

Miljøministeriet



Danmarks  
Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1990

# Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport nr. 38



Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1990

# Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport nr. 38

Peter Kristensen

Jens Peder Jensen

Erik Jeppesen

Mogens Erlandsen

*Afdeling for Ferskvandsøkologi*

Miljøministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
December 1991

## Datablad

**Titel:** Ferske vandområder - søer  
**Undertitel:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990  
**Forfatter(e):** Peter Kristensen, Jens Peder Jensen, Erik Jeppesen og Mogens Erlandsen  
**Afdelingsnavn:** Afdeling for Ferskvandsøkologi  
**Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 38  
**Udgiver:** Danmarks Miljøundersøgelser  
**Udgivelsesår:** 1991

**Redaktion:**  
**Layout:** Pia Nygård Jensen og Kathe Møgelvang  
**Tegninger:** Kathe Møgelvang og Inge Nielsen  
**Teknisk assistance:** Lisbet Sortkjær og Jytte Erfurt  
**ETB:** Pia Nygård Jensen

**Bedes citeret:** Kristensen, P., J.P. Jensen, E. Jeppesen og M. Erlandsen, 1991: Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 sider + bilag. Faglig rapport nr. 38.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

**Frie emneord:** Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan.

**Redaktionen afsluttet:** December 1991.

**ISBN:** 87-7772-045-8  
**ISSN:** 0905-815X  
**Papirkvalitet:** Dansk miljøpapir  
**Tryk:** Silkeborg Bogtrykkeri  
**Oplag:** 300 ex.  
**Sideantal:** 104 + bilag.

**Pris (inkl. moms, ekskl. forsendelse):** kr. 100,-

**Købes hos:**  
Danmarks Miljøundersøgelser  
Afd. for Ferskvandsøkologi  
Vejsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
89 20 14 00

# Indhold

## Sammenfatning 7

1. Indledning 11
2. Vandbalancer og vandopholdstid 15
  - 2.1 Indledning 15
  - 2.2 Metode 15
  - 2.3 Resultater 16
3. Stofbalancer 21
  - 3.1 Indledning 21
  - 3.2 Metode 21
  - 3.3 Kvælstofmassebalancer 22
  - 3.4 Fosformassebalancer 24
  - 3.5 Jernmassebalancer 26
  - 3.6 Kalciummassebalancer 28
  - 3.7 Siliciummassebalancer 29
  - 3.8 Massebalancer for organisk stof (total COD) 31
4. Søvandskoncentration 33
  - 4.1 Indledning 33
  - 4.2 Metode 33
  - 4.4 Sæsonforløb af de forskellige variable i de fem fosforgrupper 41
5. Relationer mellem forskellige næringsstoffraktioner og biologiske variable 47
  - 5.1 Indledning 47
  - 5.2 Datagrundlag og metodik 47
  - 5.3 Forholdet mellem fosfor, kvælstof og kulstof 48
  - 5.4 Biologisk respons: klorofyl, sigtdybde og planteplanktonbiomasse 52
6. Planteplankton 55
  - 6.1 Datagrundlag og metodik 55
  - 6.2 Planteplankton i relation til næringsstoffer i søerne 56
  - 6.3 Dybdeforholdenes indflydelse 59
  - 6.4 Sæsonvariation 62
  - 6.5 Arternes forekomst 64
7. Dyreplankton 71
  - 7.1 Indledning 71
  - 7.2 Metoder 71
  - 7.3 Resultater 71
8. Fisk 79
  - 8.1 Indledning 79
  - 8.2 Metoder 79
  - 8.3 Resultater 79
9. Samspil mellem fisk, dyreplankton og planteplankton 85
  - 9.1 Indledning 85
  - 9.2 Fiskenes regulering af dyreplanktonet 85
  - 9.3 Græsning 87

10. Kilder til næringsstofftilførslen, den fremtidige miljøtilstand og muligheden for at forbedre den	91
10.1 Indledning	91
10.2 Metode	92
10.3 De forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen	92
10.4 Kildefordeling i de fem fosforgrupper	94
10.5 Den fremtidige miljøtilstand	98

Konklusion 101

Referencer 103

Bilag 1. Oversigt over amtsrapporter 105

Danmarks Miljøundersøgelser 114

## Forord

Denne rapport tilhører rækken af faglige rapporter, der udarbejdes af Danmarks Miljøundersøgelser som led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988, og dette udgør den anden rapportering.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, der er konsekvensen af beretningen om Vandmiljøplanen afgivet af Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg den 30. april 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 kommunale og statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunernes data og regionale rapporteringer af den amtskommunale overvågning af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunernes regionale rapportering af den amtskommunale overvågning af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

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

Endelig er rapporten "Atmosfæren - nedfald af kvælstofforbindelser" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.



## Sammenfatning

### *Overvågning af 37 søer*

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 danske søer, hvor miljøtilstanden og udviklingen i tilstanden undersøges. De 37 søer er repræsentative for de danske søer (Kristensen et al., 1990a), således at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden i overvågningssøerne vil være dækkende for de danske søer. Dermed vil vurderinger af effekten af Vandmiljøplanen på tilstanden i overvågningssøerne også være repræsentativ for danske søer. Denne rapport sammenstiller resultaterne af overvågningen i 1989 og 1990 på basis af amtskommunernes rapportering af tilstanden i søerne.

### *Klimatiske og afstrømningsmæssige forhold*

I både 1989 og 1990 var middellufttemperaturen højere end normalt især på grund af en højere temperatur i vinter- og forårsmånederne. 1989 var et tørt år med nedbør og afstrømning mindre end normalt, mens 1990 var et "normalt" år med hensyn til nedbør og afstrømning.

### *Kortere opholdstid i 1990*

I omkring en 1/3 af overvågningssøerne kom størstedelen af vandtilførslen fra grundvandet, og der var kun ringe forskel på opholdstiden i de to år. I de øvrige søer med hovedsagelig overfladisk afstrømning var opholdstiden i 1990 omkring 2/3 af opholdstiden i 1989. Forskellen i vandgennemstrømningen var størst mellem vinterhalvårene i de to år.

### *Stoftilførsel*

Stoftilførslen til søerne var generelt positivt relateret til vandgennemstrømningen af søerne. Derfor var der også større tilførsel i 1990 end i 1989.

### *Kvælstoftilførsel*

Kvælstoftilførslen var således generelt større i 1990 end i 1989, hvilket især skyldtes en større tilførsel i vinterhalvåret. I halvdelen af søerne var tilførslen mere end 50% større i 1990 end i 1989.

### *Kvælstoftab*

Ved gennemløb af overvågningssøerne var der et kvælstoftab på omkring 50% af den tilførte kvælstofmængde. Overføres resultaterne fra overvågningssøerne til det samlede søareal i Danmark, blev der ved gennemløb af søerne samlet tabt 8000-13000 og 12000-21000 tons kvælstof i henholdsvis 1989 og 1990. Dette tab udgør omkring 15-20% af den samlede udledning af kvælstof til de danske vandløb, og i ferskvandssystemer med mange søer betyder kvælstoftabet en kraftig reduktion i udledte mængder til de nedstrømsbeliggende kystnære områder.

### *Tilførsel af fosfor*

Tilførslen af fosfor til søerne var også generelt højere i 1990 end i 1989. Til nogle søer var fosfortilførslen dog reduceret på grund af mindre udledninger fra rensningsanlæggene i oplandet. Generelt var stigningen i tilført fosformængde mindre end stigningen i vandtilførslen, således at indløbskoncentrationen af fosfor til mange af søerne var lavere i 1990 end i 1989.

### *Tilbageholdelse i de danske søer*

Samlet for de danske søer blev der i 1989 og 1990 tilbageholdt henholdsvis 320-530 og 130-230 tons fosfor eller omkring 10% af den samlede fosforudledning til vandløbene i Danmark. Tilbageholdelsen af fosfor i søerne var mindre i 1990 end i 1989



	både som procentandel af tilført fosformængde og i absolut mængde.
<i>Kildefordeling af fosfor- og kvælstoftilførslerne</i>	Fosfor- og kvælstoftilførslerne fra det åbne land var den væsentligste enkeltkilde til søerne og udgjorde som gennemsnit for fosfor 65-70% og for kvælstof 75-79% af den samlede tilførsel. Fosfortilførslen fra punktkilder, dvs. spildevandsanlæg og dambrug, udgjorde også en væsentlig andel af den samlede tilførsel.
<i>Stor jerntilbageholdelse i søerne</i>	Der var mellem søerne stor variation i tilførsel og indløbskoncentration af jern. Jerntilbageholdelsen i procent af tilførsel var generelt stor og var i de fleste søer større end 40%. I søer med høj indløbskoncentration af jern var der generelt bedre fosforbinding i søbunden, hvorfor der i disse søer var lavere fosforkoncentration i søvandet end i sammenlignelige søer med lav indløbskoncentration af jern.
	I rapporten er der endvidere beskrevet massebalancer for calcium, silicium og organisk stof.
	Næringsstofindholdet i overvågningssøerne varierede fra de meget rene søer med lave næringsstofkoncentrationer til søer med høje koncentrationer af næringsstoffer. I denne rapport er sæsonforløb af næringsstoffer, klorofyl a og sigtddybde i søvandet beskrevet, og forskelle og ligheder mellem søer med forskelligt næringsstofniveau er diskuteret.
<i>Totalfosfor i søvandet</i>	I vinterperioden var koncentrationen af fosfor i søvandet generelt relativ lav. I de næringsrige søer var der i løbet af sommeren og specielt i juli og august en kraftig stigning i søvandskoncentrationen af fosfor især på grund af stor fosforfrigivelse fra søbunden.
<i>Totalkvælstof i søvandet</i>	I søer med høje koncentrationer af fosfor var der normalt også høje koncentrationer af kvælstof. Koncentrationen af totalkvælstof var høj i vinterperioden, og gennemgående lavere om sommeren. Koncentrationen af nitratkvælstof var tilsvarende høj i vinterhalvåret, og generelt meget lav i perioden fra starten af juni til midten af september.
<i>Klorofyl a og sigtddybde</i>	Indholdet af klorofyl a i søvandet og sigtddybden i søerne var tæt relateret til næringsstofniveauet i søerne, således at der med stigende fosforkoncentration var et stigende indhold af klorofyl a og en aftagende sigtddybde. Endvidere blev varigheden af perioden med høj klorofyl a og lav sigtddybde gradvist forlænget med stigende koncentration af fosfor.
<i>Ingen ændring fra 1989 til 1990</i>	Søernes koncentration af næringsstoffer var generelt den samme i 1990 som i 1989. Ligesom sæsonforløbet generelt var ens i de to år. Der var dog højere koncentration af kvælstof i vinterhalvåret i 1990 i forhold til 1989, mens kvælstofkoncentrationen i sommeren i de to år var ens. Tilsvarende var søernes indhold af klorofyl og sigtddybde generelt ens i de to år.
<i>Partikulære fraktioner</i>	Forholdet mellem kulstof, kvælstof og fosfor i det partikulære materiale i søvandet viste, at som gennemsnit for sommerperioden var fosfor i underskud i forhold til kulstof og kvælstof. Dette indikerede, at fosfor var den væsentligste regulerende faktor for planteplanktonet i sommerperioden. Tilsvarende

var der søvandets indhold af klorofyl a og sigtddybden i sommerperioden også bedst relateret til koncentrationen af fosfor. Fosfor var således det vigtigste begrænsende næringsstof for væksten af planteplankton, men i nogle søer og i dele af vækstsæsonen var kvælstof også af betydning.

