning til forholdene i Gundsømagle Sø er der ikke tegn på, at prædationstrykket har ændret sig væsentligt i de 4 år. Dette stemmer godt overens med, at der fra 1988 til 1992 ikke er sket væsentlige ændringer i fiskebestanden (Århus Amt, 1993,c).

### Nors Sø

Sæsonvariationen i Nors Sø minder meget om det, man ser i den mere næringsrige Bryrup Langsø (Fig. 7.11). Der var et forårstop i græsningstrykket fulgt af et dramatisk fald i juni-juli til meget lave sommerværdier, uanset udviklingen i opvæksten af blågrønalger. Ændringer i græsningstrykket afspejles også i individbiomassen af cladoceer og i cladoceer-indekset, hvilket igen tyder på en effekt af fiskeynglen. Det er sandsynligt, at dyreplanktonet i perioden om sommeren var fødebegrænset, da den totale algebiomasse i perioden var under den kritiske grænse på  $100-200 \mu g C l^{-1}$ , og den spiselige fraktion er følgelig endnu lavere.

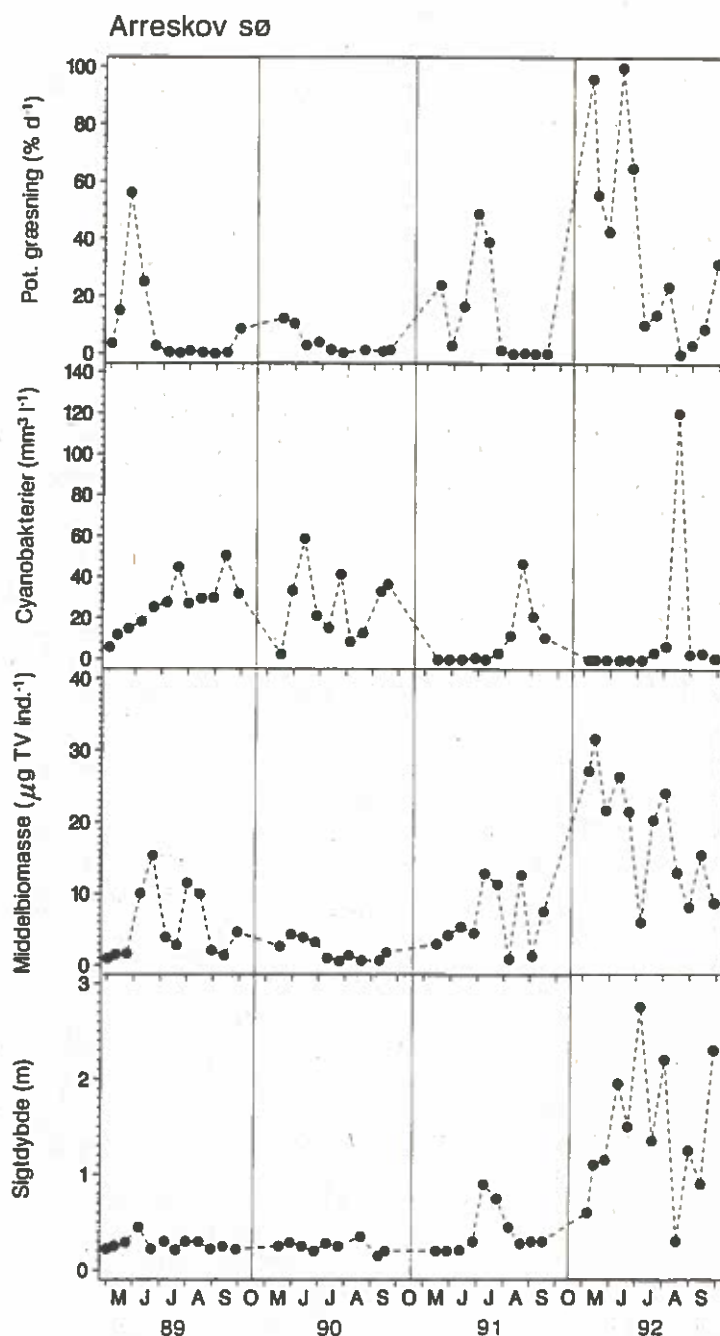


Figur 7.12. Ændringer i cladoceer-indekset, middelbiomassen af cladoceer samt klorofyl *a* i Furesøens to bassiner om sommeren i de 4 måleår.

Andre søer  
a) Furesøen

I nogle af søerne er der sket meget betydelige ændringer i de biologiske struktur og græsningstrykket, der peger på ændringer i fiskebestanden. Furesøen er et godt eksempel (Fig. 7.12). I både det relativt lavvandede bassin, Storekalv, og i det dybe hovedbassin, er cladoceer-indekset og individbiomassen af cladoceer faldet markant, hvilket klart indikerer, at prædationstrykket fra planktivore fisk er øget. Med faldet i størrelse svækkes dyreplanktonets evne til at kontrollere planktonalgerne, og biomassen er planteplankton er da også øget i perioden. Det er karakteristisk, at individbiomassen og cladoceer-indekset generelt er lavere i det lavvandede bassin, hvilket peger på, at prædationstrykket fra fisk er højere i dette bassin (Københavns Amt, 1993).

Figur 7.13. Ændringer i græsningstryk, cladoceer-indekset, biomassen af cyanobakterier, middelbiomassen af cladoceer og den totale planteplanktonbiomasse i Arreskov Sø om sommeren i de 4 måleår. For overskuelighedens skyld er planteplanktonbiomassen større end  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$  sat til  $500 \mu\text{g C l}^{-1}$ .



b) Utterslev Mose

I Utterslev Mose er der i de 3 år, hvor der har været foretaget målinger, sket en markant nedgang i græsningstrykket fra maksimumsværdien på ca.  $90\% \text{ d}^{-1}$  i 1990 til mindre end  $10\% \text{ d}^{-1}$  i 1992 (Bilag IV.1). Dette fald blev ledsaget af et betydeligt fald i cladoceer-

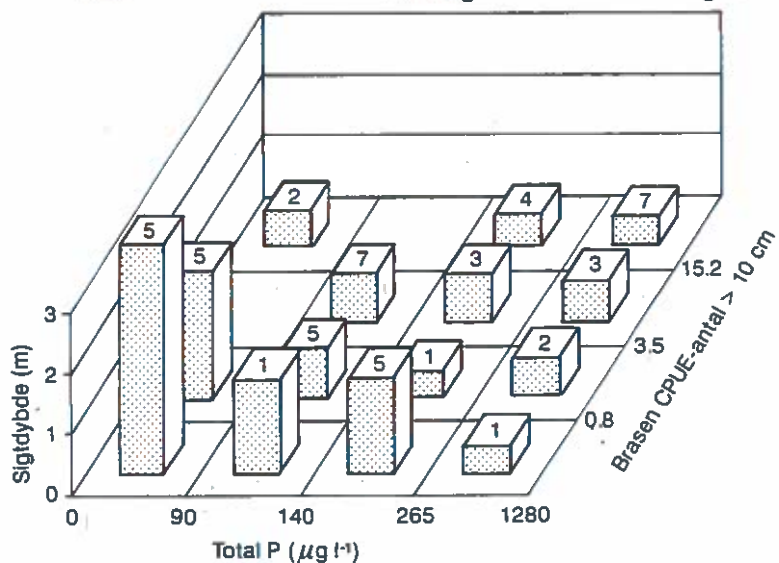
er-indekset og i den gennemsnitlige biomasse af cladoccer, som i 1992 totalt domineredes af små former. Det tyder på et øget prædationstryk fra dyreplanktonædende fisk. Konsekvensen af disse ændringer er en øget planteplanktonbiomasse samt et markant fald i sigtdybden. Samtidig er undervandsplanterne, som tidligere var udbredte i søen, næsten forsvundet (*Københavns Kommune pers. komm.*). Der er altså sket et skift fra den klarvandede sø med mange undervandsplanter og mange rovfisk til en grumset sø uden bundplanter, og formentlig er den nu domineret af dyreplanktonædende fisk.

c) Arreskov Sø

Arreskov Sø er et eksempel på en sø med store år til år variationer i den biologiske struktur og græsningstrykket (Fig. 7.13). Fra 1989 til 1990 skete der et markant fald i både cladoccer-indekset og i middelbiomassen af cladoccer, som peger på en god rekruttering af småfisk i 1990. Imidlertid øgedes begge igen markant midt på sommeren i 1991, og specielt i 1992 var middelbiomassen høj, og cladoccerne bestod næsten udelukkende af *Daphnia*. Fiskeundersøgelser i 1992 samt opgørelser af de kommercielle fangster viste, at såvel de store brasen som de store skaller næsten helt var forsvundet fra søen i denne periode, og den domineres nu i stedet af især små aborrer (*Fyns Amt, 1993,b*).

Det øgede græsningstryk og den markante stigning i middelstørrelsen af cladoccerne har betydet en væsentlig nedgang i biomassen af planteplankton og en formindskelse af varigheden af blågrønalgedominans. Følgelig er sigtdybden også forbedret markant. Foruden en nedgang i algebiomassen er der også sket et betydeligt fald i mængden af uorganisk partikulært stof, der til dels kan tilskrives formindskelsen i mængden af brasen (*Fyns Amt, 1993,b*). Brasen søger føde i bunden ved at pumpe bundmateriale forbi gællerne og så frasortere fødeemner som myggelarver o.l. Det betyder resuspension af både uorganiske og organiske partikler. Samstemmende med disse resultater har Jerl Jensen et al. (*Fyns Amt, 1993,e*) da også fundet, at sigtdybden generelt er lav i brasendominerede søer uanset næringsstofniveauet (Fig. 7.14)

Figur 7.14. Sammenhæng mellem sigtdybde, totalfosfor koncentration (sommerperiode) og antallet af brasen > 10 cm i garnfangsten i en række danske søer (fra *Fyns Amt, 1993,e*).



Der er altså mange indikationer på, at ændringer i fiskebestanden kan have en betydelig effekt på dyreplankton og følgelig på biomassen af planteplankton og sigtdybden. Det er derfor også vur-

deret, om man ved at inddrage biologiske variable kan forbedre de eksisterende modeller for sigtdybdens relation til fosforniveauet og middeldybden (Tabel 7.1 og 7.2 og Bilag IV.2 og IV.3).

Tabel 7.1. Lineær regression (ln-transformerede data) af sammenhængen mellem sigtdybden og en række fysiske, kemiske og biologiske data i overvågningssøerne. SD = sigtdybde (m), GPRO = græsningsprocent (se tekst), MDYB = middeldybde (m), PTOT = totalfosfor mg P l<sup>-1</sup>, BRAS = biomasse af brasen i gællenet<sup>+1</sup> (kg net<sup>-1</sup>), TEMP = vandtemperaturen i overfladevandet, og AREAL = søarealet (ha). Yderst til højre er angivet formel nummeret, til hvilket der refereres i teksten.

#### Alle søer 1/5-1/10

SD = 0,24 • MDYB <sup>0,27</sup> • PTOT <sup>(-0,52)</sup>	n = 1370	r <sup>2</sup> = 0,65	1
SD = 0,22 • MDYB <sup>0,39</sup> • PTOT <sup>(-0,50)</sup> • AREAL <sup>(-0,07)</sup>	n = 1330	r <sup>2</sup> = 0,68	2
SD = 0,19 • MDYB <sup>0,36</sup> • PTOT <sup>(-0,45)</sup> • AREAL <sup>(-0,07)</sup> • GPRO <sup>0,13</sup>	n = 1302	r <sup>2</sup> = 0,72	3
SD = 0,29 • MDYB <sup>0,39</sup> • PTOT <sup>(-0,38)</sup> • AREAL <sup>(-0,04)</sup> • GPRO <sup>0,12</sup> • BRAS <sup>(-0,05)</sup>	n = 1082	r <sup>2</sup> = 0,76	4
SD = 0,46 • GPRO <sup>0,29</sup>	n = 1345	r <sup>2</sup> = 0,21	5
SD = 0,31 • GPRO <sup>0,26</sup> • MDYB <sup>0,50</sup>	n = 1345	r <sup>2</sup> = 0,43	6

#### Lavvandede søer (< 5 m i middeldybde) (1/5 - 1/10)

SD = 0,23 • MDYB <sup>0,18</sup> • PTOT <sup>(-0,59)</sup>	n = 1101	r <sup>2</sup> = 0,68	7
SD = 0,19 • MDYB <sup>0,36</sup> • PTOT <sup>(-0,56)</sup> • AREAL <sup>(-0,10)</sup>	n = 1061	r <sup>2</sup> = 0,72	8
SD = 0,17 • MDYB <sup>0,35</sup> • PTOT <sup>(-0,52)</sup> • AREAL <sup>(-0,08)</sup> • GPRO <sup>0,10</sup>	n = 1036	r <sup>2</sup> = 0,75	9
SD = 0,27 • MDYB <sup>0,42</sup> • PTOT <sup>(-0,45)</sup> • AREAL <sup>(-0,06)</sup> • GPRO <sup>0,08</sup> • BRAS <sup>(-0,05)</sup>	n = 816	r <sup>2</sup> = 0,81	10

#### Dybe søer (>5 m i middeldybde) (1/5 - 1/10)

SD = 0,54 • MDYB <sup>0,35</sup> • PTOT <sup>(-0,14)</sup>	n = 268	r <sup>2</sup> = 0,27	11
SD = 2,81 • MDYB <sup>0,33</sup> • PTOT <sup>(-0,15)</sup> • TEMP <sup>(-0,58)</sup>	n = 239	r <sup>2</sup> = 0,34	12
SD = 1,48 • MDYB <sup>0,28</sup> • PTOT <sup>(-0,04)*</sup> • TEMP <sup>(-0,43)*</sup> • GPRO <sup>0,25</sup>	n = 237	r <sup>2</sup> = 0,60	13

\* PTOT ikke signifikant

*Græsningstryk og brasen-biomassen forklarer meget af variationen i sigtdybden*

Betragtes alle søer under ét, og begrænses datamaterialet til sommerperioden (1/5 - 1/10) kan fosforkoncentrationen og middeldybden alene forklare 65% af variationen i sigtdybden (Tabel 7.1 og Bilag IV.2). Sigtdybden stiger med stigende middeldybde og aftagende fosforkoncentrationen. Inddrages søarealet i relationen øges forklaringsprocenten til 68. Sigtdybden aftager med stigende søareal, hvilket formentlig skyldes, at resuspensionen øges. Forklaringsprocenten øges dog markant til 76, hvis græsningsprocenten og mængden af brasen inkluderes i regressionen. Høj græsning fører til klarere vand, men brasen tilsyneladende har en negativ effekt på sigtdybden. Alene forklarer græsningsprocenten 21% af variationen, og inkluderes middeldybden øges forklaringsprocenten til 43%.

En analyse af modelforudsigelser over for målte data fra de enkelte søer viste, at simuleringsegenskaberne kunne forbedres markant, hvis materialet blev opdelt i dybe og lavvandede søer, her defineret som søer med en middeldybde hhv. under og over 5 m.

*Betydningen af biologiske forhold i lavvandede søer*

For de lavvandede søer forklarer middeldybden og fosforkoncentrationen nu 68% af variationen, og denne øges til 81%, når de



biologiske variable inkluderes, altså 5% højere end for den generelle model (Tabel 7.1 og Bilag IV.3). Det er karakteristisk, at fosforkoncentrationen, søarealet og brasenbiomassen indgår med større vægt (i højere potens) end i den generelle formel, mens betydningen af græsningsprocenten er lavere.

#### *Dybe søer*

For de dybe søer forklarer fosforkoncentrationen og middeldybden kun 27% af variationen (Tabel 7.1 og Bilag IV.4). Denne øges til 34%, hvis vandtemperaturen i overfladevandet medtages, og til 60% - d.v.s. med hele 26% - hvis græsningsprocenten yderligere inddrages. Brasenbiomassen og søarealet bidrog ikke signifikant til relationen. Der er her karakteristisk, at græsningsprocenten har større vægt end for de lavvandede søer, mens fosforkoncentrationens betydning var meget lavere.