#### *Planteplankton*

Generelt var planteplanktonbiomassen i de 37 overvågningssøer høj på grund af det høje næringsstofniveau og biomassen steg ved stigende fosforniveau. Også planteplanktonets sammensætning ændredes markant ved ændring i næringsstofniveau. Blågrønalgerne dominerede i mange af søerne, dog svækkedes dominansen ved lave fosforkoncentrationer, og ved de højeste fosforkoncentrationer dominerede grønalgerne ofte.

#### *Dybdeeffekt*

Det var dog karakteristisk, at der ofte var store indbyrdes forskelle i både biomasse og sammensætning imellem søer med nogenlunde samme fosforniveau, hvilket tildels kunne forklares forklares ud fra de naturgivne forskelle, specielt dybdeforhold synes at være afgørende. Især blågrønalger, furealger og grønalger udviste stor variation med middeldybden. Blågrønalgernes dominans var således mere udtalt i de dybe søer, mens grønalger oftere dominerede i de lavvandede søer.

#### *Dyreplanktongræsning*

Forskellen i biomassen og sammensætningen af planteplanktonet og dermed i sidste ende vandets gennemsigtighed kunne også tilskrives en forskel i græsningstrykket fra dyreplankton, der igen var betinget af en forskel i fiskebestandens størrelse og sammensætning. Når græsningstrykket var højt var planteplanktonets biomasse gennemgående lav, og store eller på anden måde græsningstolerante arter dominerede.

#### *Biomasse*

Dyreplanktonbiomassen var generelt lav i overvågningssøerne, især på grund af en høj tæthed af dyreplanktonædende fisk som skalle og brasen. Dyreplanktonets muligheder for at kontrollere planteplanktonet var derfor generelt ringe.

På klasseniveau var der ikke nogen entydig ændring i dyreplanktonet med ændringer i fosforkoncentrationen. De små hjuldyr dominerede i de fleste søer antalmæssigt, mens alle klasser kunne være vægtmæssigt dominerende, dog oftest enten cladoceerne eller vandlopperne.

#### *Skift i størrelse*

Små cladoceer dominerede ved lave og høje fosforkoncentrationer. Med stigende fosforindhold skete der derimod et skift i den relative fordeling af dyreplanktonet på slægts- og artsniveau. Blandt cladoceerne (dafnierne) var de små former, især snabeldafnier, dominerende ved lave fosforniveauer, mens de store cladoceer dominerede i mellemgruppen ved middelhøje fosforkoncentrationer. Disse skift i dominansstrukturen af dyreplankton kunne især tilskrives ændringer i fiskebestanden, men også kvantitative og kvalitative skift i planteplankton havde betydning.

#### *Fredfisk dominerede*

Fiskebestanden var i de fleste af søerne både antalmæssigt og vægtmæssigt domineret af fredfisk (også kaldet skidtfisk) på grund af det høje næringsstofniveau. Der blev fundet et stigende antal og en stigende biomasse af fredfisk med stigende fosforniveau, mens der kun skete små ændringer i antal og biomasse af rovfisk. Forholdet mellem rovfisk og fredfisk mind-

skedes dermed markant med stigende fosforniveau, og følgelig aftog rovfiskenes muligheder for at kontrollere fredfiskene.

*Predationstryk på dyreplankton*

Ændringerne i fiskebestanden påvirkede predationstrykket på dyreplanktonet og følgelig dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet. Græsningstrykket var således relativt højt i de næringsfattige søer, og dyreplanktonet kunne i disse søer i perioder kontrollere planteplanktonets vækst. Med stigende fosforniveau og dermed flere fredfisk, aftog græsningstrykket på planteplanktonet gradvist til mindre end 10% af algebiomassen pr. dag i de mest næringsrige søer. Dyreplanktonets muligheder for at kontrollere planteplanktonet aftog dermed også gradvist. Også her var der dog ofte store forskelle mellem søer på omtrent samme næringsstofniveau især betinget af forskelle i antallet af fredfisk.

*Undersøgelser af plante- og dyreplankton samt fisk er vigtige*

Resultaterne af de biologiske undersøgelser understreger betydningen af at inddrage såvel planteplankton, dyreplankton og fisk i undersøgelser af udviklingstendenser i søer, idet de kan forklare en del af år til år variationen i klorofylindholdet og dermed sigtdybden - en variation, der ellers let vil kunne sløre de generelle ændringer som forekommer efter indgreb overfor næringsstofførslen.

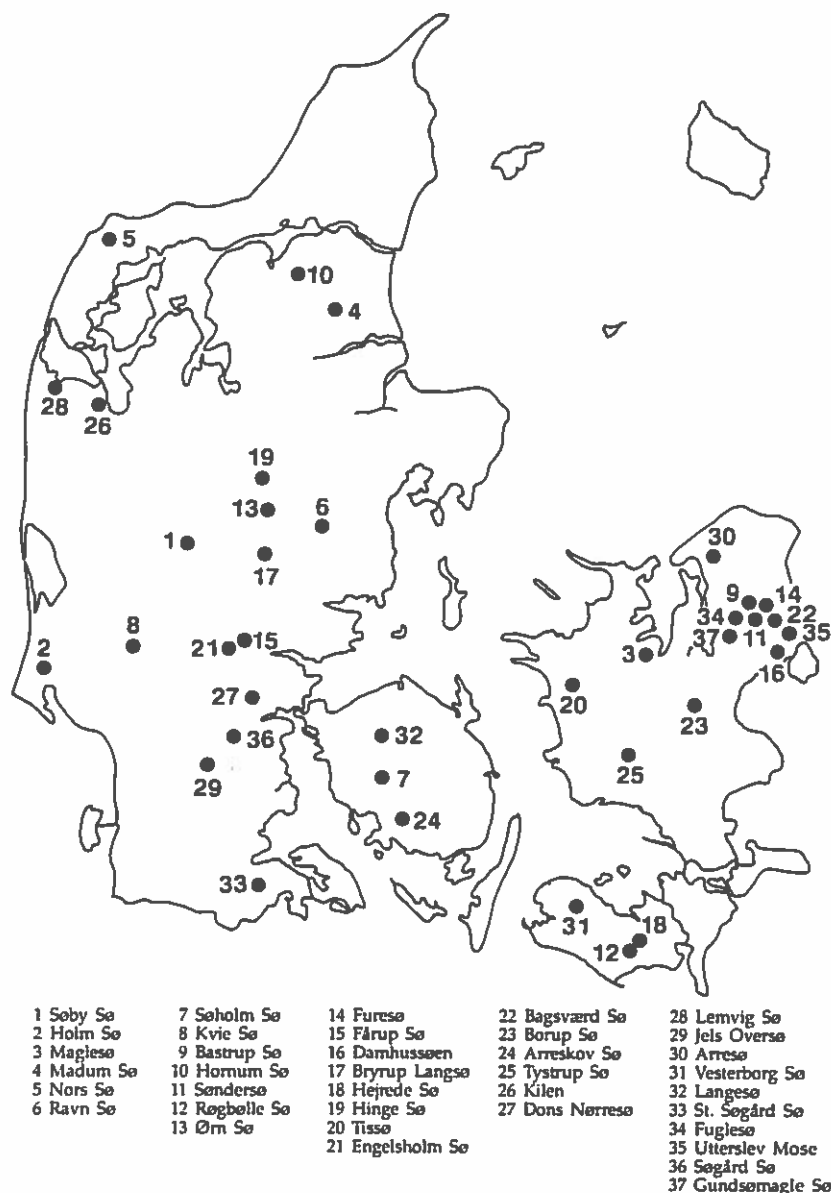
*Næringsstofførslerne skal reduceres*

Undersøgelserne har endvidere vist, at miljøtilstanden i mange i af overvågningssøerne var dårlig, enten fordi at næringsstofførslerne ikke var bragt tilstrækkeligt langt ned, eller fordi der frigives fosfor fra søbunden som stammer fra tidligere udledninger. I rapporten er der foretaget en vurdering af, hvordan miljøtilstanden vil påvirkes af indgreb overfor tilførslen fra de forskellige enkeltkilder. Såfremt alle punktkildeudledninger til søerne fjernes, vil der i forhold til i dag opnås en væsentlig forbedring af miljøtilstanden. Men for de fleste søer vil det ikke være muligt at opnå en klarvandet tilstand, medmindre næringsstofførslen fra det åbne land, dvs. spredt bebyggelse og dyrkede arealer, også reduceres.

# 1. Indledning

## Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer (fig. 1.1), hvor miljøtilstanden og udviklingen i tilstanden undersøges. Amterne har ansvar for driften af søovervågningsprogrammet, og amternes regionale rapportering i henholdsvis 1990 og 1991 danner baggrund for denne landsdækkende rapportering. En oversigt over de amtskommunale rapporter fremgår af bilag 1. De tværgående sammenstillinger og analyser er baseret på de amtskommunale primærdata og beregnede resultater.



Figur 1.1. Geografisk placering af overvågnings søerne.

## Måleprogram

Søernes tilstand 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: Kristensen et al. (1990c),

Rebsdorf et al. (1988), Hansen et al. (1991), Mortensen et al. (1990) og Olrik (1991).

*Table 1.1. Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søovervågning.*

	Søvand	Tilløb/afløb
Undersøgelser hvert år med en prøvetagningsfrekvens (antal år <sup>-1</sup> )	19	12-26
af		
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/TOC)	x	
Suspenderet stof	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern		x
Totalkalcium		x
Kontinuert måling af vandføring		x
Undersøgelser hvert 5. år af		
Fiskebestand		
Næringsstoffer i søbunden		

*Repræsentative for de danske søer*

De 37 søer er i 1990-rapporteringen af overvågningsprogrammet vurderet og fundet rimeligt repræsentative for de danske søer (Kristensen et al., 1990), således at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden i overvågnings søerne vil være generelt dækkende for de danske søer.

*Indhold af rapporten*

Rapporten, som er den anden landsdækkende rapportering, beskriver miljøtilstanden i overvågnings søerne i 1989 og 1990. Forskelle i søernes vandgennemstrømning i det tørre år 1989 beskrives i forhold til 1990, som var mere nedbørsrigt. Der gives en oversigt over tilførslen af næringsstoffer til søerne, og en vurdering af forskelle og ligheder i tilførsel og næringsstoff tilbageholdelse i de to år. Massebalancer for jern, kalcium, silicium og organisk stof præsenteres.

Derefter beskrives sæsonvariationen af næringsstoffer, sigt dybde og klorofyl a i søvandet, og forskelle og ligheder mellem søer med forskelligt næringsstofindhold belyses. Forskelle i sæsonvariation i 1989 og 1990 beskrives og vurderes.

Sammenhænge mellem næringsstoffer og de biologiske responsvariable præsenteres og diskuteres. Søvandets indhold af plantoplankton beskrives i forhold til indhold af næringsstoffer, vanddybde samt græsning fra dyreplankton, og sæsonvariationen belyses.

Der gives en oversigt over fiskebestanden i søerne, og samspillet mellem fisk og dyreplankton beskrives.

Til sidst vurderes de forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen til søerne, og effekten på miljøtilstanden af at reducere de forskellige kilders udeldninger vurderes.

#### De biologiske komponenter

De biologiske komponenter i søerne er tæt relateret til niveauet af næringsstoffer i søerne. Ligeledes er sæsonvariationen af næringsstoffer og de biologiske komponenter i stor grad bestemt af næringsstofniveauet, således at et sæsonforløb gælder for den rene sø, mens et andet er gældende for de mere næringsrige søer.

Tabel 1.2. De 37 overvågningssøer inddelt i fem grupper efter sommermiddelkoncentration af totalfosfor 1990 (mg P l<sup>-1</sup>).

Sommermiddelkoncentration af totalfosfor 1990 (mg P l <sup>-1</sup> )				
< 0,03	0,06-0,10	0,13-0,18	0,24-0,35	>0,4
1 Søby Sø	7 Søholm Sø	14 Furesø	22 Bagsværd Sø	28 Lemvig Sø
2 Holm Sø	8 Kvie Sø	15 Fårup Sø	23 Borup Sø	29 Jels Oversø
3 Maglesø	9 Bastrup Sø	16 Damhussøen	24 Arreskov Sø	30 Arresø
4 Madum Sø	10 Hornum Sø	17 Bryrup Langsø	25 Tystrup Sø	31 Vesterborg Sø
5 Nors Sø	11 Sønder sø	18 Hejrede Sø	26 Kilen	32 Langesø
6 Ravn Sø	12 Røgbølle Sø	19 Hinge Sø	27 Dons Nørresø	33 St. Søgård Sø
	13 Ørn Sø	20 Tissø		34 Fuglesø
		21 Engelsholm Sø		35 Utterslev Mose
				36 Søgård Sø
				37 Gundsømagle Sø

#### Inddeling af søerne i fem grupper efter fosforniveau

Næringsstofindholdet i overvågningssøerne varierer fra de meget rene søer med lave næringsstofkoncentrationer og til søer med meget høje koncentrationer af næringsstoffer. I denne rapport er de 37 søer inddelt i fem grupper med hver 6-10 søer, og de generelle tendenser i sæsonforløb af kemiske og biologiske variable og samspillet med de biologiske forhold er vurderet særskilt for hver af grupperne. Inddelingen i grupperne er foretaget efter overfladelagets sommermiddelkoncentration af totalfosfor i 1990 (tabel 1.2). I tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer efter stigende fosforkoncentration. Dette sønummer anvendes på en række figurer i rapporten.



## 2. Vandbalancer og vandopholdstid

### 2.1 Indledning

#### *Vandbalance*

En vandbalance for en sø er indenfor en given periode en opgørelse af samtlige vandtilførsler og fraførsler samt ændringer i søvolumen. Vandtilførsler sker via vandløb, indsivende grundvand og nedbør direkte på søoverfladen. Vandfracførsler sker via afløbet, udsivende grundvand og ved fordampning fra søoverfladen. I de fleste danske søer er vandtilførsler via et til flere vandløb og fraførsel igennem et afløb de vigtigste elementer i vandbalancen.

#### *Vandopholdstid*

Når vandtilførslen eller fraførslen kendes, kan vandets opholdstid i søen udregnes, og der kan beregnes, hvor stor en del af søens vandvolumen, der udskiftes over en given tidsperiode.

Det er vigtigt med et godt kendskab til vandtilførsler og -fracførsler, da næringsstofftilførslen og -fracførslen er tæt koblet hertil.

#### *Indhold*

I dette kapitel vil vandopholdstiden i søerne blive beskrevet, og forskelle og ligheder i de forskellige søers vandgennemstrømning vil blive diskuteret.

### 2.2 Metode

Vandbalancerne er baseret på amternes rapporteringer af overvågningssøerne. De er dog i et vist omfang justeret, således at der er opnået sammenlignelige balancer.

#### *Vandtilførsel*

Vandtilførslerne ( $Q_{\text{til}}$ ) er i denne rapport opgjort således:

Vandtransport i vandløb med målestationer i oplandet til søen. Hertil lægges et bidrag fra det umålte opland, ved at gange arealet af det umålte opland med den arealspecifikke afstrømning, som er bestemt for det målte opland. Hertil lægges nedbør på søoverfladen, som dog kun er medtaget, hvor den er betydende i forhold til de øvrige elementer i vandbalancen.

#### *Vandfracførsel*

Vandfracførslerne ( $Q_{\text{fra}}$ ) er opgjort således:

Vandtransport målt på stationen i afløbet fra søen minus evt. for meget målt opland ganget med den arealspecifikke afstrømning fra afløbsstationen. Hertil lægges fordampning fra søoverfladen.

Følgende ligning er derefter opstillet, og størrelsen af enten indsivende eller udsivende vand er beregnet:

$$\text{indsivende/udsivende vand} = Q_{\text{fra}} - Q_{\text{til}} \pm \text{magasinændring}$$



## 2.3 Resultater

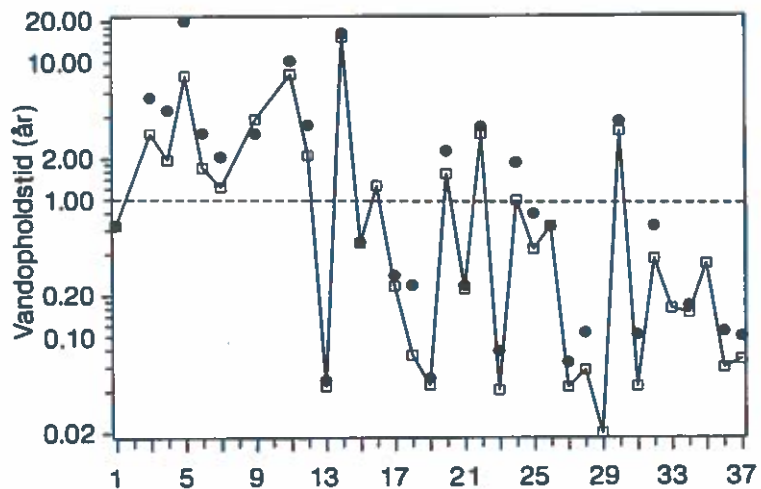
### Nedbørs- og afstrømningsmæssige forhold i 1989 og 1990

1989 var et tørt år med en middelnedbør 24% mindre end middelværdien for perioden 1981-90, mens 1990 var et vådere år med en middelnedbør 9% større end middelværdien for perioden 1981-90. Den øgede nedbør i 1990 skyldtes især, at månederne januar, februar og september var nedbørsrige, mens nedbøren om sommeren i begge år lå under normalen.

Afstrømningen på landsplan var i 1989 kun 73% og i 1990 93% af middelværdien for perioden 1981-90. Specielt i sommerperioden (maj-september) var afstrømningen mindre end normalt. Endvidere var afstrømningen i efteråret 1989 meget mindre end normalt. En nærmere beskrivelse af de klimatiske forskelle og konsekvenserne for afstrømningsforholdene er givet i Kronvang et al. (1991) og Højbye (1991).

### Datamateriale

Fire af de 37 overvågningssøer er uden tilløb og afløb. Vandtilførsler og -fraførsler fra disse søer var især bestemt af nedbør på og fordampning fra søoverfladen. Til otte af søerne er der ingen eller kun små og mindre betydende overfladiske tilløb, mens vandfraførslen kan opgøres ud fra målinger i afløbet. I de resterende 25 søer kan der opstilles rimeligt gode vandbalancer, og resultaterne i dette kapitel er især baseret på disse søer.



Figur 2.1. Vandopholdstid i søerne i 1989 ● og 1990 □. Sønummeret henviser til sønavnet i tabel 1.2.

### Søerne var hurtigtgen-nemstrømmede

I figur 2.1 og tabel 2.1 er vandopholdstiden i søerne beskrevet for henholdsvis 1989 og 1990. I mere end halvdelen af søerne var opholdstiden i både 1989 og 1990 mindre end et år. Søerne på figur 2.1 er nummereret efter stigende totalfosforkoncentration i sommeren 1990, og der ses, at søerne med lav fosforkoncentration også havde lang opholdstid, mens søerne med høj fosforkoncentration generelt havde kort opholdstid. I hovedparten af søerne var opholdstiden kortere i 1990 end 1989. I omkring 1/3 af søerne kom størstedelen af vandtilførslen fra grundvandet, og der var nogenlunde ens opholdstid i de to år. I de øvrige søer med hovedsagelig overfladisk vandtilførsel var opholdstiden i 1990 omkring 2/3 af opholdstiden i 1989 som følge af en ca. 50% øgning i vandtilførslen til disse søer.