#### *Kausaliteten i modellerne*

Regressionsmodellen giver ikke nødvendigvis en kausal forklaring på samspillet mellem de indgående variable, fordi indbyrdes afhængighed mellem variablene kan sløre billedet. F.eks. vil totalfosfor og klorofyl *a* være nøje koblede, hvis uorganisk fosfor er lav, og græsningsstrykket vil ofte være omvendt korreleret til klorofyl *a*. Men der synes dog at være indbygget en del kausalitet i de opstillede modeller. At søarealet f.eks. indgår med en pæn vægt i modellen for de lavvandede søer, men ikke for de dybe, stemmer godt overens med forventningerne. På grund af den store dybde og lagdelingen af vandmasserne er den vindinducerede resuspension lav i de dybe søer og omvendt høj specielt i de store, lavvandede søer.

#### *Brasenbiomassen*

At brasenbiomassen indgår i modellen for de lavvandede systemer og ikke i de dybe kan ligeledes forklares. Partikler, som resuspenderes i forbindelse med fødesøgning på bunden, vil lettere forblive i vandmasserne i det turbulente miljø i de lavvandede søer. Dertil kommer, at brasen i de dybere søer nok i højere grad indtager føde ved at filtrere dyreplankton, og at mange af disse søer er endvidere lagdelte, så ophvirvlingen ved fødesøgning på bunden ikke vil påvirke forholdene i overfladelaget.

#### *Betydning af resuspension*

At græsningsprocentens indflydelse er lavere i de lavvandede søer skal nok ses i sammenhæng med resuspensionens større betydning i de lavvandede søer. Høj græsning giver her ikke i sig selv klart vand, såfremt resuspensionen ikke samtidigt reduceres, mens græsningen vil have en mere markant effekt i de dybe søer.

Forklaringsprocenten bliver lavere på årsbasis (Tabel 7.2), men også her bidrager de biologiske variable meget markant til relationen. Temperaturen bidrager nu signifikant til relationen både for de lavvandede og dybe søer. Temperaturen beskriver her både effekten på væksten af plantep plankton af temperaturen, men i høj grad også effekten af lysindstrålingen og dagslængden.

Tabel 7.2 Lineær regression (ln-transformerede data) af sammenhængen mellem sigtddybden og en række fysiske, kemiske og biologiske data i overvågningssøerne. SD = sigtddybde (m), GPRO = græsningsprocent (se tekst), MDYB = middeldybde (m), PTOT = totalfosfor mg P l<sup>-1</sup>, BRAS = biomasse af brasen i gællenet<sup>+1</sup> (kg net<sup>-1</sup>), TEMP = vandtemperaturen i overfladevandet, og AREAL = søarealet (ha). Yderst til højre er angivet formelnummeret, til hvilket der refereres i teksten.

#### Alle søer (1/1 - 31/12)

SD = 0,28 • MDYB <sup>0,35</sup> • PTOT <sup>(-0,47)</sup>	n = 2596	r <sup>2</sup> = 0,58	14
SD = 0,44 • MDYB <sup>0,34</sup> • PTOT <sup>(-0,46)</sup> • TEMP <sup>(-0,17)</sup>	n = 2417	r <sup>2</sup> = 0,60	15
SD = 0,42 • MDYB <sup>0,50</sup> • PTOT <sup>(-0,41)</sup> • TEMP <sup>(-0,20)</sup> • AREAL <sup>(-0,09)</sup>	n = 2290	r <sup>2</sup> = 0,66	16
SD = 0,40 • MDYB <sup>0,46</sup> • PTOT <sup>(-0,38)</sup> • TEMP <sup>(-0,23)</sup> • AREAL <sup>(-0,07)</sup> • GPRO <sup>0,11</sup>	n = 2168	r <sup>2</sup> = 0,69	17
SD = 0,58 • MDYB <sup>0,47</sup> • PTOT <sup>(-0,32)</sup> • TEMP <sup>(-0,23)</sup> • AREAL <sup>(-0,06)</sup> • GPRO <sup>0,11</sup> • BRAS <sup>(-0,04)</sup>	n = 2168	r <sup>2</sup> = 0,69	18

#### Lavvandede søer (< 5 m i middeldybde) (1/1 - 31/12)

SD = 0,25 • MDYB <sup>0,19</sup> • PTOT <sup>(-0,57)</sup>	n = 2078	r <sup>2</sup> = 0,64	19
SD = 0,32 • MDYB <sup>0,19</sup> • PTOT <sup>(-0,55)</sup> • TEMP <sup>(-0,09)</sup>	n = 1959	r <sup>2</sup> = 0,64	20
SD = 0,29 • MDYB <sup>0,44</sup> • PTOT <sup>(-0,50)</sup> • TEMP <sup>(-0,12)</sup> • AREAL <sup>(-0,12)</sup>	n = 1832	r <sup>2</sup> = 0,71	21
SD = 0,29 • MDYB <sup>0,41</sup> • PTOT <sup>(-0,47)</sup> • TEMP <sup>(-0,15)</sup> • AREAL <sup>(-0,11)</sup> • GPRO <sup>0,08</sup>	n = 1729	r <sup>2</sup> = 0,73	22
SD = 0,42 • MDYB <sup>0,45</sup> • PTOT <sup>(-0,41)</sup> • TEMP <sup>(-0,15)</sup> • AREAL <sup>(-0,09)</sup> • GPRO <sup>0,06</sup> • BRAS <sup>(-0,04)</sup>	n = 1381	r <sup>2</sup> = 0,78	23

#### Dybe søer (>5 m i middeldybde) (1/1 - 31/12)

SD = 0,95 • MDYB <sup>0,33</sup> • PTOT <sup>(0,005)*</sup>	n = 517	r <sup>2</sup> = 0,13	24
SD = 2,12 • MDYB <sup>0,32</sup> • PTOT <sup>(-0,04)*</sup> • TEMP <sup>(-0,38)</sup>	n = 457	r <sup>2</sup> = 0,37	25
SD = 2,16 • MDYB <sup>0,37</sup> • PTOT <sup>(-0,0004)*</sup> • TEMP <sup>(-0,38)</sup> • AREAL <sup>(-0,05)</sup>	n = 457	r <sup>2</sup> = 0,38	26
SD = 1,66 • MDYB <sup>0,27</sup> • PTOT <sup>(0,001)*</sup> • TEMP <sup>(-0,38)</sup> • AREAL <sup>(-0,004)**</sup> • GPRO <sup>0,19</sup>	n = 438	r <sup>2</sup> = 0,55	27

\* PTOT ikke signifikant

\*\* AREAL ikke signifikant

*Medtages biologiske variable øges mulighederne for at beskrive den generelle udvikling*

Den markante forbedring, som opnås i relationerne ved at inddrage de biologiske variable (ikke mindst for de dybe søer), understreger værdien af at medtage biologiske variable i overvågningsprogrammet. Det øger mulighederne for at reducere støjen på den generelle udvikling betydeligt, så man lettere bliver i stand til at identificere, om søerne reagerer på de tiltag i belastningen, som er blevet iværksat.

*Eksempler på simulering af sæsonvariationer*

De nye modeller forbedrer desuden mulighederne for at beskrive sæsondynamikken i vandets gennemsigtighed (Fig. 7.15 og Fig. 7.16), og år til år variationen eksempelvis den senere fremkomst af "klarvandsfasen" i 1991, hvor forsommer temperaturen var særlig lav.

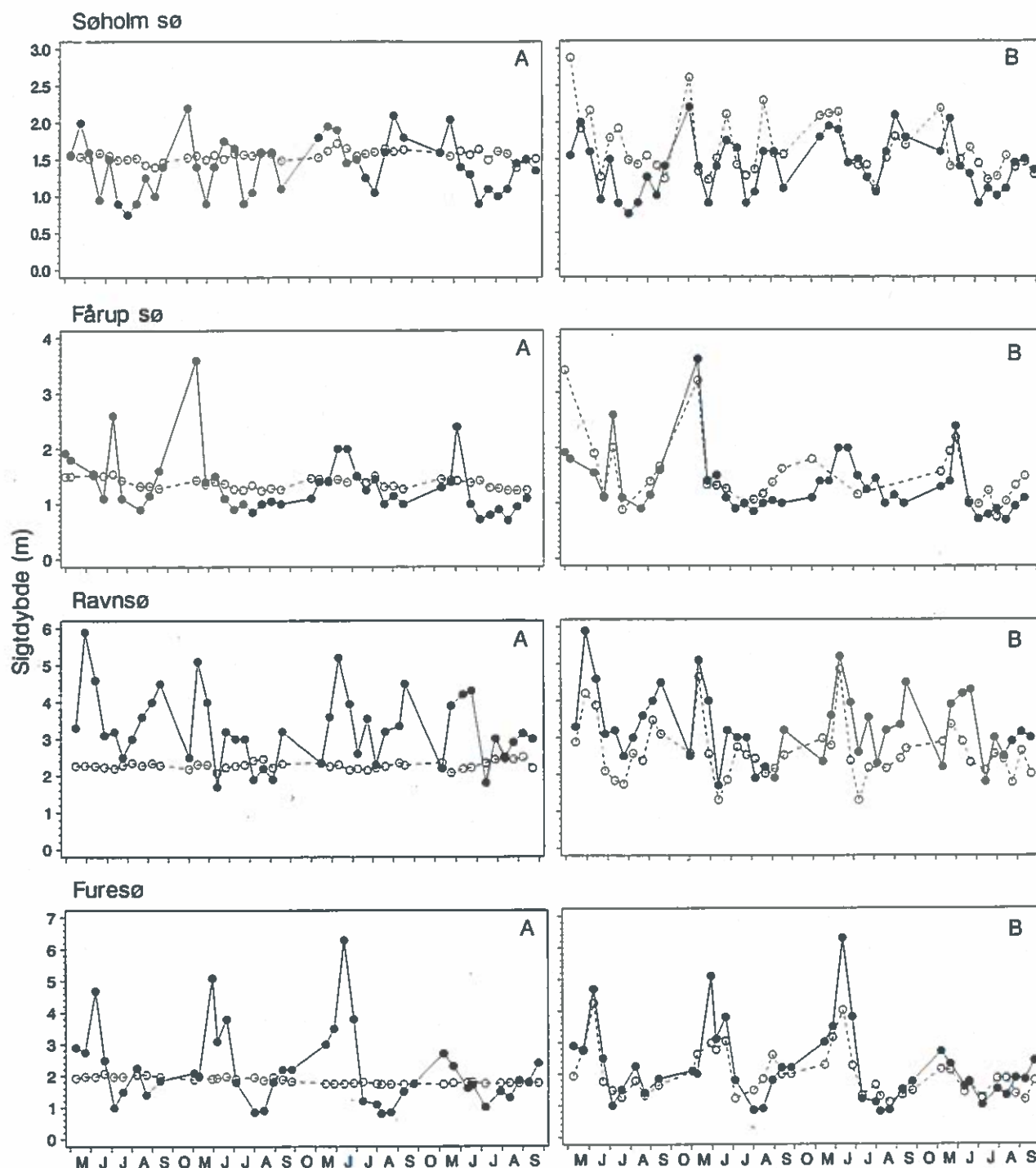
*Dybe søer*

I de 4 eksempler fra de dybe søer (Furesøens hovedbassin, Søholm Sø, Fårup Sø og Ravn Sø) kunne den simple model, som inkluderer fosforkoncentration, middeldybde og vandtemperatur, kun beskrive niveauet af sigtddybden i søen, men ikke sæsonvariationerne (Fig. 7.15). En markant forbedring opnås, når græsningsprocenten inkluderes, og faktisk er de fleste stigninger og fald i sigtddybden nu simuleret tilfredsstillende.

*Lavvandede søer*

I de 4 eksempler for lavvandede søer (Dons Nørresø, Hinge Sø, Gundsømagle Sø og Bryrup Langsø) uden væsentlig udbredelse af undervandsplanter kunne den simple model, som alene inklu-

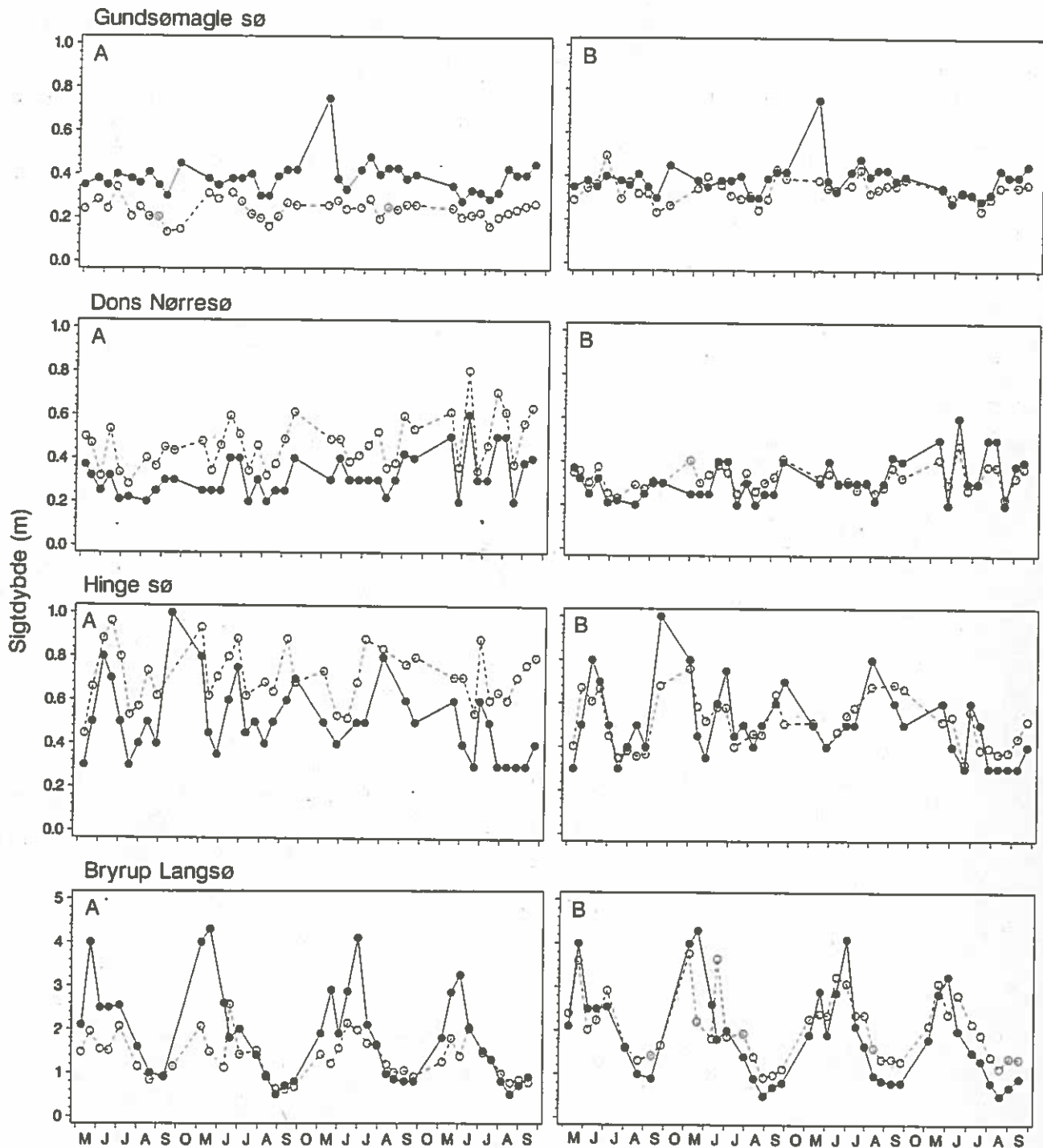
derer fosforkoncentrationen, middeldybden og søarealet beskrive niveauet og en del af sæsonvariationen i sigtddybden, men simuleringen bliver markant forbedret, når de biologiske variable (græsningsprocenten og bransenbiomassen) medtages (Fig. 7.16).



Figur 7.15. Sæsonvariationen i målt sigtddybde og sigtddybden beregnet ud fra modellerne for 4 dybe søer. (A) sigtddybderne er beregnet ud fra formel 12 (Tabel 7.1.). d.v.s. at middeldybden, totalfosfor og temperaturen er inkluderet, og (B) ud fra formel 13, hvor også græsningsprocenten er inkluderet. ● = målinger, ○ = simuleringer.