Tabel 2.1. Sammenligning af vandopholdstid i 1989 og 1990. 89/90 er opholdstiden i 1989 divideret med opholdstiden i 1990.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Vandopholdstid (år)	1989	30	2,9	0,11	0,64	3,4
	1990	34	1,7	0,07	0,46	2,0
89/90			1,6	1,1	1,5	1,8

#### Analyse af sæsonvariation i vandgennemstrømning

I 22 af de 25 søer med sikre vandbalancer var der balancer for både 1989 og 1990. Disse søer kan karakteriseres ud fra henholdsvis den gennemsnitlige årlige opholdstid og sæsonvariationen i vandgennemstrømningen (fig. 2.2). Efter opholdstiden i 1990 er søerne inddelt i tre grupper:

- 8 søer, med en opholdstid mindre end 0,1 år (en måned),
- 7 søer med en opholdstid mellem 0,1-1 år,
- 7 søer med en opholdstid større end 1 år.

I grupperne med en sammenlignelig opholdstid var der stor forskel på sæsonvariationen i vandgennemstrømningen på kvartalsbasis, ligesom der var forskel på søerne i henholdsvis et tørt år som 1989 og i et afstrømningsmæssigt vådere år som 1990.

#### Konstant vandgennemstrømning

I en række søer var vandgennemstrømningen nogenlunde konstant over året, ligesom der i disse søer kun var lille forskel i opholdstiden i henholdsvis 1989 og 1990 (søerne øverst i figur 2.2).

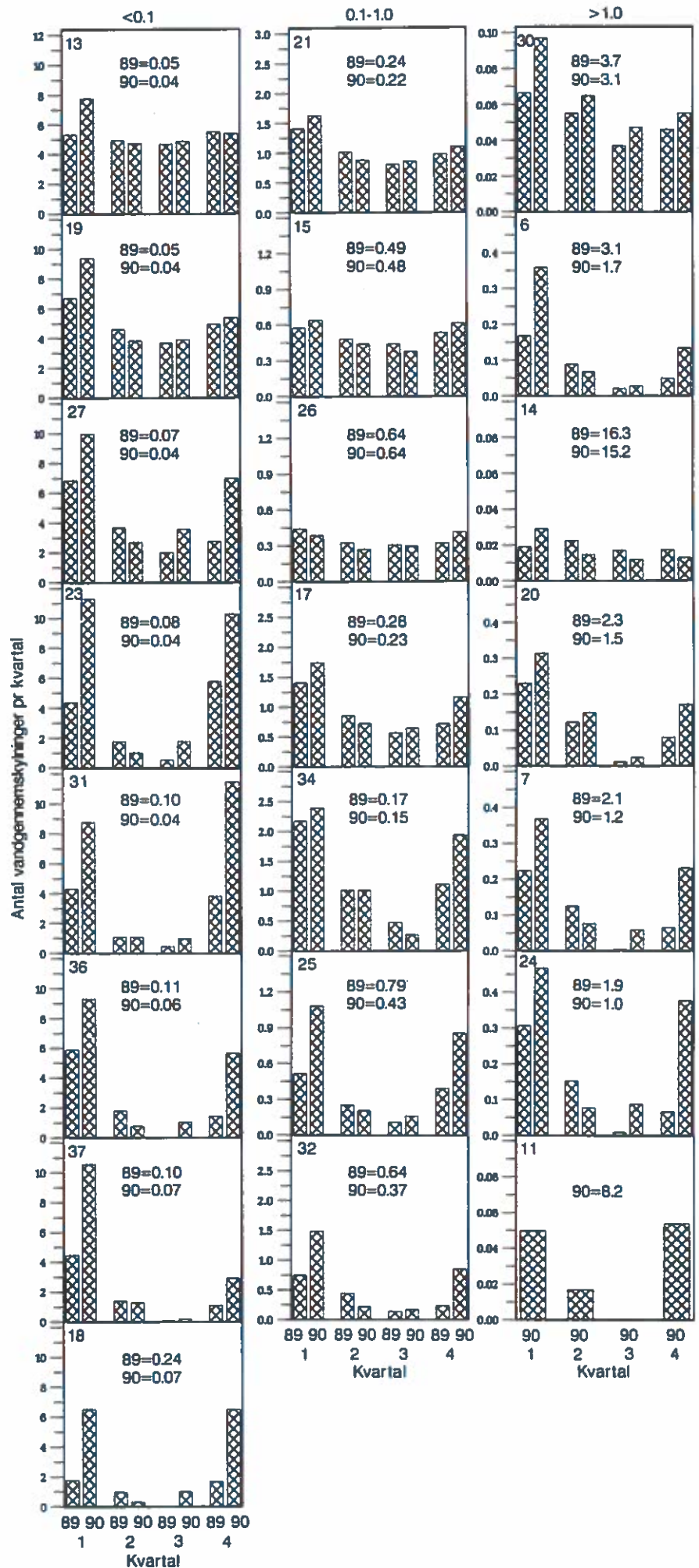
For eksempel var vandgennemstrømningen konstant over året i Ørn Sø (sø nr. 13). Søen blev gennemskyllet omkring 5 gange pr. kvartal, og der var næsten ens opholdstid i 1989 og 1990. Ligeledes udskiftedes omkring halvdelen af vandet i Fårup Sø (sø nr. 15) pr. kvartal, og der var kun svag tendens til lavere opholdstid i sommerperioden.

#### Variabel vandgennemstrømning

I andre søer var der stor sæsonmæssig variation i vandgennemstrømningen, således at størstedelen af vandgennemstrømningen foregik i vinterhalvåret, mens der var ringe vandgennemstrømning i sommerhalvåret (søerne nederst i figur 2.2). I disse søer var der også stor forskel i opholdstiden i henholdsvis 1989 og 1990. Forskellen mellem 1989 og 1990 var især udtalt i vinterhalvåret, mens der i sommerhalvåret kun var mindre forskel.

Eksempelvis var der i Vesterborg Sø (sø nr. 31) stor sæsonvariation i vandgennemstrømningen (fig. 2.2). I vinterhalvåret blev søen gennemskyllet mellem 4 og 11 gange pr. kvartal, mens vandgennemstrømningen i sommerhalvåret var omkring 1 gang pr. kvartal. Den gennemsnitlige opholdstid var i 1990 kun 0,04 år, mens den var 0,10 år i 1989 på grund af den store forskel i vandtilførslen i vinterhalvåret i de to år.

Den store sæsonmæssig variation i vandgennemstrømning og år til år variation i opholdstid har stor betydning for næringsstofbalancen for søerne (kapitel 3).



Figur 2.2. Sæsonvariation i vandgennemskylning i 22 af overvågningssøerne i 1989 og 1990. På figurerne er angivet opholdstid i 1989 og 1990 (år) og et nummer, som henviser til sønavnet i tabel 1.2.

*Opholdstid < 0,1 år*

I søerne med variabel vandgennemstrømning og opholdstid mindre end 0,1 år vil der være en stor stoftilførsel i vinterhalvåret, som i vid udstrækning blot passerer søen uden reelt at påvirke søtilstanden, mens stoftilførslen kan være lille i sommerperioden, hvorfor den aktuelle søtilstand i denne periode kun i mindre omfang er påvirket af den eksterne tilførsel.

Der er dog forskel på de forskellige stoffers reaktionsmønstre afhængig af, om stoftransporten foregår i form af hovedsagelig opløste fraktioner eller knyttet til partikulært stof.

Kvælstof, silicium og calcium, der transporteres på opløst form, vil i vinterperioden gennemskylle søen, og på grund af den korte opholdstid og den generelt nedsatte biologiske omsætning, vil tabet ved gennemløb af søerne være lille.

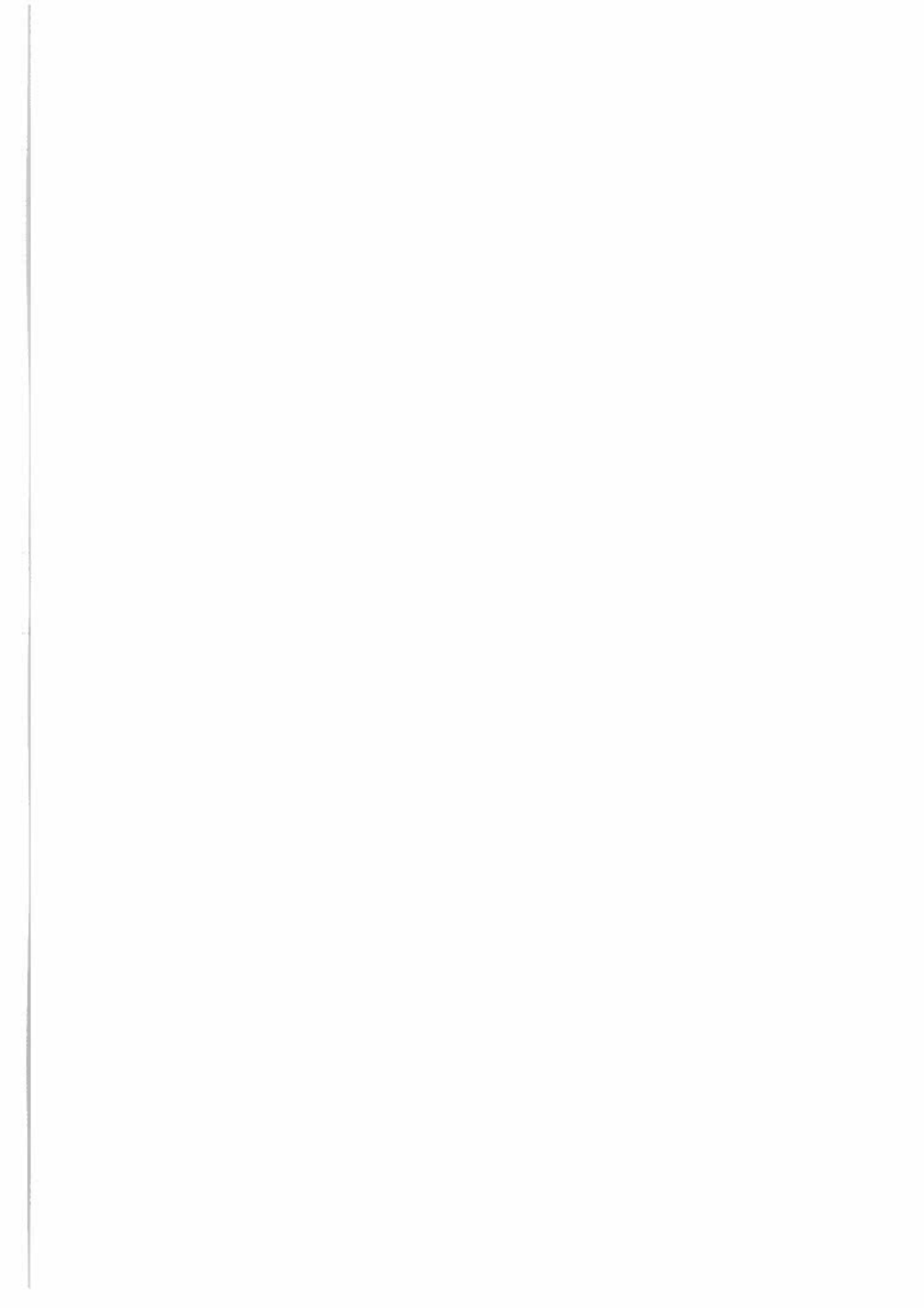
Jern- og fosfortilførslen sker i mange af søerne med partikler, som i vinterperioden bundfældes i søen. Problemet i denne type af søer er, at den tilbageholdte mængde i vinterperioden kan frigøres i sommerperioden, og at fosforet kun i beskedent omfang fraføres om sommeren på grund af den ringe vandgennemstrømning.