*Modellen ikke god i vegetationsrige søer*

Derimod er modellen ikke så god til at forudsige sæsondynamikken og år til år variationen i de vegetationsrige søer (f.eks. Søby Sø, Nors Sø, Madum Sø og Damhussøen), og i søer med en dramatisk udvikling i den biologiske struktur fra år til år (f.eks. Uterslev Mose og Arreskov Sø) (Fig. 7.17 og Fig. 7.18).

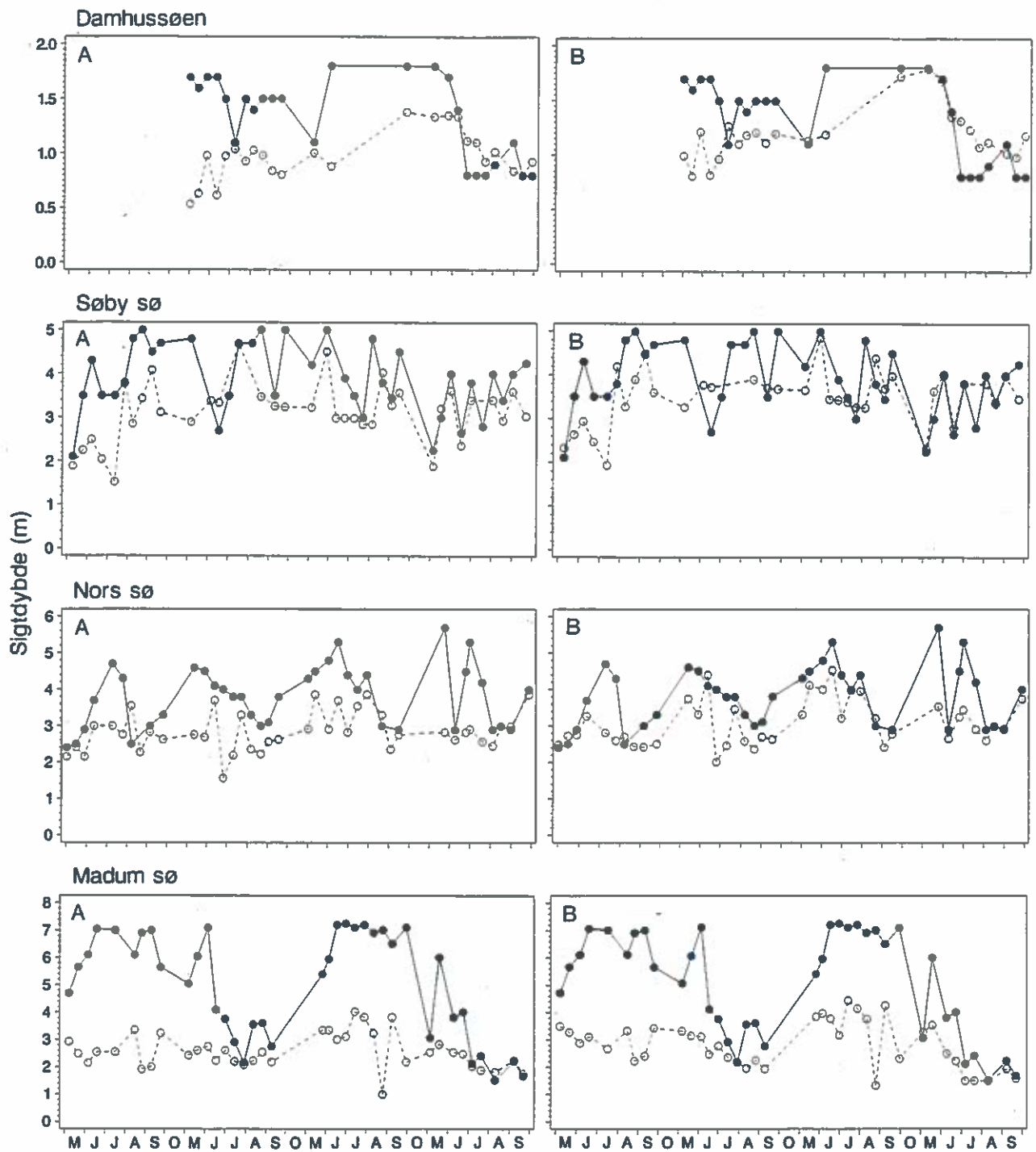


Figur 7.16. Sæsonvariationen i målt sigtdybde og sigtdybden beregnet ud fra modellerne for 4 lavvandede søer uden eller med lille udbredelse af undervandsvegetation. (A) sigtdybden er beregnet ud fra formel 2, d.v.s. at middeldybden, totalfosfor og søarealet er inkluderet, og (B) ud fra formel 4, hvor også græsningensprocenten og bransenbiomassen fanget i gællenet (fangst pr. net) er inkluderet. ● = målinger, ○ = simuleringer.

#### Mange effekter af planterne

Der kan være flere grunde hertil. Græsningstrykket bliver underestimeret i de vegetationsrige søer, fordi dyreplanktonet gemmer sig i vegetationen i dagtimerne (Timms & Moss, 1984; Jeppesen et al., 1989) for at undgå at blive ædt af fisk. Desuden er til plantetilknyttede filtratorer (cladoceer, muslinger m.v.) enten ikke med i dyreplanktonprøverne eller dårligt repræsenterede. Endelig øges kvælstoftabet i vegetationsrige søer, så planktonalgerne ofte bliver kvælstofbegrænsede, og planterne kan evt. inhibere algerne ved

udskillelsen af kampstoffer, begge dele fører til større sigtbarhed i vandet, end modellerne kan forudsige.

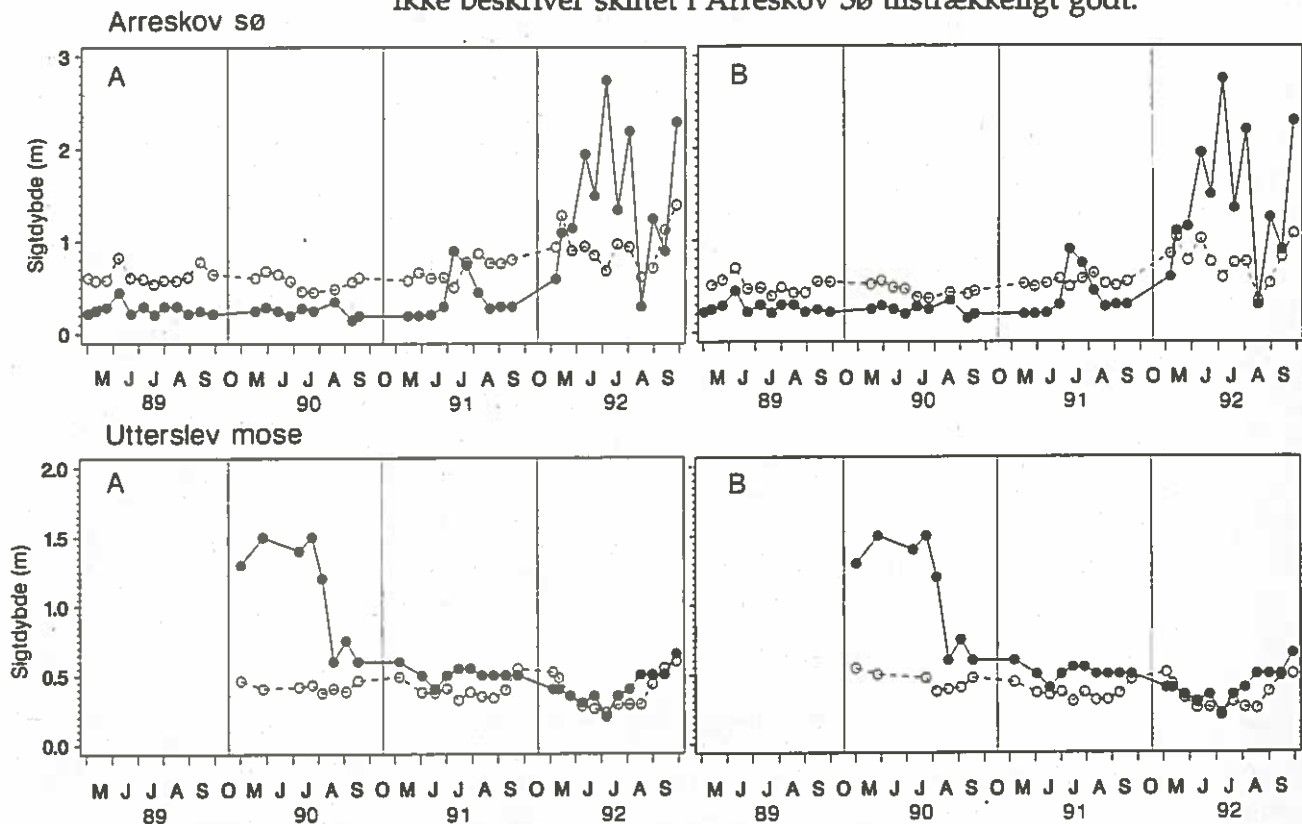


Figur 7.17. Sæsonvariationen i målt sigtdybde og sigtdybden beregnet ud fra modellerne for 4 lavvandede søer med udbredt undervandsvegetation. (A) sigtdybden er beregnet ud fra formel 2 (Tabel 7.1.), d.v.s. at middeldybden, totalfosfor og søarealet er inkluderet, og (B) ud fra formel 4, hvor også græsningsprocenten og bransenbiomassen fanget i gællenet (fangst pr. net) er inkluderet. ● = målinger, ○ = simuleringer.

*Dårlig simulering i vegetationsrige søer*

Det er da også karakteristisk, at modellen simulerer sigtdybden dårligt i Utterslev Mose i 1990, hvor vegetationen var udbredt i søen, mens der opnås en god simulering i de efterfølgende år, hvor plantebiomassen var lav (Fig. 7.18). I næringsrige, lavvandede søer kan en forøgelse i sigtdybden, f.eks. som følge af en reduktion i bestanden af planktivore fisk, måske også påvirke resu-

spensionen, fordi der etableres et afskærmende lag af trådalger på bunden. I dette lag gemmer dyreplanktonet sig også i dagtimerne og undslipper derved dyreplanktonprøvetagningerne i vandfasen. Disse forhold kan være en medvirkende årsag til, at modellen ikke beskriver skiftet i Arreskov Sø tilstrækkeligt godt.



Figur 7.18. Sæsonvariationen i målt sigt dybde og sigt dybden beregnet ud fra modellerne for 2 søer, i hvilke der over måleperioden er sket markante ændringer i den biologiske struktur. (A) sigt dybden er beregnet ud fra formel 2 (Tabel 7.1.), d.v.s. at middeldybden, totalfosfor og søarealet er inkluderet, og (B) ud fra formel 4, hvor også græsningprocenten og brasenbiomassen fanget i gællenet (fangst pr. net) er inkluderet. ● = målinger, ○ = simuleringer.

I sin nuværende form kan modellerne bruges til at forklare år til år variationer, men de har ingen prognostisk værdi. I takt med at datamaterialet for overvågningssøerne øges, vil det blive muligt gradvist at gøre modellerne mere prognostiske.

## 7.4 Konklusion

### Konklusion

På grundlag af resultaterne i dette kapitel kan det konkluderes

- at fiskebestandens mængde og sammensætning i vid udstrækning afgør dyreplanktonets muligheder for at kontrollere planteplanktonet og dermed dets evne til at forbedre vandets gennemsigtighed
- at det gennemsnitlige græsningstryk på planteplanktonet aftog med stigende tæthed af fisk fanget i gællenet, og at græsningstrykket kun var højt, når fangsten var lavere end 40-50 dyreplanktonædende fisk pr. net. Endvidere var år til år variationen i græsningstrykket gennemgående lav i søer med en fosforkoncentration på mere end  $0,1-0,15 \text{ mg P l}^{-1}$  og stor i

de mindre næringsrige søer, hvilket kan skyldes, at naturligt forekommende år til år variationer i fiskebestanden i søer med mange dyreplanktonædende fisk kun har lille virkning på græsningstrykket. I søer med fiskedrab var år til år variationen i græsningstrykket og vandets gennemsigtighed dog stor.

- at mængden af et til flerårige planktivore fisk synes at bestemme niveauet af dyreplankton og dets græsningstryk på planteplanktonet, men at årets yngel i vid udstrækning bestemmer de sæsonmæssige fluktuationer. Ved alle næringsstofniveauer var græsningstrykket således specielt lavt midt på sommeren, hvor årets yngel fouragerer i de frie vandmasser, mens der var et højt græsningstryk i forsommeren i søer med lav til moderat høj bestand af dyreplanktonædende fisk.
- at de konstaterede store år til år variationer i rekruttering af fiskeynglen (kapitel 6) har en væsentlig afsmittende virkning på miljøtilstanden. Det vil derfor være hensigtsmæssigt at inddrage yngelundersøgelser som led i overvågningen med henblik på at kunne reducere "støjen", så den mere langsigtede udvikling bedre kan identificeres.
- at specielt brasen påvirker vandets sigtbarhed negativt ved fødesøgning i bunden. Brasendominerede søer har således gennemgående højere indhold af uorganisk stof end brasen-frie søer. Udsætning af sandart som miljøforbedrende faktor i næringsrige søer vil derfor næppe være hensigtsmæssig, da sandart fremmer dominansen af store brasen.
- at der kan opnås en forbedring i simuleringen af sigtdybden i søer, hvis græsningstrykket fra dyreplankton, og i lavvandede søer også brasenbiomassen, medtages som forklarende variable som supplement til fysisk-kemiske variable. Specielt i de lavvandede søer uden bundplanter og i dybe søer er simuleringen god, mens de opstillede modeller i ringere grad simulerer sigtdybden i planterige søer og søer med struktur-skift.
- at de opstillede modeller kan anvendes til at forklare år til år variationer i sæsondynamikken i f.eks. sigtdybden, men at de, i takt med at datamaterialet på overvågningsøerne øges, efterhånden kan gøres mere prognostiske.

## 8. Samlet konklusion. Status og udvikling i overvågningssøernes miljøtilstand og biologiske struktur.

På baggrund af de foregående kapitler fremhæver vi følgende hovedkonklusioner:

- for overvågningssøerne som helhed er der kun sket mindre ændringer i perioden 1989 til 1992. En del af søerne har dog ændret sig betydeligt.
- fosforkoncentrationerne i tilløbene til søerne har haft en faldende tendens. Siden 1989 har der været en forbedret spildevandsrensning eller afskæring af spildevandet til mindst 10 af de 37 overvågningssøer.
- fosforkoncentrationen i søerne har ligeledes haft en faldende tendens, der dog kun i nogle tilfælde kan relateres til mindsket indløbskoncentration. I andre tilfælde er der tale om ændret intern fosfortilførsel. Søkoncentrationen er især reduceret i den mest næringsrige del af søerne. På årsbasis havde ¼ af søerne i 1989 en fosforkoncentration højere end 0,293 mg P l<sup>-1</sup> mod 0,203 mg P l<sup>-1</sup> i 1992.
- kvælstofkoncentrationerne i tilløbene og søerne er som helhed uændrede, og kun i få søer er der tale om ændringer.
- sigtdybden for overvågningssøerne som helhed er stort set uændret i perioden 1989 til 1992. Dog er sigtdybden på års- eller sommerbasis ændret signifikant i 10 tilfælde, og heraf er den øget i de 8. Ændringer i sigtdybde og klorofyl a kan kun i enkelte tilfælde tilskrives ændret næringsstofindhold. Derimod synes ændret biologisk struktur i flere tilfælde at være afgørende for udviklingen.
- biologiske forhold vedrørende fiskebestand, dyre- og planteplankton samt undervandsplanter har en stor indflydelse på sigtdybde og miljøtilstand. Eksempelvis aftager dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet med øget tæthed af dyreplanktonædende fisk og kan kun udgøre et højt græsningstryk, hvis antallet af disse fisk pr. garn er mindre end 40-50.
- kendskab til den biologiske struktur kan forbedre de empiriske sammenhænge mellem fosforkoncentration og sigtdybde. Ved at inddrage dyreplanktonets græsning på planteplankton samt brasenbestands størrelse forbedres forklaringsprocenten fra 68% til 76% i de lavvandede søer og fra 34% til 60% i de dybe søer.
- det generelle billede af overvågningssøerne i 1992 er i store træk uændret. Det vil sige, at overvågningssøerne (der er et



repræsentativt udsnit af de danske søer) er generelt karakteriseret ved:

- et højt næringsstofindhold
  - høj planteplanktonbiomasse domineret af grønalger og blågrønalger (75% af søerne)
  - lav sigtdybde
  - lavt græsningstryk af dyreplankton på planteplankton og
  - en fiskebestand domineret af dyreplanktonædende arter.
- halvdelen af overvågningssøerne havde i 1992 således:
- en fosforkoncentration  $> 0,11 \text{ mg P l}^{-1}$
  - en sigtdybde  $< 1 \text{ m}$
  - en planteplanktonbiomasse  $> 11 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$
  - en dyreplanktonbiomasse  $< 0,24 \text{ mg tv l}^{-1}$ , der på sommerbasis dagligt kun potentielt kan fjerne 11% af planteplanktonbiomassen og derfor har ringe evne til at begrænse mængden af planteplankton (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Miljøtilstanden i 1992 i overvågningssøerne ved angivelse af udvalgte nøgleparametre (middelårsværdier for fosfor og kvælstof). De øvrige er middelsommerværdier (1.5-1.10).