*Opholdstid mellem 0,1-1,0 år*

I søerne med opholdstid mellem 0,1-1,0 år vil betydningen af variabel vandgennemstrømning være mindre.

*Opholdstid > 1 år*

I søerne med opholdstid større end 1 år er betydningen af variabel vandgennemstrømning lille. Næringsstofferne vil stadig hovedsagelig tilføres i vinterperioden, men på grund af den længere opholdstid vil de stadig være tilstede i sommerperioden og kan her give anledning til vækst af planteplankton.



## 3. Stofbalancer

### 3.1 Indledning

#### *Indhold*

I dette kapitel vil til- og fraførslen af henholdsvis totalkvælstof, totalfosfor, silikat, jern, kalcium og organisk stof (total COD) til overvågningssøerne i 1989 og 1990 blive vurderet. Vurderingerne af forskelle og ligheder mellem søerne samt variationen fra 1989 til 1990 vil især blive baseret på de 25 søer, fra hvilke der eksisterer rimeligt sikre massebalancer.

#### *Til- og fraførsel af stof er tæt relateret til vandgennemstrømning*

Til- og fraførsel af stof er som regel tæt relateret til vandtilførslen, således at en sø med stor vandgennemstrømning også mængdemæssigt vil have både en stor stoftil- og stoffraførsel. Ligeledes vil der i et vådt år henholdsvis til- og fraføres mere stof end i et tørt år. Der er dog undtagelser. Hvis størstedelen af tilførslen af et stof kommer fra en stofkilde, der er uafhængig af år til år variation i afstrømning, f.eks. fosforudledning fra en punktkilde, vil år til år variationen i stoftilførslen være mindre end variationen i afstrømning. Hvis fraførslen samtidig er relateret til afstrømningen, vil stoftilbageholdelsen være mindre i år med stor vandgennemstrømning i forhold til år med lille gennemstrømning.

#### *Tilført stofmængde og indløbskoncentration*

Søen vil påvirkes af den mængde stof, den tilføres, men det er især stofkoncentrationen i det tilstrømmende vand og de tabs- og frigivelsesprocesser, der virker i søen, som vil være bestemmende for søvandskoncentrationen og påvirkningen. I dette kapitel vurderes derfor følgende:

- forskelle i tilført årlige stofmængder pr. m<sup>2</sup> søareal
- stoftilbageholdelsen pr. m<sup>2</sup> søareal
- stoftilbageholdelsen i procent af tilført mængde
- forskelle i den vandføringsvægtede indløbs- og udløbskoncentration. Den vandføringsvægtede koncentration er stofmængden divideret med vandmængden, svarende til den koncentration, der ville være i en beholder indeholdende den samlede mængde tilført stof og vand.

### 3.2 Metode

Stofbalancerne er i stor udstrækning baseret på amternes rapporter af overvågningssøerne. De er dog justeret, således at der er opnået sammenlignelige balancer. Især har det været nødvendigt at korrigere for forskelle i til- og fraført vandmængde med enten ekstra indsivende eller udsivende vand (jvf. kapitel 2), da en stofbalance, hvor der ikke er overensstemmelse mellem til- og fraført vandmængde plus evt. ændring i søvolumet vil være misvisende.

## Stoftilførsel

Stoftilførslerne er opgjort ud fra følgende:

- stoftransporter fra vandløb med målestationer i oplandet til søen
- + vandtransport fra umålt opland ganget med den vandføringsvægtede koncentration i de målte oplande
- + indsvivende vand ganget med den vandføringsvægtede koncentration i de målte oplande
- + punktkilder direkte til søen
- + atmosfærisk deposition.

## Stoffraførsel

Stoffraførslerne er opgjort ud fra følgende:

- stoftransporter fra vandløbstationen i afløbet
- vandtransport fra for meget målt opland, når afløbsstation er placeret et stykke nedstrøms søen, ganget med den vandføringsvægtede koncentration på afløbsstation
- udsivende vand ganget med den vandføringsvægtede koncentration på afløbsstation

Herved er der antaget, at stofkoncentrationen i de ikke målte vandtil- og vandraførsler er lig med de målte koncentrationer. Ikke repræsentative tilløbsstationer er dog udeladt ved beregning af de målte koncentrationer.

## Datamateriale

I 12 af overvågningssøerne har det ikke været muligt direkte at måle stoftilførslerne til søerne, og opgørelserne er baseret på erfaringstal om stoftilførslen fra tilsvarende oplande plus bidrag via atmosfærisk deposition. For de resterende 25 søer eksisterer der rimeligt sikre stofbalancer, og resultaterne og vurderingerne i dette kapitel er især baseret på disse søer.

## 3.3 Kvælstofmassebalancer

### Sammenlignelige med øvrige danske søer

I tabel 3.1 er givet en oversigt over kvælstofmassebalancerne for overvågningssøerne i henholdsvis 1989 og 1990. De statistiske karakteristika for kvælstofbalancerne minder meget om karakteristika for 69 danske kvælstofbalancer (Jensen et al., 1990 og Kristensen et al., 1990b). Dog var kvælstoftilførsel og indløbskoncentration højere i overvågningssøerne, mens tabsprocenten af tilført mængde var af samme størrelse.

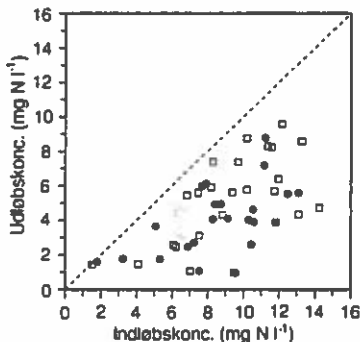
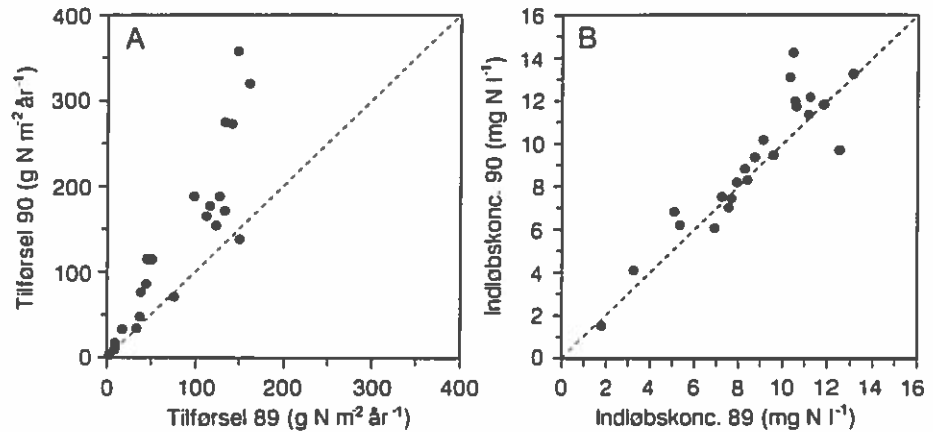
Tabel 3.1. Sammenligning af kvælstofmassebalancer i 1989 og 1990.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g N m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	78,7	33,3	75,7	133
	1990	25	157	47,6	138	188
Indløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	23	8,62	7,23	8,73	10,6
	1990	25	9,29	7,45	9,47	11,7
Udløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	23	4,01	2,47	4,03	5,54
	1990	25	5,16	3,12	5,60	7,38
Tilbageholdelse (g N m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	32,8	16,4	28,4	48,6
	1990	25	47,6	19,9	40,7	76,7
Tilbageholdelse (%)	1989	23	51,4	35,5	55,6	64,2
	1990	25	43,5	24,7	43,2	60,1

## Tilførsel af kvælstof

Tilførslen af kvælstof til søerne var generelt større i 1990 end i 1989 (fig. 3.1A). I halvdelen af søerne var tilførslen mere end 50% større i 1990 end i 1989. Den større tilførsel skyldtes især, at vandtilførslen var større, men også at koncentrationen i det tilstrømmende vand var højere (fig. 3.1B). I søerne med konstant vandtilførsel var kvælstoftilførslen ens i de to år, mens tilførslen var højere i søerne med variabel vandtilførsel. Forskellen i tilførslen mellem de to år var især udpræget i vinterhalvåret, mens der kun var mindre forskel i tilførslen i sommerhalvåret.

Figur 3.1. A) Tilførsel af totalkvælstof til 23 overvågningssøer i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af totalkvælstof i 1989 og 1990.

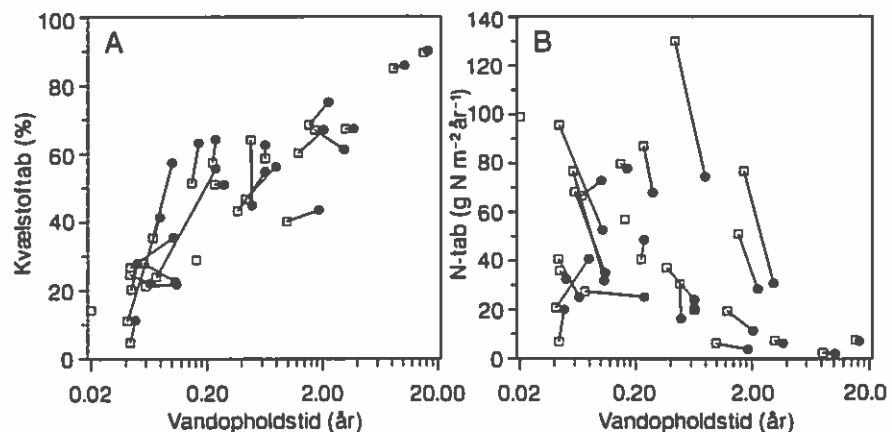


Figur 3.2. Den vandføringsvægtede udløbskoncentration af kvælstof mod den vandføringsvægtede indløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □ .

I alle søerne var indløbskoncentrationen i både 1989 og 1990 højere end udløbskoncentrationen (fig. 3.2), således at der ved gennemløb af søerne skete et tab af kvælstof. I 1990 var udløbskoncentrationen dog generelt højere end i 1989 og mere lig med indløbskoncentrationen, således at det relative kvælstoftab var mindre.

Det procentuelle tab af den tilførte kvælstofmængde var positivt korreleret med vandets opholdstid i søerne, således at tabet i de hurtigt gennemstrømmede søer var mindre end i søerne med længere opholdstid (fig. 3.3A). I overensstemmelse hermed faldt det procentuelle kvælstoftab fra 1989 til 1990 på grund af den større vandtilførsel og følgelig kortere vandopholdstid. Da kvælstoftilførslen dog samtidig var større i 1990, var det absolutte tab i 18 af de 23 søer højere i 1990 end i 1989 (fig. 3.3B). Tendensen var, at det absolutte kvælstoftab var størst i de hurtigt gennemstrømmede søer på grund af den større tilførsel, mens det procentuelle tab af tilført mængde var størst i søerne med lang opholdstid.

Figur 3.3. A) Procenttab af tilført kvælstofmængde i forhold til vandopholdstiden. B) Kvælstoftab i forhold til vandopholdstiden. Hvor der er massebalance for både 1989 ● og 1990 □ er punkterne forbundet.





De 23 søer med kvælstofmassebalance for både 1989 og 1990 repræsenterer et samlet søareal på 86,3 km<sup>2</sup>, heraf udgør arealet af Arresø alene de 42 km<sup>2</sup>. Det samlede kvælstoftab ved gennemløb af søerne var 1570 tons med og 1310 tons uden Arresø i 1989 og 2460 tons med og 2150 tons uden Arresø i 1990. Det svarer til en arealvægtet kvælstoftilbageholdelse på mellem 18-30 g N m<sup>-2</sup> søoverflade år<sup>-1</sup> i 1989 og 29-48 g N m<sup>-2</sup> søoverflade år<sup>-1</sup> i 1990. De navngivne søer i Danmark har et samlet søareal på 434,3 km<sup>2</sup> (Danmarks Statistik, 1968), og da det kan antages at overvågnings søerne er repræsentative for de danske søer (Kristensen et al., 1990a), vil der samlet være tilbageholdt 8000-13000 tons kvælstof i de danske søer i 1989 og 12000-21000 tons kvælstof i 1990. I forhold til den samlede mængde af kvælstof, der udledes til de danske ferskvandssystemer (Kronvang et al., 1991), udgør tabet kun omkring 15-20% af udledningerne, men i de systemer med søer indskudt er kvælstoftabet af stor betydning for de nedstrømsbeliggende kystnære områder.

### 3.4 Fosformassebalancer

Sammenlignelig med balancer fra danske søer

I tabel 3.2 er givet en samlet oversigt over fosformassebalancerne for overvågnings søerne i 1989 og 1990. De statistiske karakteristika for fosforbalancerne var sammenlignelige med et datamateriale fra 94 danske søer og ialt 131 opgørelser af fosfortilførsler og tilbageholdelse i Kristensen et al. (1990b). Dog var fosfortilførslen og indløbskoncentrationen til overvågnings søerne generelt lidt lavere end for de 94 søer. Den lavere tilførsel og lavere indløbskoncentration afspejler, at fosfortilførslen til de danske søer generelt er reduceret de senere år (Kristensen et al., 1990a).

Tabel 3.2. Sammenligning af fosformassebalancer i 1989 og 1990.

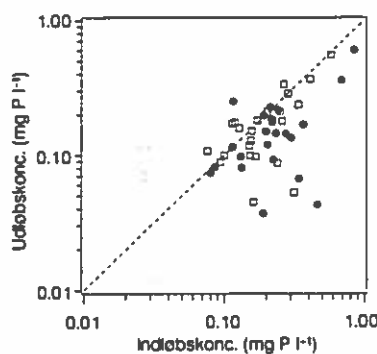
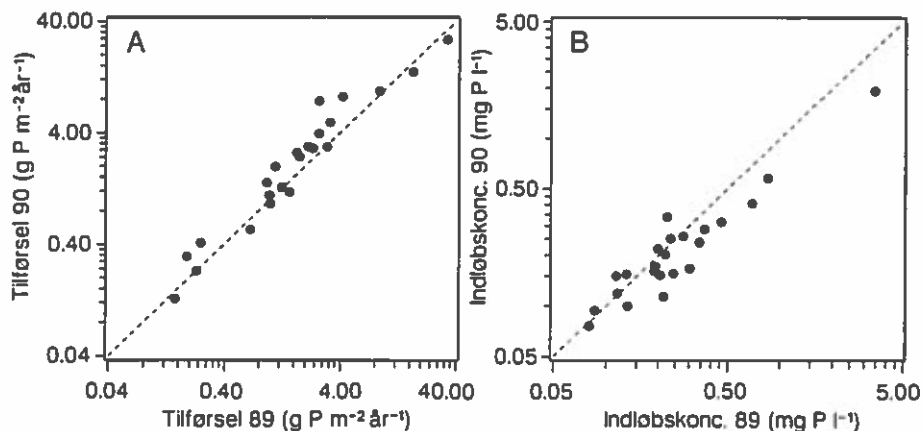
	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	3,96	0,93	1,69	3,07
	1990	25	4,50	1,09	2,64	4,94
Indløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	23	0,406	0,133	0,219	0,344
	1990	25	0,283	0,151	0,173	0,269
Udløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	23	0,245	0,082	0,145	0,217
	1990	25	0,226	0,100	0,172	0,211
Tilbageholdelse (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	23	1,39	0,02	0,53	1,01
	1990	25	0,66	-0,03	0,11	0,86
Tilbageholdelse (%)	1989	23	28,8	7,5	37,3	53,8
	1990	25	11,5	-4	10,6	31,0

Fosfortilførsel

Fosfortilførslen til søerne var generelt højere i 1990 end i 1989 (fig. 3.4A). Til nogle søer var fosfortilførslen dog reduceret på grund af mindre udledninger fra rensningsanlæggene i oplandet, i andre søer med konstant vandtilførsel var fosfortilførslen ens i de to år, mens for de øvrige søer skyldtes den større fosfortilførsel i 1990 den større vandtilførsel. Generelt var stigningen i fosfortilførslen mindre end stigningen i vandtilførslen,

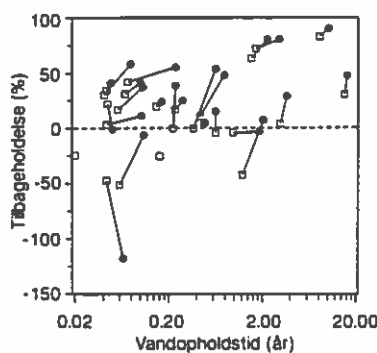
således at indløbskoncentrationen af fosfor til mange af søerne var lavere i 1990 end i 1989 (fig. 3.4B). Den lavere indløbskoncentration skyldes især, at tilførslen fra punktkilder og spredt bebyggelse, der for de fleste søer kan antages at være rimeligt ens i de to år, blev fortyndet af de større vandmængder i 1990.

Figur 3.4. A) Tilførsel af totalfosfor til 23 overvågningssøer i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af totalfosfor i 1989 og 1990.



Figur 3.5. Den vandføringsvægtede udløbskoncentration af totalfosfor mod den vandføringsvægtede indløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □ .

I de fleste af søerne var indløbskoncentrationen af fosfor højere end udløbskoncentrationen, således at der var en tilbageholdelse af fosfor i søerne (fig. 3.5). I nogle søer var der dog en højere udløbs- end indløbskoncentrationen på grund af fosforfrigivelse fra søbunden. Udløbskoncentration i 1990 var generelt højere end i 1989. Det skyldes, at der i 1990 var højere vandgennemstrømning i perioden fra september til december end i den tilsvarende periode i 1989 (jvf. kapitel 2). I den samme periode var søvandskoncentrationen forholdsvis høj på grund af frigivelse fra søbunden (jvf. kapitel 4), og derfor betød større vandgennemstrømning i den periode, at udløbskoncentrationen for året blev højere. Den højere vandgennemstrømning i 1990 i forhold til 1989 medførte også, at tilbageholdelsen af fosfor i søerne var markant lavere i 1990 både som procentandel af tilført mængde (fig. 3.6) og som absolut mængde (tabel 3.2).



Figur 3.6. Procenttab af tilført fosformængde i forhold til vandopholdstiden. Hvor der er massebalance for både 1989 ● og 1990 □ er punkterne forbundet.

Den procentvise andel af den tilførte fosformængde, som blev tilbageholdt i søerne, viste kun en svag sammenhæng med vandets opholdstid (fig. 3.6). Dette skyldes især, at der blandt overvågningssøerne indgår en række søer, der tidligere har modtaget en større ekstern fosfortilførsel, og i den forbindelse har ophobet en del fosfor i søbunden, som nu frigives, og dette vil i en periode bevirke en mindre tilbageholdelse.

De 23 søer med massebalancer for både 1989 og 1990 repræsenterer et samlet areal på 86,4 km<sup>2</sup>, heraf udgør arealet af Arresø 42 km<sup>2</sup>. Der blev i 1989 tilbageholdt 62,8 og 54,6 tons fosfor i søerne henholdsvis med og uden Arresø, svarende til, at der blev tilbageholdt 0,7-1,2 g P m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. I 1990 var tilbageholdelsen betydeligt mindre henholdsvis 25,9 og 24,9 tons fosfor med og uden Arresø og 0,3-0,5 g P m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Omregnet til det samlede søareal i Danmark på 434,3 km<sup>2</sup> var tilbageholdelsen af fosfor henholdsvis på 320-530 og 130-230 tons i henholdsvis 1989 og 1990 eller 5-15% af den mængde, som udledes til de danske vandløb (Kronvang et al., 1991).