Parameter	antal	gns	25%	median	75%
P-indløbskoncentration (mg tot-P l <sup>-1</sup> )	25	0,16	0,11	0,13	0,25
P-søkoncentration (mg tot-P l <sup>-1</sup> )	37	0,17	0,07	0,11	0,20
P-tilbageholdelse (%)	52	2	-18	2	28
N-indløbskoncentration (mg tot-N l <sup>-1</sup> )	25	9,9	8,6	10,8	12,2
N-søkoncentration (mg tot-N l <sup>-1</sup> )	37	3,18	1,33	2,18	4,74
N-tilbageholdelse (%)	25	43	20	39	63
Sigtdybde (m)	37	1,23	0,51	0,98	1,52
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )	37	17	7	11	26
Planteplankton (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	37	17	7	11	26
Blågrønalgers andel (%) af totalbiomasse	37	37	8	30	62
Dyreplankton (mg tv l <sup>-1</sup> )	37	0,79	0,08	0,24	0,73
Dyreplanktonets daglige græsning (%) af planteplankton	37	15	6	11	21

## 9. Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992

Tilførslen af fosfor til vandløb, søer og havet falder stadig. Til havet tilførtes der i 1992 16% mindre fosfor end i 1991, selvom vandafstrømningen var den samme. Der er sket et fald i fosfortilførslen fra både punktkilder og det åbne land.

Når der tages højde for variationerne i vandafstrømningen, kan der ikke påvises nogen reduktion i kvælstoftransporten efter Vandmiljøplanens ikrafttræden i de danske vandløb som følge af tiltagene i landbruget. Der er sket en stigning på ca. 14% i vandløbenes kvælstoftilførsel til havet fra 1991 til 1992. Årsagen er primært en tør sommer, hvor planterne ikke kunne optage den udbragte gødning med efterfølgende stor udvaskning til følge.

Danmarks Miljøundersøgelsers landsdækkende rapporter om Vandmiljøplanens overvågningsprogram udarbejdes årligt og omfatter: landovervågning, vandløb og kilder, søer, havet og atmosfæren. Det sker på baggrund af data og rapporter fra amtskommunerne og målinger udført af Danmarks Miljøundersøgelser. Rapporterne om Landovervågning er udarbejdet sammen med Danmarks Geologiske Undersøgelse. Rapporterne udkom første gang i 1990 og behandlede resultaterne fra 1989.

### Fosfor

**Vandløb:** Fosforkoncentrationen i de danske vandløb falder stadig. Den vigtigste kilde er fortsat rensningsanlæg, men den bedre spildevandsrensning har medført en reduktion i den vandføringsvægtede fosforkoncentration på ca. 40% siden 1989 i de spildevandsbelastede vandløb. Der er også for første gang påvist et tilsvarende fald i fosforkoncentrationen i vandløb i dyrkede oplande.

**Søer:** Miljøtilstanden i de danske søer reguleres især af fosfortilførslen. Siden 1989 er der sket en reduktion i de spildevandsbetingede fosfortilførsler til godt en fjerdedel af søerne, men udledninger fra byspildevand og dambrug udgør stadig mere end 25% af den samlede tilførsel til disse søer. Hovedparten af fosfortilførslen til søerne kan dog generelt tilskrives udledninger fra det åbne land - herunder udledninger fra spredt bebyggelse.

**Havet:** Den lavere tilførsel til havet har medført en lavere fosforkoncentration i hovedparten af kystvandene. Derved er perioden med lave fosforkoncentrationer blevet længere. Overordnet spiller fosfor dog kun en mindre rolle for de biologiske forhold og dermed for miljøtilstanden i de danske farvande på grund af hurtig omsætning af fosfor og frigivelse fra havbunden.

### Kvælstof

**Vandløb:** En statistisk analyse af kvælstoftransporten, hvor der tages højde for år til år variationerne i vandafstrømningen, er

gennemført på data fra 55 vandløb i forskellige regioner. Analysen viser, at der ikke kan påvises nogen reduktion efter Vandmiljøplanens ikrafttræden.

Ca. 80% af det kvælstof, som med vandløbene transporteres til havet, stammer fra landbruget. Således tilføres vandløbene ca. 10 gange så meget kvælstof fra dyrkede arealer som fra udyrkede arealer.

**Landbrug:** Interviewundersøgelser i seks små landbrugsoplande viser, at de største problemer fortsat ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen, og at der på omkring en femtedel af markerne er en overgødsning i forhold til det økonomisk optimale.

Undersøgelsen viser også, at der er sket en lille forbedring i nyttevirkningen af husdyrgødningen, idet forårs- og sommerudbringningen af især den flydende husdyrgødning er steget med 7% siden 1989.

Undersøgelsen har klarlagt, at en forbedring af landbrugenes gødningspraksis hurtigt kan registreres i vandløb, som løber igennem oplande med lerjord. Dette fremgår bl.a. af, at effekten af den tørre sommer og dårlige høst umiddelbart medførte en øget kvælstoftransport. Effekten af en forbedring af gødningspraksis vil derimod være betydeligt forsinket i vandløb, der gennemstrømmer sandjordsoplande.

**Atmosfæren:** Tilførslen af kvælstofforbindelser fra atmosfæren udgør en stor del af den samlede kvælstoftilførsel til havmiljøet. Heraf kommer en væsentlig del som ammoniak fra danske kilder, især fra landbruget.

I perioden 1988-92 er der målt et svagt fald i den atmosfæriske kvælstoftilførsel. Disse ændringer skyldes muligvis klimatiske forhold.

**Havet:** Kvælstofkoncentrationerne i kystvandene var i foråret 1992 på samme niveau som de tidligere år. Enkelte steder som Svendborg Sund kunne der ses en reduktion i kvælstofkoncentrationen om sommeren på grund af den bedre spildevandsrensning. I fjorde og kystvande er der en betydelig tilbageholdelse/fjernelse af kvælstof, som i 1992 var 10-20% større en tidligere.

### *Miljøtilstand*

**Vandløb:** Miljøtilstanden i vandløbene øst for Storebælt er tydeligt dårligere end på Fyn og i Jylland. Miljøtilstanden reguleres af såvel fysiske som kemiske forhold, og især forskelle i strømforhold kan forklare forskellene mellem landsdelene. Næringsstoffer spiller en forholdsvis lille rolle for miljøtilstanden, og der kan ikke påvises nogen generel forbedring i perioden 1989-1992, hvilket formodentlig skyldes en dårlig tilstand i 1992 pga. lav vandføring og dermed ringe fortynding af spildevandet.

**Søer:** Fosforkoncentrationen er af afgørende betydning for miljøtilstanden i de fleste danske søer. Der er således en god sammenhæng mellem fosforkoncentrationen i søvandet og søvandets

klarhed - sigtddybden. En stor sigtddybde er udtryk for få alger, men generelt skal fosforkoncentrationerne ned under 0,1 mg P/l, før der sker en markant forbedring i sigtddybden. I halvdelen af søerne var fosforkoncentrationerne højere end 0,13 mg P/l, og sigtddybden mindre end 1 meter i sommeren 1992. Sigtdybden i søerne er generelt ikke ændret i perioden 1989-92, men der er tendens til faldende fosforkoncentrationer i søvandet i mange af de mest forurenede søer.

Resultaterne fra Overvågningsprogrammet viser dog også, at ændringer i de biologiske strukturer i søerne kan have afgørende indflydelse på vandets klarhed. F.eks. blev Arreskov Sø klarvandet i 1992, især fordi der kun var få store brasen, men stor forekomst af algeædende dyreplankton. Omvendt blev vandet i Utterslev mose tiltagende uklart formentlig på grund af øget forekomst af dyreplanktonædende fisk (skaller) og dårligere udvikling af undervandsplanterne i søen.

Sammenhængen mellem søvandets fosforkoncentration og sigtddybden kan således forbedres ved inddragelse af dyreplanktonets græsning og (for lavvandede søer) brasenbestandens størrelse.

**Havet:** Generelt er der ikke observeret markante udviklingstendenser i perioden 1989-1992. I en række østjyske fjorde og Limfjorden er der sket en forbedring af miljøtilstanden med færre alger og klarere vand. Det skyldes en lavere afstrømning og dermed lavere kvælstofbelastning i perioden 1989-1992 i forhold til i begyndelsen af 1980'erne, samt fosforfjernelse fra spildevand.

Masseopblomstring af alger observeredes i lighed med tidligere år i mange områder i 1992, og der var indikationer på, at en masseopblomstring af *Chrysochromulina*-alger var giftig. I flere områder blev muslingefiskeriet lukket på grund af risiko for giftstoffer fra planktonalger i muslingerne.

Nedbrydning af alger i bundvandet forårsager forbrug af ilt. På grund af klimatiske forhold varierer iltsvindets størrelse, udbredelse og forekomst i tid. I 1992 forekom iltsvind 1-3 måneder senere end tidligere år, men udbredelse og laveste koncentrationer var på niveau med tidligere år.

Bunddyrene påvirkes bl.a. af mængden af føde og iltforholdene. I Nordsøen, Vadehavet, Skagerak og det nordlige Kattegat er mængden af bunddyr steget igennem 1980'erne, hvilket tolkes som et resultat af øget algemængde og dermed øget føde for dyrene. I Vadehavet synes denne udvikling at være stoppet, og i dele af Nordsøen reduceres faunaen pga. iltsvind i starten af 1980'erne.

I det sydlige Kattegat og Østersøen er der i det sidste årti sket en tilbagegang i faunaen og i enkelte år er faunaen helt forsvundet pga. iltsvind. I det sydlige Kattegat er bunddyrene ved at vende tilbage.

I de fleste kystnære områder er bunddyrsfaunaen uændret forarmet i forhold til en naturlig basistilstand. Enkelte steder kan der observeres lokale forbedringer, som enten kan tilskrives bedre spildevandsrensning eller bedre iltforhold på grund af mindsket afstrømning.

Dybdeudbredelsen af ålegræs og andre undervandsplanter aftager med stigende kvælstofkoncentration i vandet. Årsagerne er, at øget kvælstofkoncentration øger algemængden i vandet og giver dårlige lysforhold ved bunden. På dybt vand er der således ikke lys nok. Selvom ålegræs flere steder forsvandt, var der generelt ikke tale om en reduktion i bestandene.

Ved høje næringsstofkoncentrationer udkonkurreres ålegræs af søsalat og trådalger. Også i 1992 blev der observeret masseforekomster af disse alger inderst i de fleste fjorde og beskyttede kystområder, men der var ingen forandring i forhold til tidligere år.

Resultaterne viser, at i de fleste kystvande vil en reduktion i kvælstofbelastningen hurtigt vise sig som mindre algeproduktion, klarere vand og aftagende iltsvind. Derved øges udbredelsen af vandplanter og et alsidigt dyreliv etableres igen. I de dybere lagdelte farvande forsinkes forbedringen af iltforholdene og dermed bunddyrenes levevilkår.

## 10. Referencer

(For referencer til amsrappporter - se efterfølgende oversigt)

*Christensen, T. (1980):* Algae, a taxonomic survey. Fasc. 1. AiO Tryk. Odense. 216 pp.

*Hansen, A.-M., Jeppesen, E., Bosselmann, S. & Andersen, P. (1992):* Zooplankton i søer - metoder og artslistes. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøbiologisk Laboratorium ApS, Bio/consult as. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 205.

*Hoomand, M.F., Grundahl, E., Runge, K. Kemp & Aistrup, W. (1993):* Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Faglig rapport fra DMU.

*Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. (1990):* Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 94 pp.

*Jensen, J.P., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1990):* Relationships between nitrogen loading and in-lake nitrogen concentrations in shallow Danish lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 201-204.

*Jensen, J.P., Jeppesen, E., Olrik, K. & Kristensen, P. (submitted):* Impact of nutrients and physical factors on the trophic shift from cyanobacterial to chlorococcal dominance in shallow Danish lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci.

*Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O., Hansen, A.-M. & Windolf, J. (1989):* Bundplanterets betydning for miljøkvaliteten i søer. Vand & Miljø 8: 345-349.

*Jeppesen, E., Mortensen, E., Søndergaard, M., Hansen, A.-M. & Jensen, J.P. (1991):* Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8.

*Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990):* Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C9. 120 pp.

*Kristensen, P., Kronvang, B., Jeppesen, E., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorf, Aa., Bruhn, A. & Søndergaard, M. (1990a):* Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 5.

*Kristensen, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990b):* Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 27 s.

*Kristensen, P., Jensen, J.P., Jeppesen, E. & Erlandsen, M. (1991):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 38.

*Kristensen, P., Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Sortkjær, L. (1992):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. 111 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 63.

*Mikkelsen, H. (pers.):* Statens Planteavlfsforsøg, Afdeling for jordbrugsmeteorologi.

*Miljøstyrelsen (1988):* Fosfor - kilder og virkninger. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2. 120 s.

*Mortensen, E., Jerl Jensen, H., Müller, J.P. & Timmermann, M. (1990):* Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram, fiskeredskeber og metoder. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 57 s. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.

*Olrik, K. (1991):* Planteplankton - metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelse af planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt 187. Rapport fra Miljøstyrelsen. 108 s.

*Rebsdorf, Aa., Søndergaard, M. & Thyssen, N. (1988):* Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. Miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium. 59 s. Teknisk rapport nr. 21.

*Svendsen, L.M., Erfurt, J., Friberg, N., Græsbøll, P., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Rebsdorf, Aa. (1993):* Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 88.

*Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1993):* Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356.

*Timms, R.M. & Moss, B. (1984):* Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 29: 472-486.

## 11. Oversigt over amtsrapporter

### Frederiksborg Amt

- a) *Frederiksborg Amt (1993): Arresø, tilstand 1992. Vandmiljøovervågning nr. 7. Rapport fra Frederiksborg Amt. 31 s. Udarbejdet af P. Jørgensen.*
- b) *Frederiksborg Amt (1993): Bastrup Sø, tilstand 1992. Vandmiljøovervågning nr. 8. Rapport fra Frederiksborg Amt. 25 s. Udarbejdet af P. Jørgensen*
- c) *Frederiksborg Amt (1993): Fuglesø, tilstand 1992. Vandmiljøovervågning nr. 9. Rapport fra Frederiksborg Amt. 25 s. Udarbejdet af P. Jørgensen.*

### Fyns Amt

- a) *Fyns Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Det fynske vandmiljø 1992. Rapport fra Fyns Amt. 42 s.*
- b) *Fyns Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Arreskov Sø 1992. Rapport fra Fyns Amt. 99 s.*
- c) *Fyns Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Langesø 1992. Rapport for Fyns Amt. 127 s.*
- d) *Fyns Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Søholm Sø 1992. Rapport fra Fyns Amt. 127 s.*
- e) *Fyns Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Fiskebestanden i Arreskov Sø, august 1992. Rapport fra Fyns Amt. 67 s. + 6 bilag. Udarbejdet af Jensen, H.J., Müller, J.P. & Helmsgaard, P., Fiskeøko-logisk laboratorium.*
- f) *Fyns Amt (1992): Vandmiljøovervågning - Fiskebestanden i Langesø, 1989. Rapport fra Fyns Amt. 93 s. Udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning.*
- g) *Fyns Amt (1992): Vandmiljøovervågning - Fiskebestanden i Søholm Sø, 1988. Rapport fra Fyns Amt. 87 s. Udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning.*

### Københavns Amt

- a) *Københavns Amt (1993): Overvågning af søer 1992. Miljøafdelingen, Københavns Amt. Miljøserie nr. 50. 107 s. + bilag. Udarbejdet af Hansen, C.M, Nielsen, P.V., Rasmussen, J., Jacobsen, L. & Larsen, L.*



## **Københavns Kommune**

a) *Københavns Kommune (1993): Miljøtilstanden i Damhussøen 1992. Rapport fra Københavns Kommune. 49 s. + 18 bilag.*

b) *Københavns Kommune, 1993: Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1992 Københavns Kommune. Stadsingeniørens direktorat, Afløbsafdelingen, Miljøkontoret, Ferskvandssektionen, 91 sider + 36 bilag.*

## **Nordjyllands Amt**

a) *Nordjyllands Amt (1993): Vandmiljøovervågning - Søer. Rapport fra Nordjyllands Amt. 56 s. + 4 bilag.*

## **Ribe Amt**

a) *Ribe Amt (1993): Kvie Sø. Holm Sø. Vandmiljøovervågning. Rapport fra Ribe Amt. 28 s.*

b) *Ribe Amt (1993): Holm Sø 1992. Plante- og dyreplankton. Notat fra Ribe Amt. 17 s. + 12 bilag. Udarbejdet af Angantyr, L.A. & Olrik, K., Miljøbiologisk Laboratorium.*

c) *Ribe Amt (1993): Kvie Sø 1992. Plante- og dyreplankton. Notat fra Ribe Amt. 13 s. + 13 bilag. Udarbejdet af Sørensen, A. & Olrik, K. Miljøbiologisk Laboratorium.*

## **Ringkjøbing Amt**

### **Ringkjøbing Amt**

a) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Kilen 1992. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 32 s. + 4 bilag.*

b) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Søby Sø 1992. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 24 s. + 3 bilag.*

c) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Lemvig Sø 1992. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 29 s. + 4 bilag.*

d) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Overvågningsøer Miljøstatus 1992. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 13 s.*

e) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Fiskebestanden i Kilen 1992. Tekstdel. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 54 s. Udarbejdet af Müller, J.P. & Jensen, H.J., Fiskeøkologisk Laboratorium.*

f) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Fiskebestanden i Kilen 1992. Bilagsdel. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. Udarbejdet af Müller, J.P. & Jensen, H.J., Fiskeøkologisk Laboratorium.*

g) *Ringkjøbing Amtskommune (1993): Sedimentundersøgelser Kilen 1992. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 30 s. + 2 bilag. Udarbejdet af Matthiessen, A. & Marcus, E., Hedeselskabet.*

h) *Ringkjøbing Amtskommune (1992): Lemvig Sø 1991. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune. 17 s. + bilag.*

#### **Roskilde Amt**

a) *Roskilde Amt (1993): Borup Sø 1989-1992. Vandmiljø overvågning. Rapport fra Roskilde Amt. 39 s. + 9 bilag. Udarbejdet af Rasmussen, J.V.*

b) *Roskilde Amt (1993): Gundsømagle Sø 1989-1992. Vandmiljøovervågning. Roskilde Amt. 51 s. + 10 bilag. Udarbejdet af Rasmussen, J.V. & Rumesen, I.*

#### **Storstrøms Amt**

a) *Storstrøms Amt (1993): Forureningstilstand i vandløb 1988-92. Rapport fra Storstrøms Amt. 114 s. Udarbejdet af Jacobsen, L.*

b) *Storstrøms Amt (1993): Hejrede Sø. Overvågningsdata 1992. Rapport fra Storstrøms Amt. 51 s. + 4 bilag. Udarbejdet af T. Kliving.*

c) *Storstrøms Amt (1993): Bundvegetationen i Maribo Sønderø og Røgbølle Sø 1992. Rapport fra Storstrøms Amt. 97 s. Udarbejdet af Moeslund, B. & Hansen, L.R., Bio/consult.*

d) *Storstrøms Amt (1993): Vesterborg Sø - Overvågningsdata 1992. Rapport fra Storstrøms Amt. 61 s. + bilag. Udarbejdet af Mortensen, K.*

e) *Storstrøms Amt (1993): Røgbølle Sø. Overvågningsdata 1992. Rapport fra Storstrøms Amt. 41 s. + 4 bilag. Udarbejdet af Nordby, V.*

#### **Sønderjyllands Amt**

a) *Sønderjyllands Amt (1993): Vandmiljøovervågning. Store Søgård Sø. Teknisk rapport fra Sønderjyllands Amt. 68 s.*

b) *Sønderjyllands Amt (1992): Store Søgård Sø: Sedimentundersøgelser 1990 og fremtidig tilstand ved ændret ekstern belastning. Rapport fra Sønderjyllands Amt. 29 s. + bilag.*

c) *Sønderjyllands Amt (1993): Vandmiljø overvågning. Jels Oversø. Teknisk rapport fra Sønderjyllands Amt. 67 s.*

d) *Sønderjyllands Amt (1992): Jels Oversø: Sedimentundersøgelser, 12 sider + bilag. Løst hæfte.*

e) *Sønderjyllands Amt (1993):* Planteplanktonundersøgelser St. Søgård Sø 1992 Søovervågning. Rapport fra Sønderjyllands Amt. 32 s. + 15 bilag. Udarbejdet af Mikkelsen, J., Bio/consult.

f) *Sønderjyllands Amt (1993):* Fyto- og zooplankton Jels Oversø 1992. Rapport fra Sønderjyllands Amt. 32 s. + 15 bilag. Udarbejdet af Mikkelsen, J., Bio/consult.

#### **Vejle amt**

a) *Vejle Amt (1993):* Vandmiljø i Vejle Amt. Overvågning af søer - 1992. Fårup Sø, Engelsholm Sø, Dons Nørresø, Søgård Sø. Rapport fra Vejle Amt. 216 s. Udarbejdet af Møller, P.H., Sørensen, H.L., Marsbøll, S. & Rasmussen, A.C.

#### **Vestsjællands Amt**

a) *Vestsjællands Amtskommune (1993):* Tystrup Sø 1992. Stoftransport og vandkemi. Notat fra Vestsjællands Amtskommune. 27 s.

b) *Vestsjællands Amtskommune (1993):* Tystrup Sø 1992. Plante- og dyreplankton. Notat fra Vestsjællands Amtskommune. 15 s. + 13 bilag. Udarbejdet af Jacobsen, B.Aa., Ingerslev, J.N. & Olrik K.

c) *Vestsjællands Amtskommune (1993):* Tissø 1992. Plante- og dyreplankton. Notat fra Vestsjællands Amtskommune. 13 s. + 13 bilag. Udarbejdet af Sørensen, A., Ingerslev, J.N. & Olrik K.

d) *Vestsjællands Amtskommune (1993):* Vandmiljøovervågning 1992. Samlerapport.

e) *Vestsjællands Amtskommune (1993):* Tissø 1992, stoftransport og vandkemi. Notat fra Vestsjællands Amtskommune.

#### **Viborg Amt**

a) *Viborg Amt (1993):* Særnummer af NYT fra Miljø og teknik: Vandmiljøet. Rapport fra Viborg Amt. 12 s.

b) *Viborg Amt (1993):* Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Samlerapport for 1992. Rapport fra Viborg Amt. 20 s.

c) *Viborg Amt (1993):* Miljøtilstanden i Hinge Sø 1992. Rapport fra Viborg Amt. 61 s. + 5 bilag. Udarbejdet af Moeslund, B., Bio/-consult.

d) *Viborg Amt (1993):* Fiskebestanden i Hinge Sø 1992. 89 s. Rapport fra Viborg Amt. Udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning.

e) *Viborg Amt (1993): Miljøtilstanden i Nors Sø 1992. 59 s. + 8 bilag. Rapport fra Viborg Amt. 59 s. + 8 bilag. Udarbejdet af Orlík, K. & Angantyr, L.A., Miljøbiologisk Laboratorium.*

#### **Århus Amt**

a) *Århus Amt (1993): Ørn Sø 1992. Århus Amt, Miljøkontoret. 37 s. + 10 bilag samt særskilt bilag med biologiske data. Udarbejdet af Drasbech, L, Jensen, H. & Schacht, K.*

b) *Århus Amt (1993): Ravn Sø 1992. Århus Amt, Miljøkontoret. 41 s. + 10 bilag samt særskilt bilag med biologiske data. Udarbejdet af Drasbech, L, Jensen, H. & Schacht, K.*

c) *Århus Amt (1993): Bryrup Langsø 1992. Teknisk rapport. Århus Amt, Miljøkontoret. 82 s. + 10 bilag. Udarbejdet af Jørgensen, T.B., Holm, P.*



## 12. Bilagsoversigt

### Bilag I

Indstråling og kvartalsafstrømning

### Bilag II

Fordeling af planteplanktonarter (slægter) i relation til vandkemi, vandtemperatur og middeldybde

### Bilag III

Dyreplankton

- III.1 År til år variationer i den relative fordeling af calanoide vandlopper og cyclopoide vandlopper
- III.2 År til årvariationer i den relative fordeling af hjuldyr, vandlopper og cladoceer

### Bilag IV

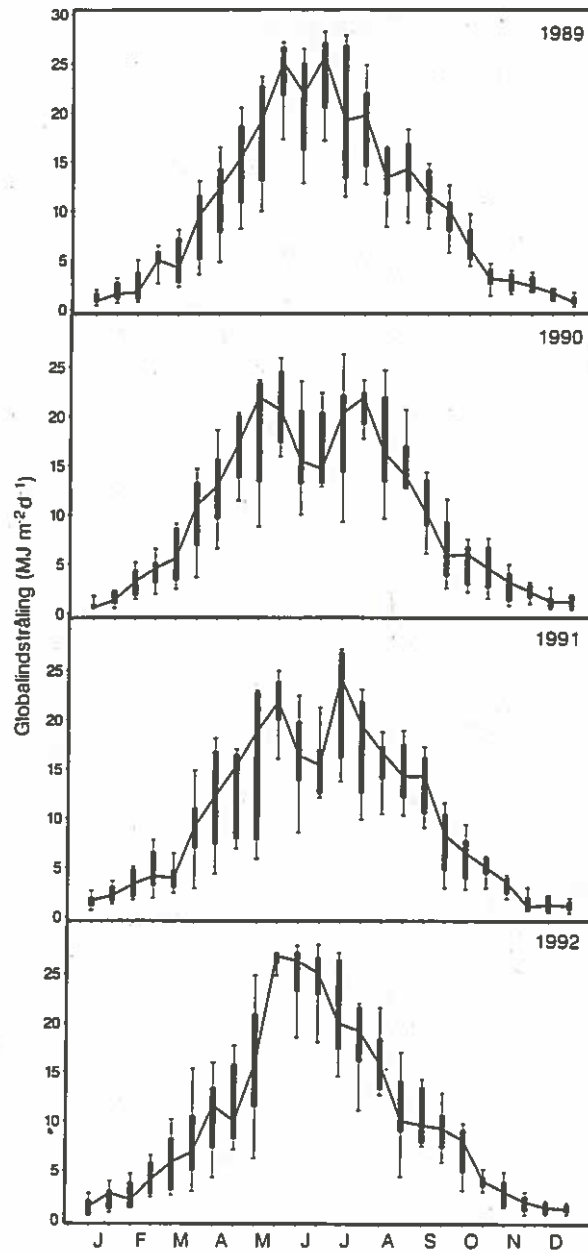
Græsning

- IV.1 Utterslev Mose
- IV.2 Målt sigtddybde vs. simuleret sigtddybde ved tre forskellige empiriske modeller, alle søer
- VI.3 - do lavvandede søer
- VI.4 - do dybe søer

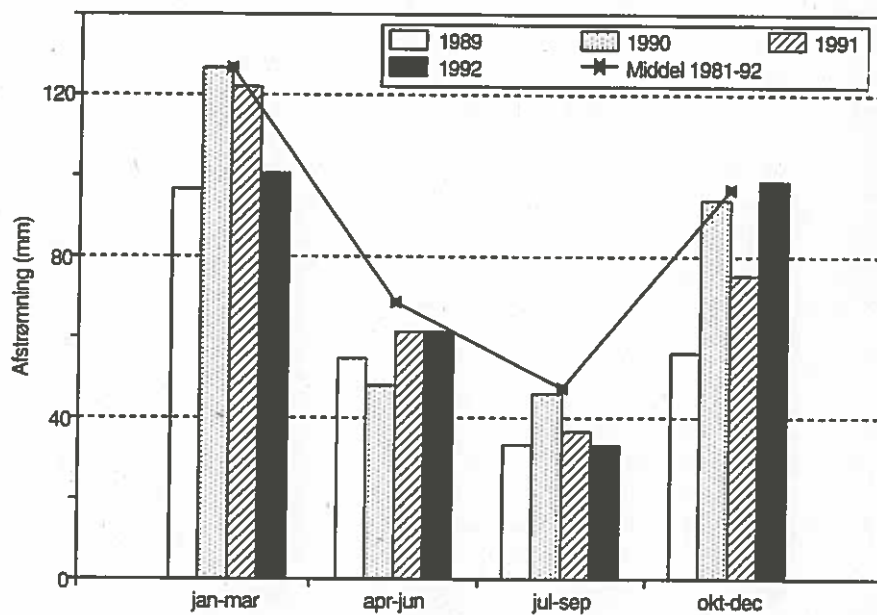
# Bilag I

## Indstråling og kvartalsafstrømning

Figur I.1. Fordelingen (14-dages intervaller) af den globale indstråling på 43 kvadranter spredt over landet (Mikkelsen, pers.)



Figur I.2. Den gennemsnitlige kvartalsafstrømning af ferskvand 1989-92 (efter Svendsen et al., 1993).





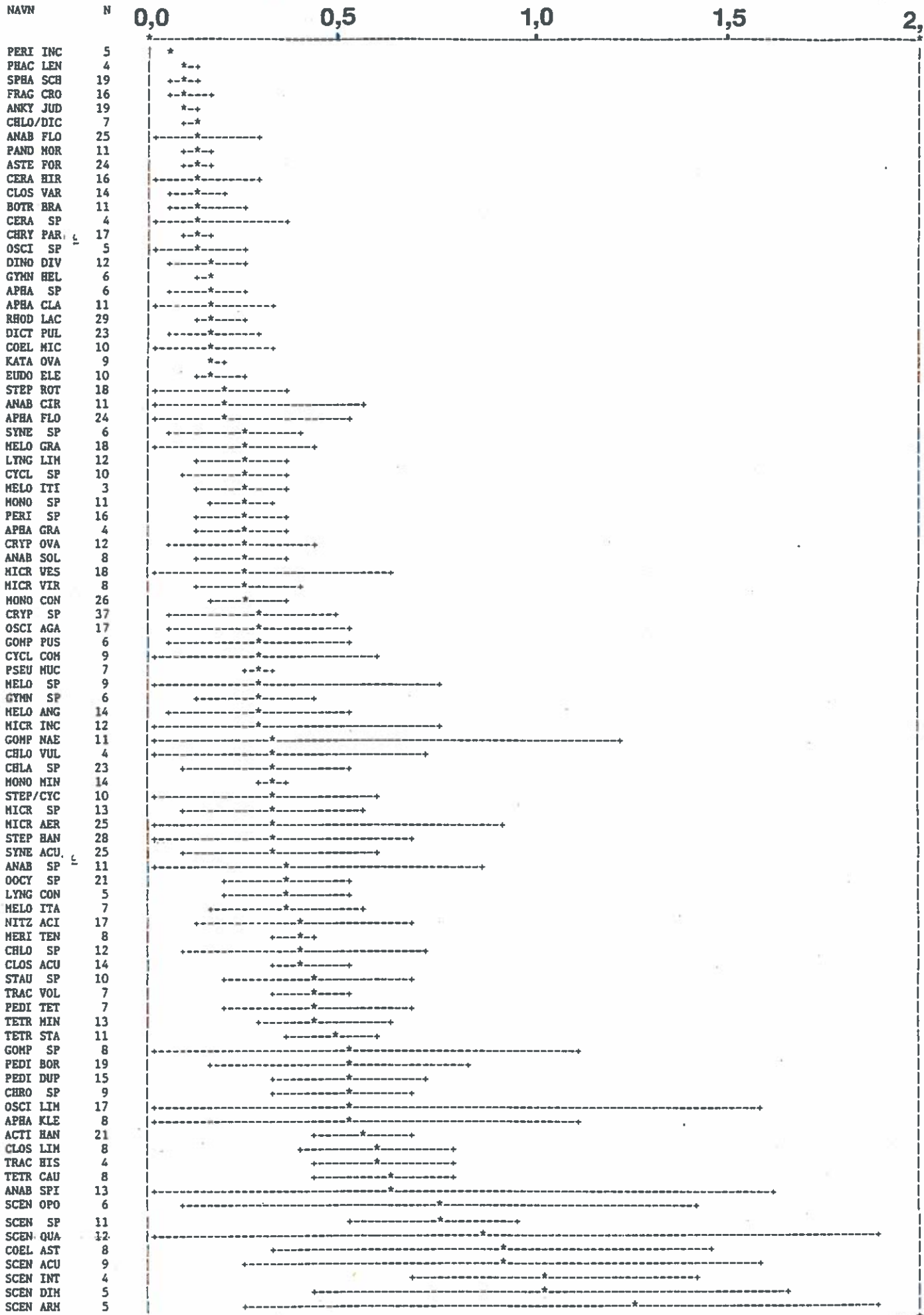
## Bilag II

Oversigt over biomassevægtede gennemsnit (̄) for hyppigt forekommende arters forekomst i forhold til totalfosfor, opløst fosfat, totalkvælstof, uorganisk kvælstof, opløst silicium (kun kiselalger), vandtemperatur og middeldybden for perioden 1/5 - 1/10. Standardafvigelsen fremgår af den vandrette linie. Herudover er antallet af søer, hvor arter/slægter er forekommet, angivet (N).