### 3.5 Jernmassebalancer

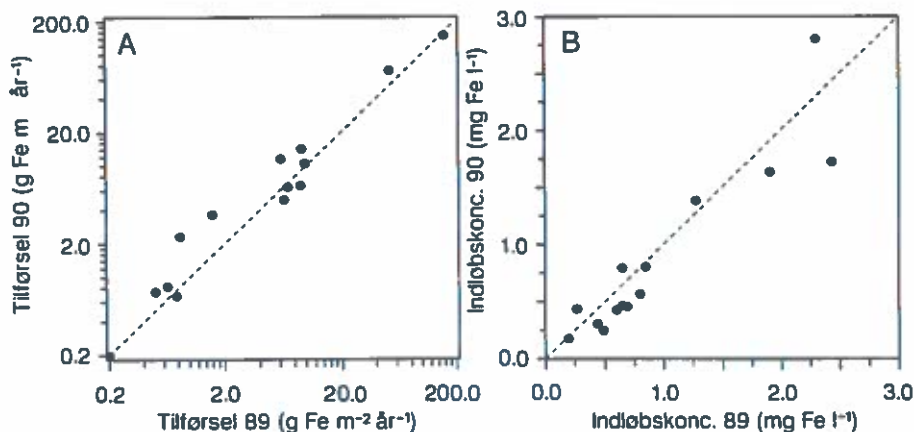
Viden om jerntilførslen og tilbageholdelsen i søerne er vigtig i forbindelse med vurdering af fosfordynamikken i søerne. Jernindholdet i søbunden er den vigtigste styrende faktor for fosforbindingen i sedimentet i mange søer, og samtidig er forholdet mellem jern og fosfor i søbunden delvis styrende for den interne fosforfrigivelse (Jensen og Andersen, 1990; Jensen et al., 1991).

I alt var der jernmassebalancer for 19 af overvågningssøerne, og for 14 af søerne var der balancer fra både 1989 og 1990. De statistiske karakteristika for jernbalancerne er angivet i tabel 3.3.

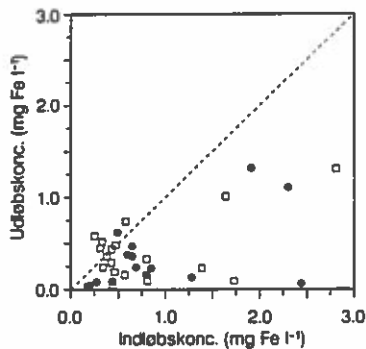
Tabel 3.3. Sammenligning af jernmassebalancer i 1989 og 1990.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g Fe m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	14	19,0	0,8	6,4	9,3
	1990	19	18,2	2,4	6,7	12,7
Indløbskonc. (mg Fe l <sup>-1</sup> )	1989	14	0,97	0,49	0,67	1,28
	1990	19	0,76	0,34	0,46	0,81
Udløbskonc. (mg Fe l <sup>-1</sup> )	1989	14	0,38	0,09	0,24	0,47
	1990	19	0,40	0,16	0,33	0,52
Tilbageholdelse (g Fe m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	14	7,8	0,22	1,9	7,2
	1990	19	6,4	-0,14	1,1	8,5
Tilbageholdelse (%)	1989	14	57,5	37,5	68,0	80,0
	1990	19	26,8	-6,7	38,8	81,5

Der var stor variation i jerntilførslen til søerne og i indløbskoncentrationen (fig. 3.7), f.eks. var tilførslen henholdsvis 150 og 60 g Fe m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> til Ørn Sø og Hinge Sø, mens tilførslen til de øvrige søer var mindre end 15 g Fe m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Størrelsen af jerntilførslen er afhængig af, om jorden i oplandet er jernrig. Især i oplande med jernrig jord vil der ske stor udvaskning af jern, når jorden drænes. Herved sænkes vandstanden og pyriten i jorden oxideres, og jernet frigøres og kan udvaskes. Søer, der modtager en stor del af vandtilførslen fra det dybere grundvand, f.eks. Ørn Sø, kan også have stor jerntilførsel, fordi det dybere grundvand kan være meget jernholdigt.



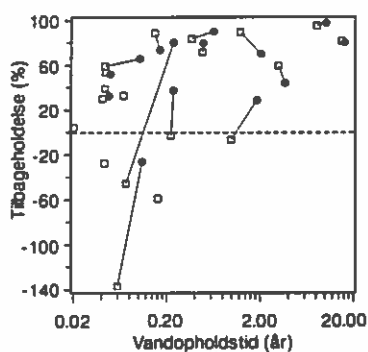
Figur 3.7. A) Tilførsel af jern til 14 af overvågningssøerne i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af jern i 1989 og 1990.



Figur 3.8. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af jern mod den vandføringsvægtede udløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □.

Tilførslen af jern var generelt større i 1990 end i 1989 (fig. 3.7A), men stigningen i tilførslen var generelt ikke ligeså stor som stigningen i vandtilførslen. Indløbskoncentrationen af jern var således generelt lavere i 1990 end i 1989 (fig. 3.7B). En mulig forklaring på den højere jernkoncentration i det tørre år 1989 kan være, at jorden i 1989 har været mindre vandmættet, og der derfor er sket en øget oxidation af pyrit, og en frigørelse af jern til udvaskning.

Indløbskoncentrationen af jern var generelt højere end udløbskoncentrationen, således at der ved gennemløb af søerne var en tilbageholdelse af jern (fig. 3.8). Udløbskoncentrationen var generelt højere i 1990 end i 1989 (fig. 3.8 og tabel 3.3), og da indløbskoncentrationen samtidig var lavere, var der i 1990 en mindre procentvis tilbageholdelse (tabel 3.3 og fig. 3.9). Jerntilbageholdelsen i procent af tilførsel var dog i de fleste søer stor, og i henholdsvis 3/4 og 1/2 af søerne var den større end 37% af tilførslen i 1989 og 1990 (tabel 3.3). Søerne med stor tilbageholdelse havde generelt også et højt jernindhold i søbunden.

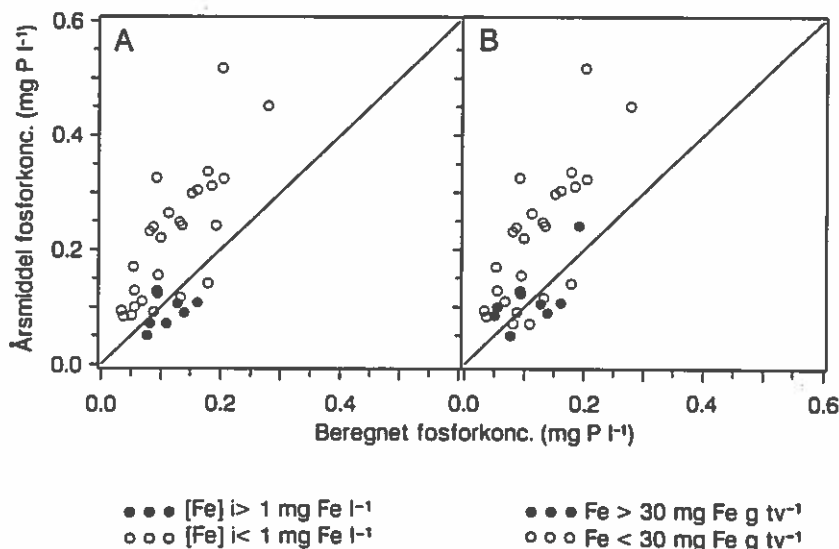


Figur 3.9. Procenttilbageholdelse af tilført jernmængde i forhold til vandopholdstiden. Hvor der er jernbalance for både 1989 ● og 1990 □ er punkterne forbundet.

Betydningen af jerntilførslen for fosfordynamikken i søerne er vurderet ved at sammenligne den observerede årsmiddelsøvandskoncentration af totalfosfor med en beregnet søvandskoncentration ud fra den eksterne fosfortilførsel og vandets opholdstid i søerne (Vollenweider-relation, Kristensen et al., 1990b). For at supplere datamaterialet med flere søer med stor jerntilførsel og høj indløbskoncentration indgår der også data fra Sunds Sø (Ringkjøbing Amtskommune, 1990a) og Husby Sø og Nørre Sø-systemet (Ringkjøbing Amtskommune, 1990b).

I søerne med høj indløbskoncentration af jern eller højt jernindhold i sedimentet var den observerede årsmiddelsøvandskoncentration af totalfosfor generelt lavere end i sammenlignelige søer med lave jernniveauer (fig. 3.10). Fosforkoncentrationen i søerne var således bestemt af den eksterne tilførsel, men også afhængig af jerntilførslen. I søer med stor jerntilførsel vil en større del af den tilførte fosfor bindes i søsedimentet. Der var derfor i disse søer generelt lavere søkoncentration.

Figur 3.10. Beregnet fosforkoncentration ud fra den eksterne fosfortilførsel og vandopholdstiden (Vollenweider-relationen) og målt tidsvægtet årsmiddelsøvandskoncentration af totalfosfor i søerne med jernmassebalancer. A) Søer med vandføringsvægtet indløbskoncentration af jern hhv. højere og mindre end  $1 \text{ mg Fe l}^{-1}$  er markeret. B) Søer med jernindhold i overfladesedimentet hhv. højere og mindre end  $30 \text{ mg Fe g tørstof}^{-1}$  er markeret.



Såfremt en sø med stor jerntilførsel udsættes for stor ekstern fosfortilførsel vil der på grund af den større tilbageholdelse ophobes en relativ større fosforpulje i søsedimentet i belastningsperioden. I perioden efter, at den eksterne fosfortilførsel nedsættes, vil der kunne frigives en større mængde fosfor fra sedimentet i den type af søer. Frigivelsen af fosfor fra sedimentet vil fortsætte til jern:fosfor forholdet i sedimentet er højere end ca. 15, hvor jernet i sedimentet igen vil være i stand til at kontrollere fosforfrigivelsen (Jensen et al., 1991).