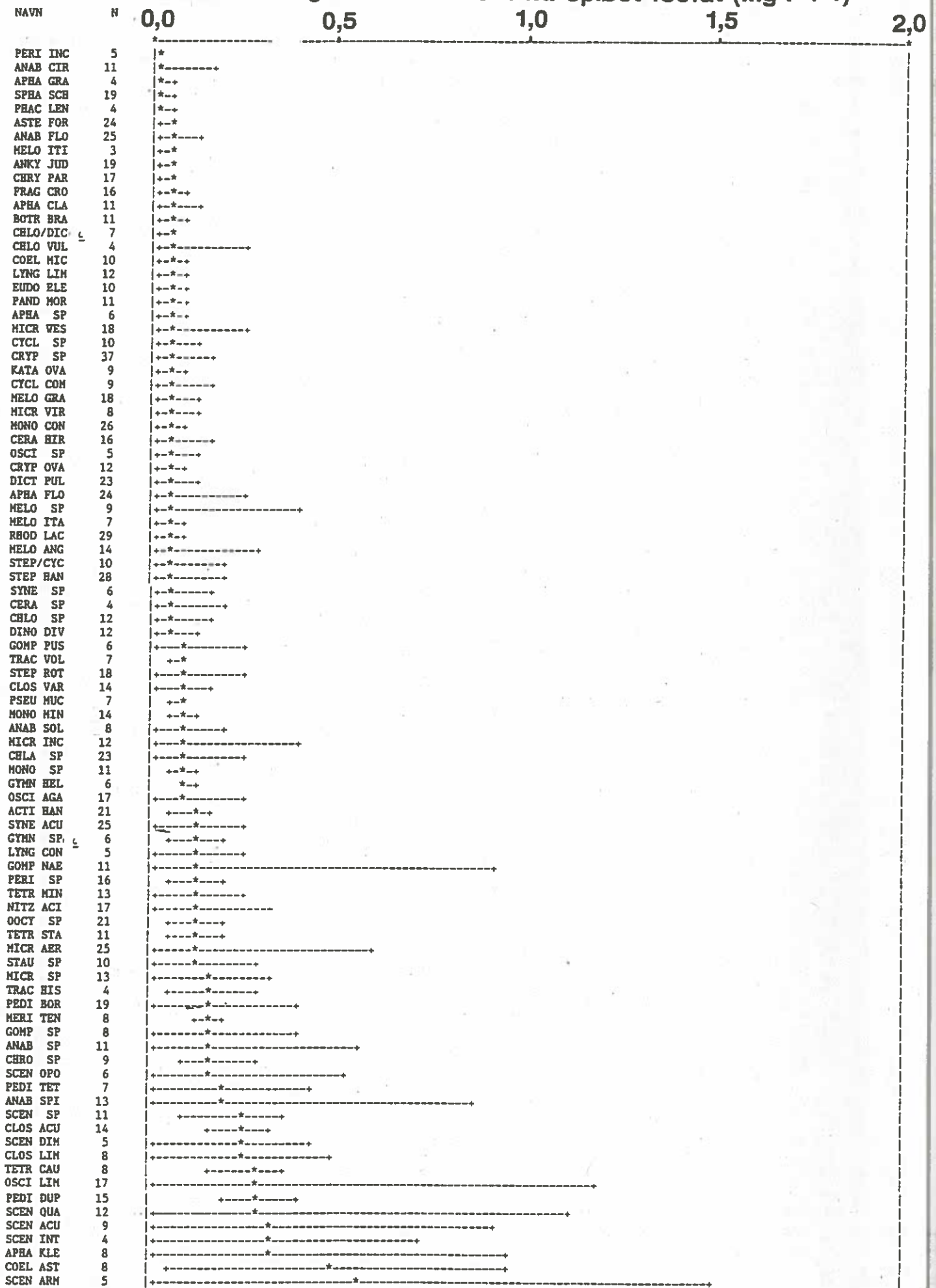
I oversigterne er arterne angivet med den forkortelse, der fremgår af listen på følgende side.

Forkor- telse	Fuldt navn
APHA CLA	: Aphanothece clathrata
GOMP SP	: Gomphosphaeria
GOMP NAE	: Gomphosphaeria naegeliana
GOMP PUS	: Gomphosphaeria pusilla
MERI TEN	: Merismopedia tenuissima
MICR SP	: Microcystis
MICR AER	: Microcystis aeruginosa
MICR INC	: Microcystis incerta
MICR VIR	: Microcystis viridis
MICR VES	: Microcystis vesenbergii
ANAB SP	: Anabaena
ANAB CIR	: Anabaena circinalis
ANAB FLO	: Anabaena flos-aquae
ANAB SOL	: Anabaena solitaria
ANAB SPI	: Anabaena spiroides
APHA SP	: Aphanizomenon
APHA FLO	: Aphanizomenon flos-aquae
APHA KLE	: Aphanizomenon flos-aquae v. klebahnii
APHA GRA	: Aphanizomenon flos-aquae f. gracile
LYNG CON	: Lyngbya contorta
LYNG LIM	: Lyngbya limnetica
OSCI SP	: Oscillatoria
OSCI AGA	: Oscillatoria agardhii
OSCI LIM	: Oscillatoria limnetica
PSEU MUC	: Pseudanabaena mucicola
CHRO SF	: Chromonas
CRYP SP	: Cryptomonas
CRYP OVA	: Cryptomonas ovata
CRYP REF	: Cryptomonas reflexa
KATA OVA	: Katablepharis ovalis
RHOD LAC	: Rhodomonas lacustris
RHOD MIN	: Rhodomonas minuta
CERA SP	: Ceratium
CERA HIR	: Ceratium hirundinella
GYMN SP	: Gymnodinium
GYMN HEL	: Gymnodinium helveticum
PERI SP	: Peridinium
PERI INC	: Peridinium inconspicuum
DINO DIV	: Dinobryon divergens
CHRY PAR	: Chrysochromulina parva
STEP/CYC	: Stephanodiscus/Cyclotella
CYCL SP	: Cyclotella
CYCL COM	: Cyclotella comta
MELO SP	: Melosira
MELO GRA	: Melosira granulata
MELO ANG	: Melosira granulata v. angustissima
MELO ITA	: Melosira italica
MELO ITI	: Melosira italica italica
STEP HAN	: Stephanodiscus hantzschii
STEP ROT	: Stephanodiscus rotula
ASTE FOR	: Asterionella formosa
FRAG CRO	: Fragilaria crotonensis
NITZ ACI	: Nitzschia acicularis
SYNE SP	: Synedra
SYNE ACU	: Synedra acus
TRAC HIS	: Trachelomonas hispida
TRAC VOL	: Trachelomonas volvocina
CART SP	: Carteria
CBLA SP	: Chlamydomonas
EUDO ELE	: Eudorina elegans
PAND MOR	: Pandorina morum
PHAC LEN	: Phacotus lenticularis
ACTI HAN	: Actinastrum hantzschii
ANKY JUD	: Ankyra judayi
BOTR BRA	: Botryococcus braunii
CHLO SP	: Chlorella
CHLO VUL	: Chlorella vulgaris
CHLO/DIC	: Chlorella/Dictyosphaerium
COEL MIC	: Coelastrum microporum
COEL AST	: Coelastrum astroideum
DICT PUL	: Dictyosphaerium pulchellum
HONO SP	: Monoraphidium
HONO CON	: Monoraphidium contortum
HONO MIN	: Monoraphidium minutum
OOCY SP	: Oocystis
PEDI SP	: Pediastrum
PEDI BOR	: Pediastrum boryanum
PEDI DUP	: Pediastrum duplex
PEDI TET	: Pediastrum tetras
SCEN SP	: Scenedesmus
SCEN ACU	: Scenedesmus acuminatus
SCEN ARM	: Scenedesmus armatus
SCEN INT	: Scenedesmus intermedius
SCEN OPO	: Scenedesmus opoliensis
SCEN QUA	: Scenedesmus quadricauda
SCEN DIM	: Scenedesmus dimorphus
TETR CAU	: Tetraedron caudatum
TETR MIN	: Tetraedron minus
TETR STA	: Tetrastrum staurogeniaeforme
SPHA SCH	: Sphaerocystis Schroeterii
CLOS ACU	: Closterium acutum
CLOS VAR	: Closterium acutum v. variabile
CLOS LIM	: Closterium limneticum
STAU SP	: Staurastrum

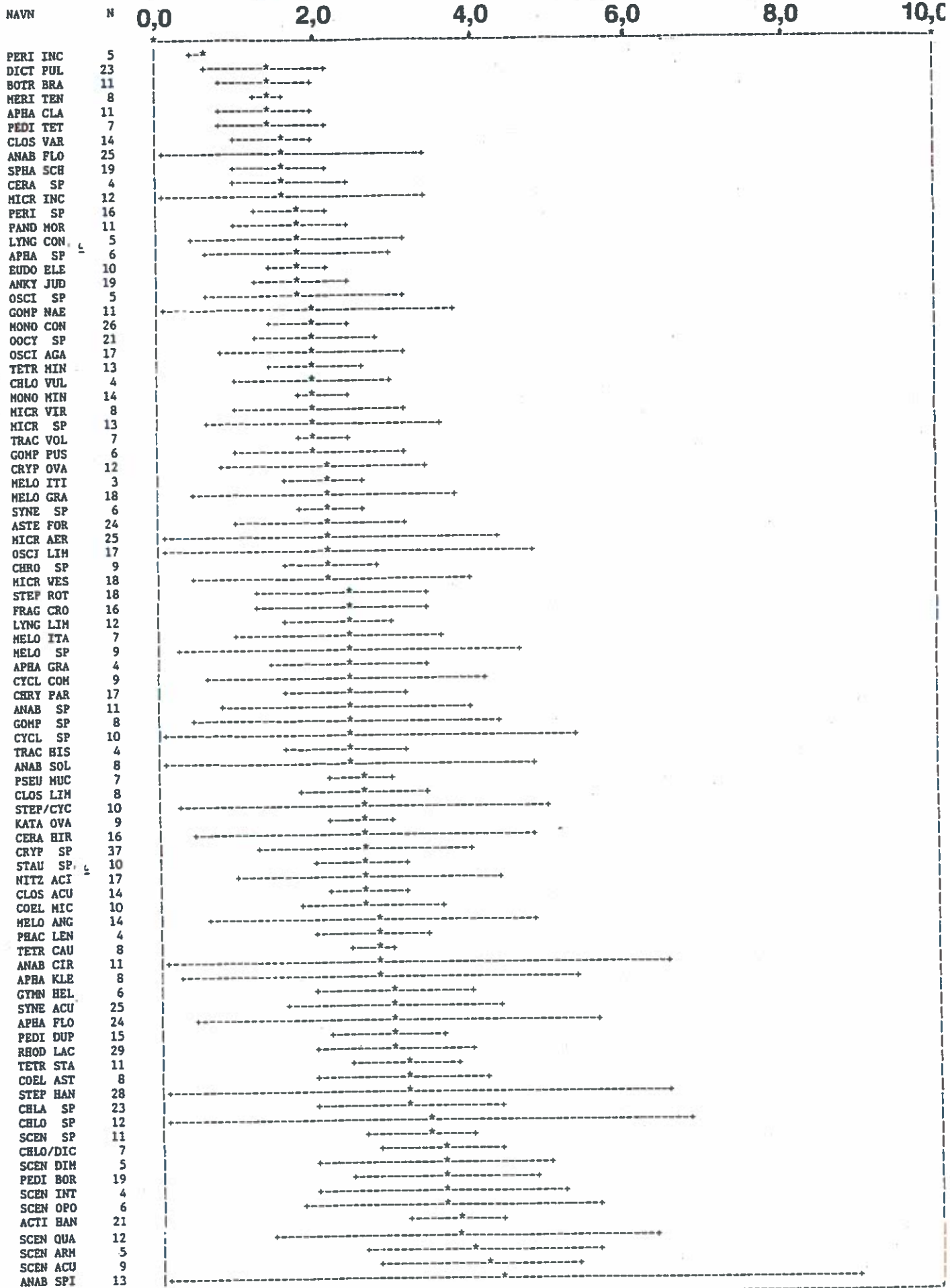
# Arter/slægters forekomst i f.t. totalfosfor (mg P l-1)



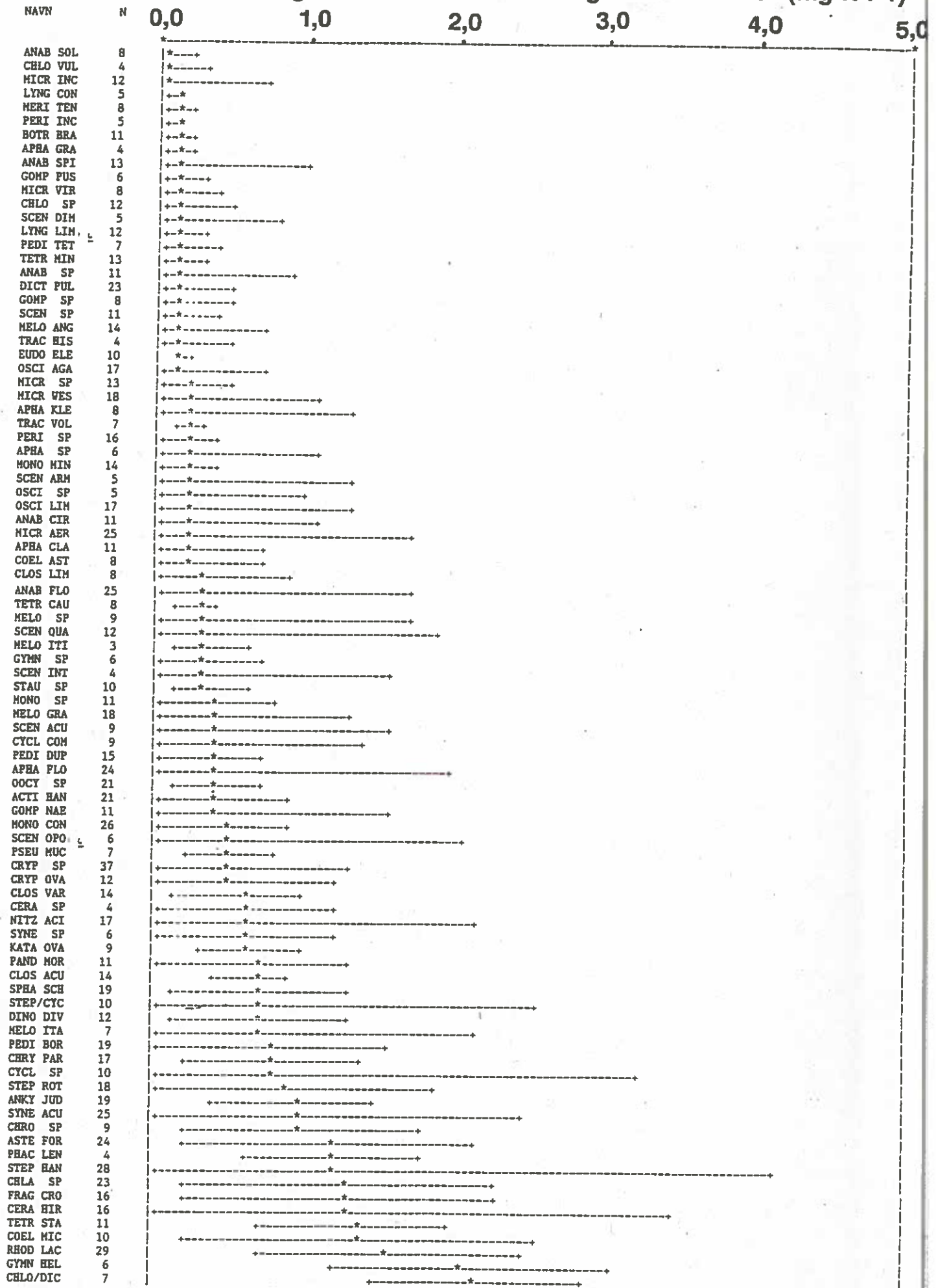
# Arter/slægters forekomst i f.t. opløst fosfat (mg P l-1)



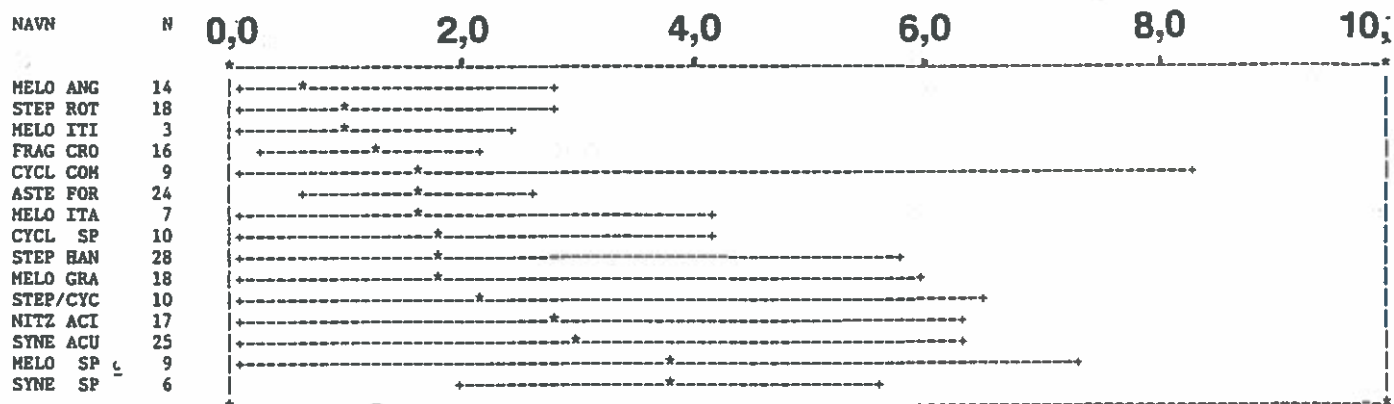
# Arter/slægters forekomst i f.t. totalkvælstof (mg N l-1)



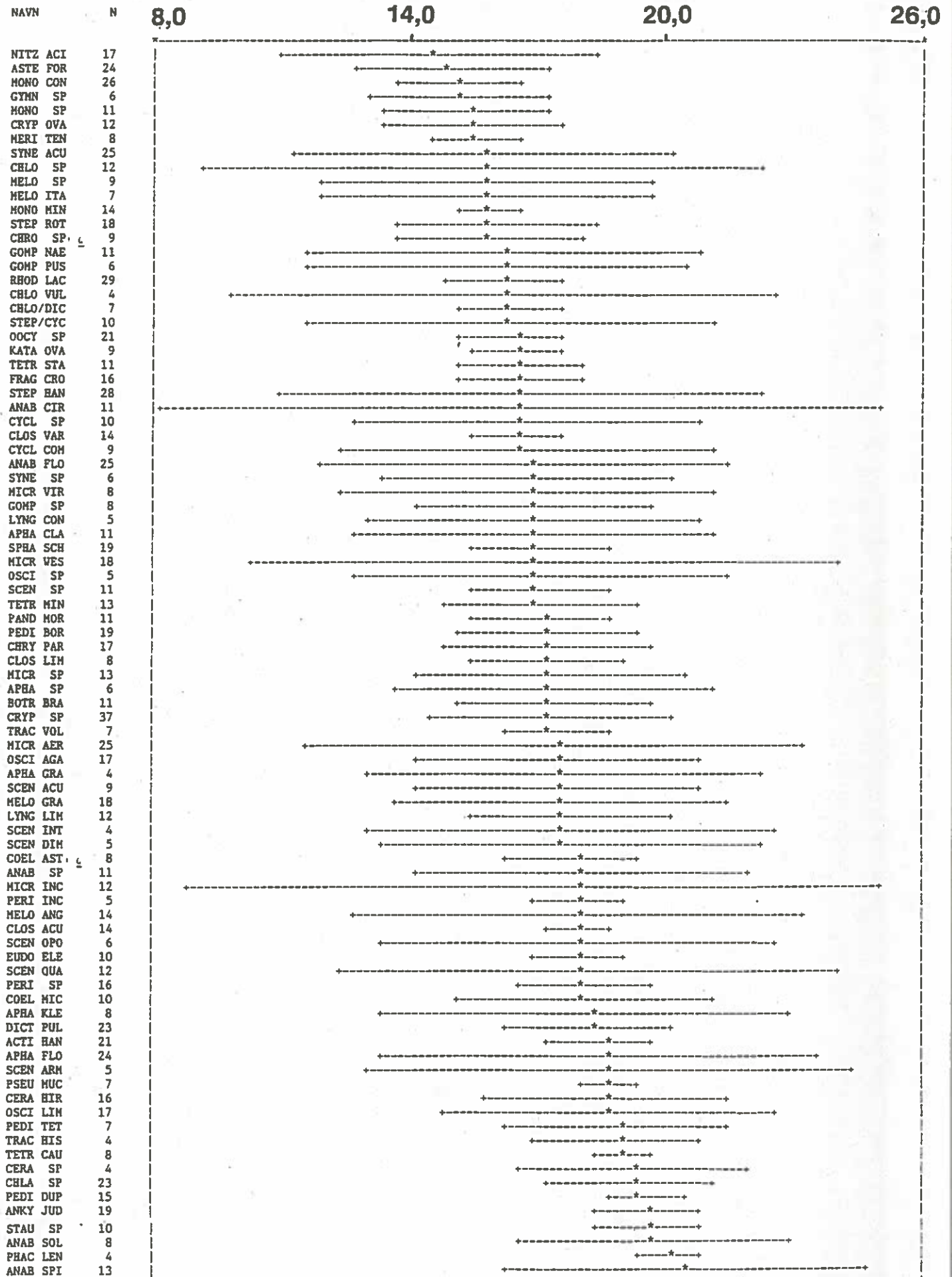
# Arter/slægters forekomst i f.t. uorganisk kvælstof (mg N l-1)



### Arter/slægters forekomst i f.t. opløst silicium (mg Si l-1)

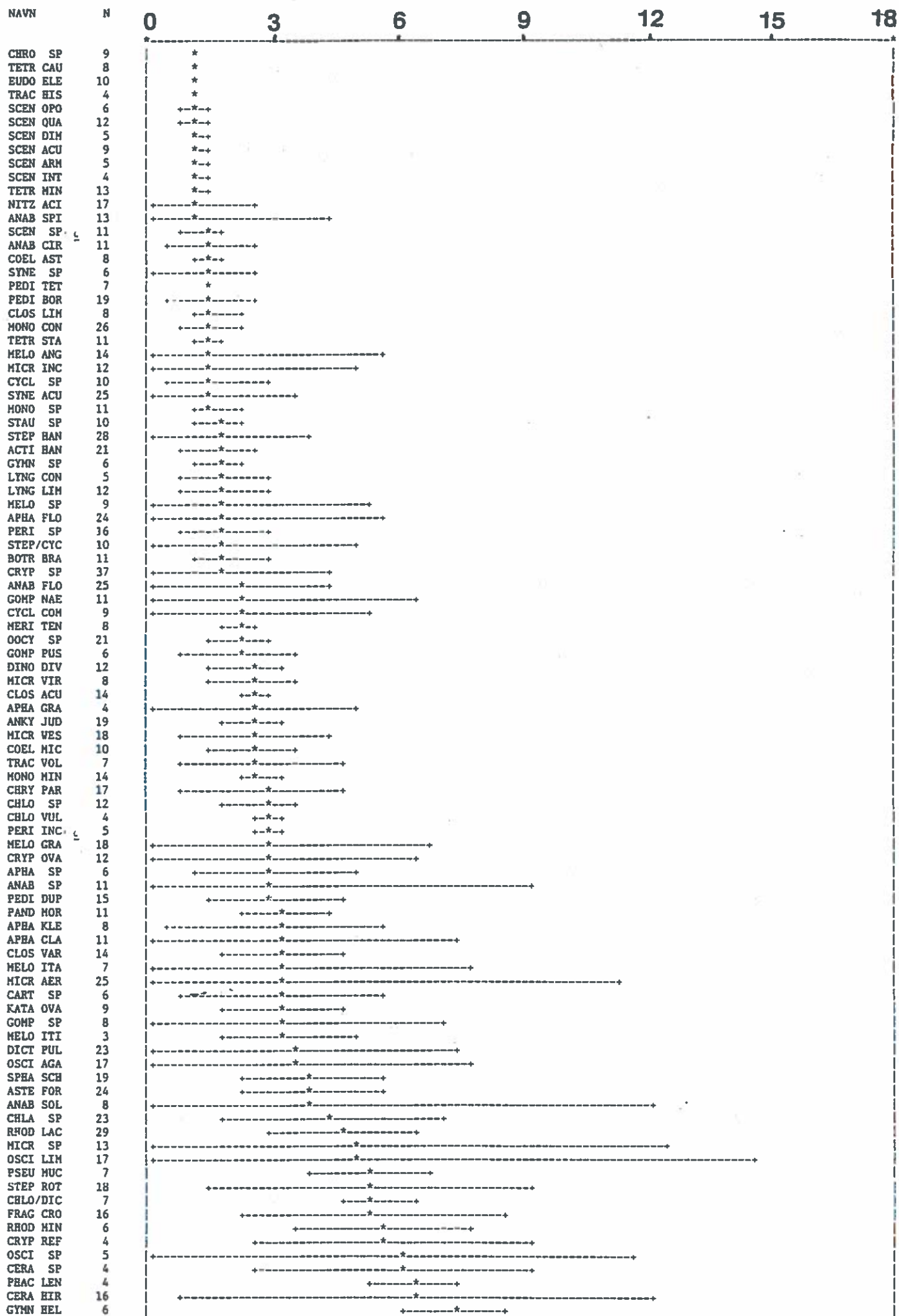


# Arter/slægters forekomst i f.t. vandtemperaturen (°C)





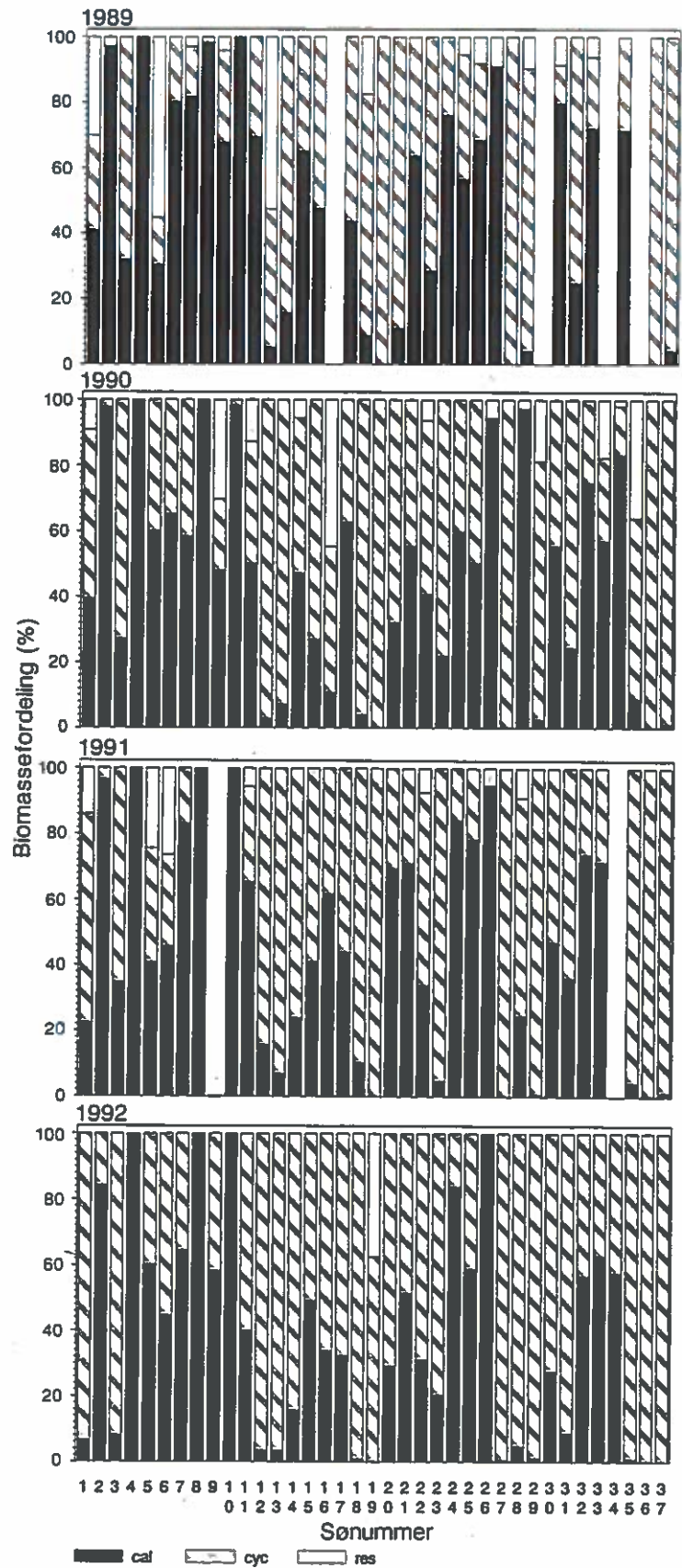
# Arter/slægters forekomst i f.t. middeldybden (m)



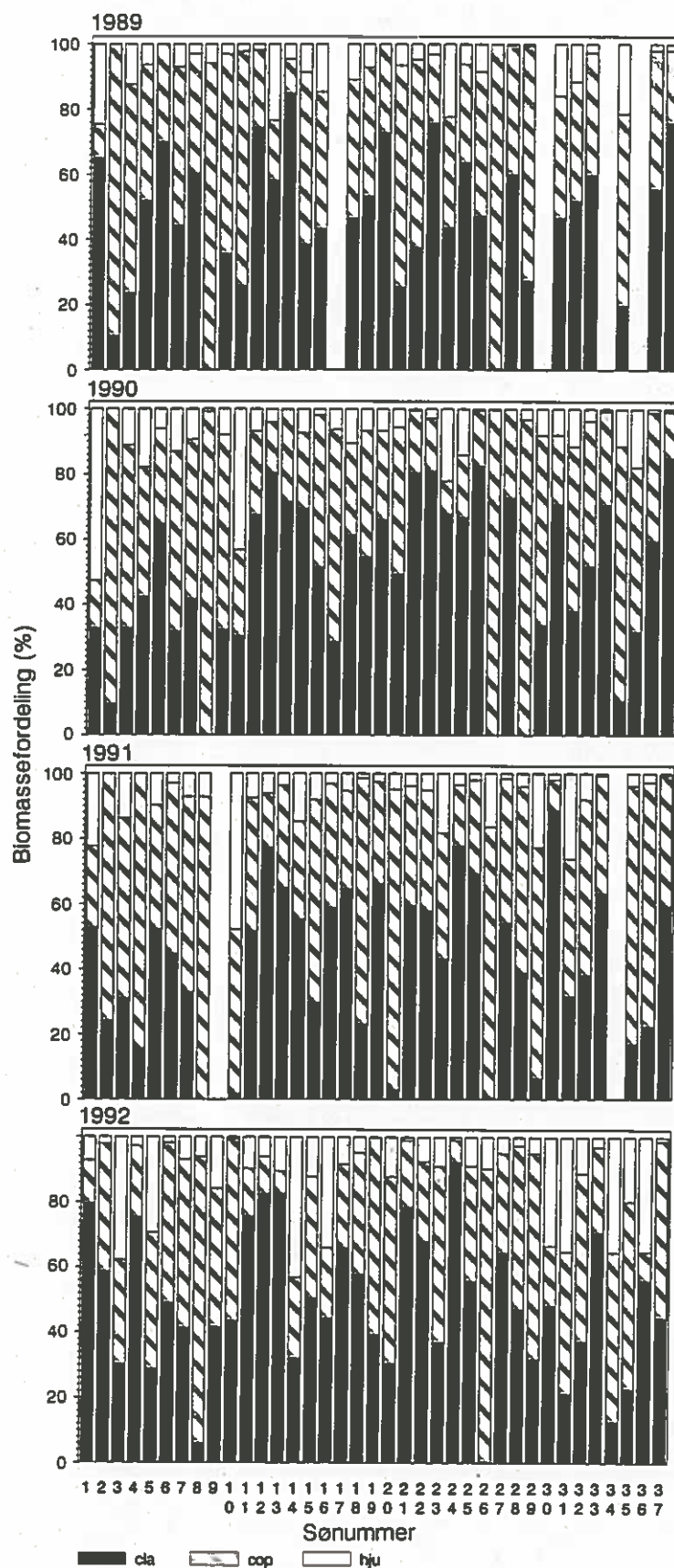
## **Bilag III**

### **Dyreplankton**

**Bilag III.1.** År til år variationen i den relative fordeling i biomassen af calanoide vandlopper, cyclopoide vandlopper og vandlopper, som ikke er opdelt på de to grupper om sommeren (1/5-1/10) i de 37 overvågningssøer, ordnet efter stigende fosforkoncentration i søvandet.



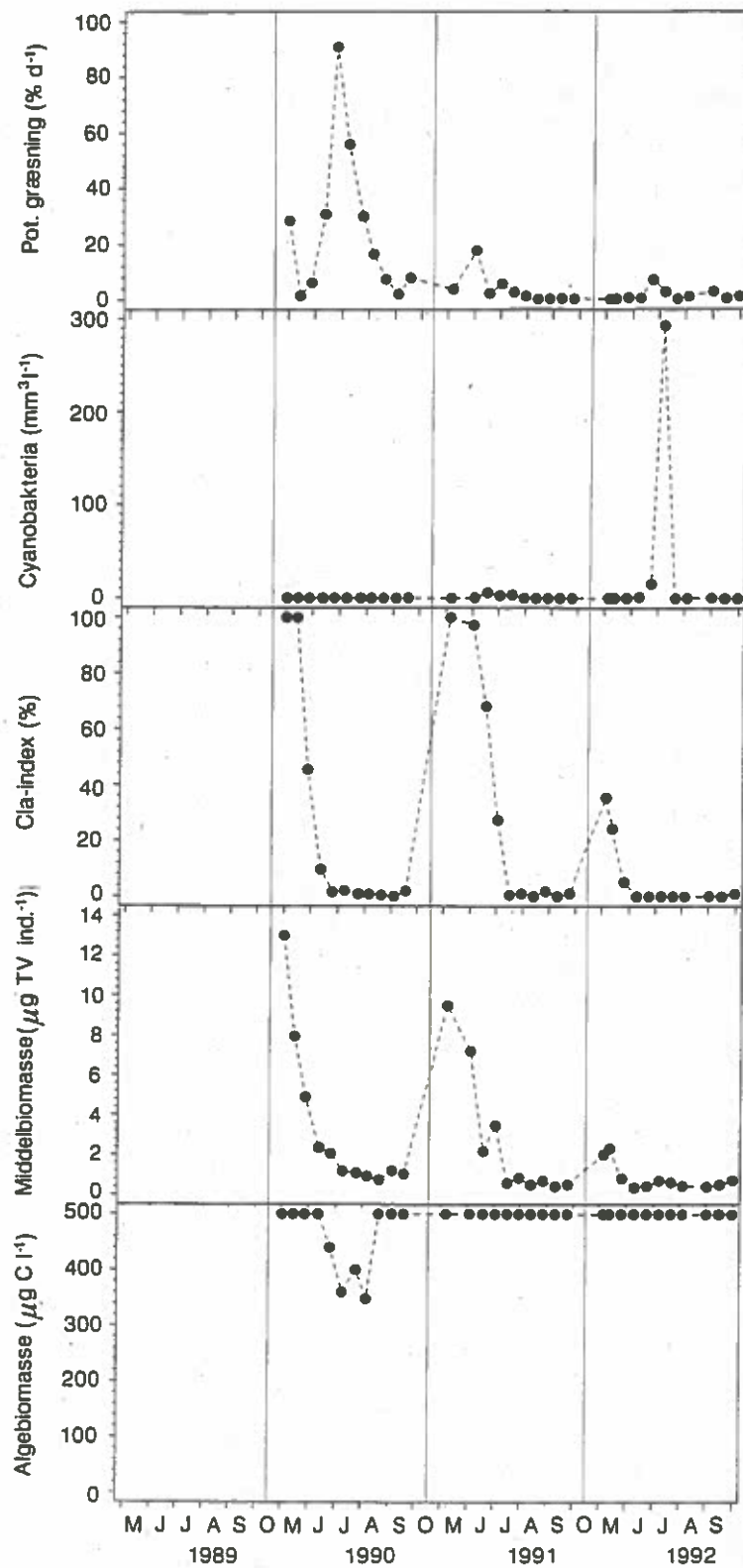
Bilag III.2. År til år variationen i den relative fordeling i biomassen af hjuldyr, vandlopper og cladocer ("dafnier") om sommeren (1/5-1/10) i de 37 overvågningssøer, ordnet efter stigende fosforkoncentration i søvandet.



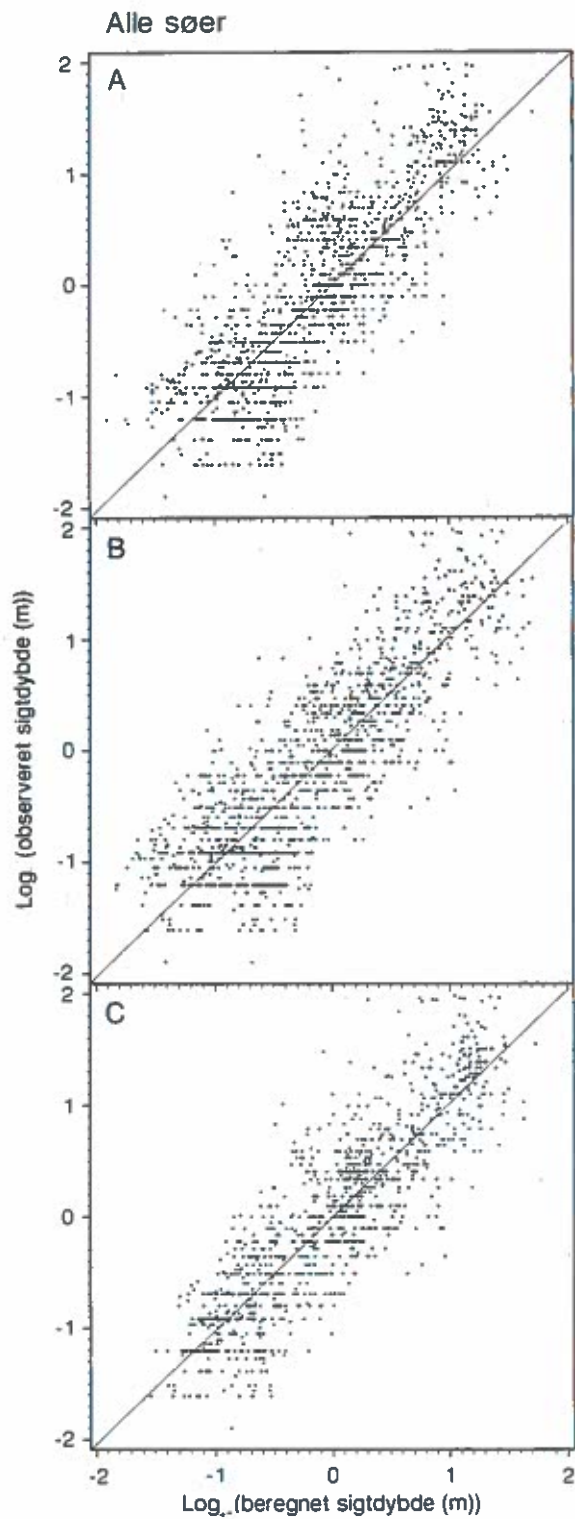
## **Bilag IV**

### **Græsning**

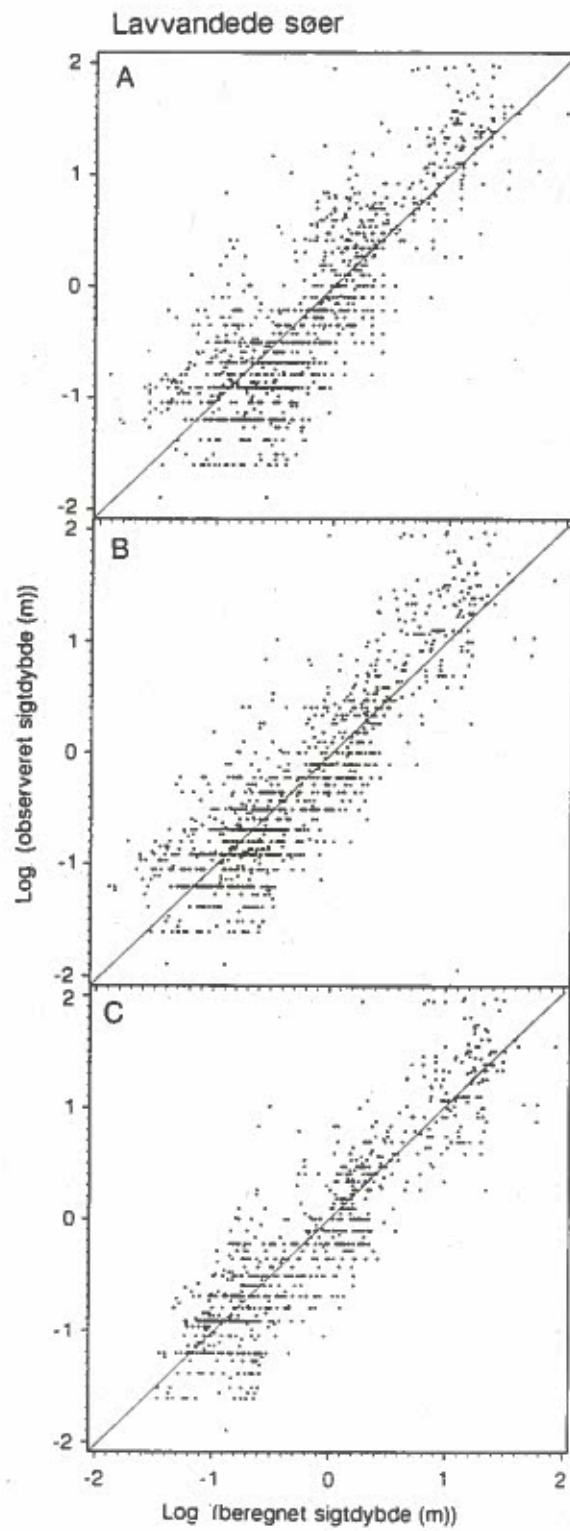
Bilag IV.1. Ændringer i græsningstryk, cladoceer-indekset, biomassen af cyanobakterier, middelbiomassen af cladoceer og den totale planteplanktonbiomasse i Utterslev Mose om sommeren i 3 måleår.



*Bilag IV.2. Målt sigtdybde i alle søer i sammenligning med sigtdybden beregnet ud fra formlerne i Tabel 7.1. (A) hvis middeldybden, fosforkoncentration og arealet medtages i modellen, (B) hvis græsningsprocenten yderligere inddrages, og (C) hvis biomassen af brasen i gællenet (fangst pr. net) yderligere medtages.*

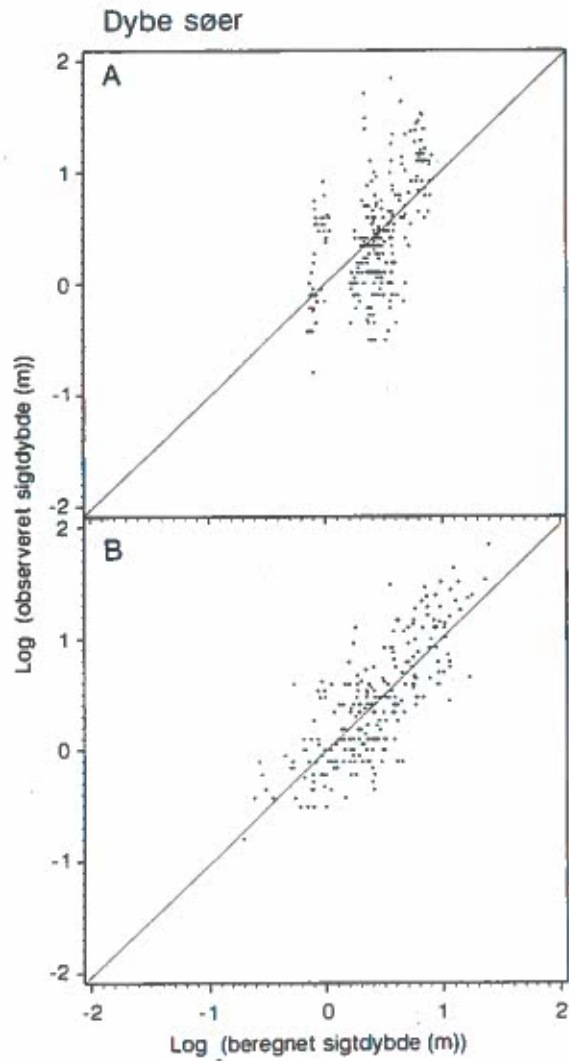


**Bilag IV.3. Målt sigtdybde i lavvandede søer (middeldybde < 5m) i sammenligning med sigtdybden beregnet ud fra formlerne i Tabel 7.1. (A) hvis middeldybden, fosforkoncentration og arealet medtages i modellen, (B) hvis græsningsprocenten yderligere inddrages, og (C) hvis biomassen af brasen i gællenet (fangst pr. net) yderligere medtages.**





Bilag IV.4. Målt sigtddybe i dybe søer (middeldybde > 5m) i sammenligning med sigtddyben beregnet ud fra formlerne i Tabel 7.1. (A) hvis middeldybden, fosforkoncentration og arealet medtages i modellen, og (B) hvis græsningsprocenten yderligere inddrages.



# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssekretariat</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afd. for Forureningskilder og</i>
4000 Roskilde	<i>Luftforurening</i>
	<i>Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
Tlf. 46 30 12 00	<i>Afd. for Miljøkemi</i>
Fax 46 30 11 14	<i>Afd. for Systemanalyse</i>

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Ferskvandsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Vejlsøvej 25	
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00  
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Flora- og Faunaøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00  
Fax 89 20 15 14

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.