### 3.6 Kalciummassebalancer

#### Indløbskoncentration af kalcium

Der var kalciummassebalancer for 17 overvågningssøer, heraf 10 søer med kalciumbalancer fra både 1989 og 1990. De fleste af søerne med kalciumbalancer var placeret i det østlige Danmark og havde forholdsvis høje indløbskoncentrationer af kalcium (tabel 3.4). Indløbskoncentrationen af kalcium var tæt knyttet til søernes geografiske placering og var generelt aftagende fra øst mod vest i Danmark. Indløbskoncentration var således mellem 170-190 mg Ca l<sup>-1</sup> for Hejrede Sø og Vesterborg Sø på Lolland, 100-150 for søerne på Sjælland, omkring 100 mg Ca l<sup>-1</sup> for søerne på Fyn, 50-80 mg Ca l<sup>-1</sup> i det østlige Jylland og mindre end 40 mg Ca l<sup>-1</sup> for søerne i Ringkøbing Amt ved Limfjorden. Enkelte søer afveg dog fra denne generelle tendens, eksempelvis Furesøen, som havde lavere indløbskoncentration end de øvrige søer i området. Dette kan forklares ved, at Furesø modtager hovedparten af vandtilførslen fra opstrømsbeliggende søer, hvor der er foregået en kalciumtilbageholdelse.

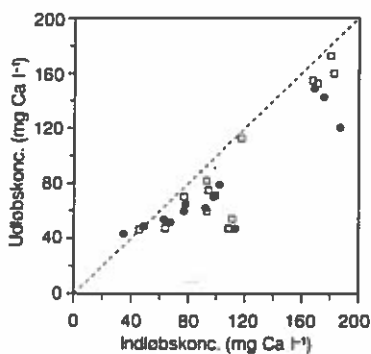
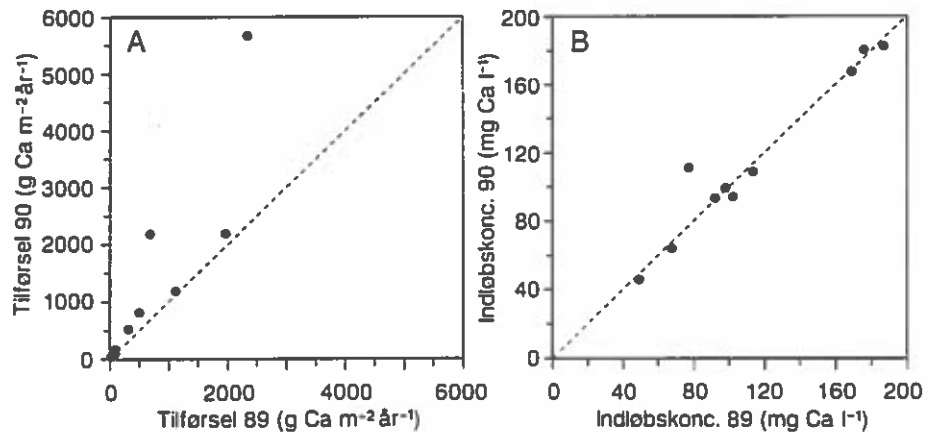
Tabel 3.4. Sammenligning af kalciummassebalancer i 1989 og 1990.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g Ca m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	13	721	91,7	494	1119
	1990	14	1875	169	1245	2653
Indløbskonc. (mg Ca l <sup>-1</sup> )	1989	13	100,4	67,4	92,0	113,4
	1990	14	114,5	92,8	103,9	167,4
Udløbskonc. (mg Ca l <sup>-1</sup> )	1989	13	76,2	51,5	61,9	78,8
	1990	14	93,2	54,2	73,1	152,5
Tilbageholdelse (g Ca m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	13	108,7	13,2	88,6	189,0
	1990	14	177,1	55,7	111,6	244,0
Tilbageholdelse (%)	1989	13	20,1	14,4	22,4	28,3
	1990	14	19,6	4,9	13,5	26,1

Der var generelt højere tilførsel af kalcium i 1990 end i 1989 (fig. 3.11A). Kalciumtilførslen var tæt knyttet til vandtilførslen, således at der var en tilsvarende stigning fra 1989 til 1990 i kalciumtilførslen som i vandtilførslen. Indløbskoncentration var ens i de to år (fig. 3.11B). Der blev dog for Søndersø fundet en højere indløbskoncentration i 1990 end i 1989. Dette kan forklares ved, at der ved 1990-balancen indgik et ekstra tilløb med høj kalciumkoncentration, således at i 1989, hvor der ikke blev målt

på dette tilløb, må indløbskoncentrationen have været underestimeret.

Figur 3.11. A) Tilførsel af kalcium til 10 af overvågningsøerne i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kalcium i 1989 og 1990.



Figur 3.12. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kalcium mod den vandføringsvægtede udløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □.

Der var højere indløbskoncentration end udløbskoncentration i alle søerne, pånær en enkelt (fig. 3.12), således at der var tilbageholdelse af kalcium i søerne. Generelt var indløbs- og udløbskoncentrationen positivt korreleret, således at der i søerne med høj indløbskoncentration også var en forholdsvis højere udløbskoncentration.

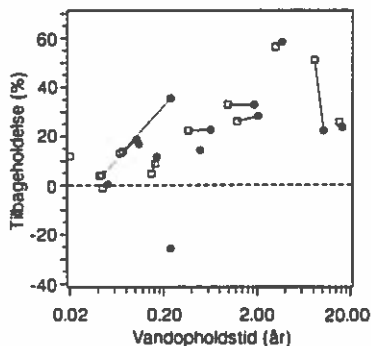
Tilbageholdelsen af kalcium i procent af tilført mængde varierede kun lidt imellem søerne og lå generelt mellem 5 og 30% (tabel 3.4 og fig. 3.13). Tilbageholdelsen i procent var delvis afhængig af vandopholdstiden, således at tilbageholdelsen var mindre end 15% for søerne med opholdstid mindre end 0,2 år og større end 20% for søerne med opholdstid større end 0,5 år (fig. 3.13).

### 3.7 Siliciummassebalancer

Silicium er et vigtigt næringsstof for især kiselalger. Koncentrationen af opløst silicium i søvandet er bl.a. bestemt af den eksterne tilførsel, frigivelse fra søsedimentet og optagelse fra søvandet af kiselalger. Der var siliciumbalancer fra 20 overvågningsøer heraf 8 søer med balancer fra både 1989 og 1990 (tabel 3.5).

Tabel 3.5. Sammenligning af siliciummassebalancer i 1989 og 1990.

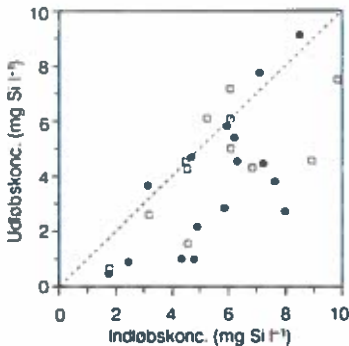
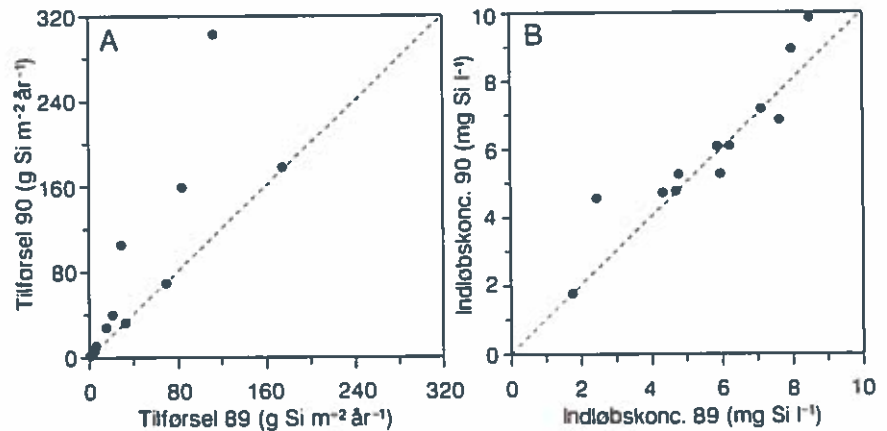
	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g Si m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	16	52,0	10,6	33,9	83,2
	1990	12	104	8,4	86,0	142
Indløbskonc. (mg Si l <sup>-1</sup> )	1989	16	5,6	4,5	5,9	7,2
	1990	12	5,6	4,5	5,7	6,5
Udløbskonc. (mg Si l <sup>-1</sup> )	1989	16	3,8	1,6	3,8	5,0
	1990	12	4,5	3,4	4,6	6,1
Tilbageholdelse (g Si m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	16	13,9	0,5	2,4	22,5
	1990	12	17,9	0,5	3,9	35,4
Tilbageholdelse (%)	1989	16	35,5	1,4	44,3	64,6
	1990	12	19,9	-0,5	14,6	43,1



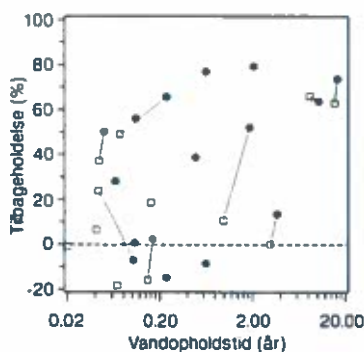
Figur 3.13. Procenttilbageholdelse af tilført kalciummængde i forhold til vandopholdstiden. Hvor der er kalciumbalance for både 1989 ● og 1990 □ er punkterne forbundet.

Tilførslen af silicium var som følge af den højere vandtilførsel højere i 1990 end i 1989 (fig. 3.14A). Indløbskoncentrationen af silicium varierede fra mindre end 2 mg Si l<sup>-1</sup> til omkring 10 mg Si l<sup>-1</sup> (fig. 3.14B). I de fleste søer lå indløbskoncentrationer dog imellem 4-7 mg Si l<sup>-1</sup>, og generelt var der kun mindre forskel mellem indløbskoncentrationen i henholdsvis 1989 og 1990.

Figur 3.14. A) Tilførsel af opløst silicium til 12 af overvågningssøerne i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af silicium i 1989 og 1990.



Figur 3.15. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af silicium mod den vandføringsvægtede udløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □.



Figur 3.16. Procenttab af tilført siliciummængde i forhold til vandopholdstiden. Hvor der er siliciumbalance for både 1989 ● og 1990 □ er punkterne forbundet.

Indløbskoncentrationen af opløst silicium var generelt højere end udløbskoncentrationen (fig. 3.15). I enkelte søer var der dog en højere udløbskoncentration end indløbskoncentration, således at disse søer i det aktuelle år har haft en nettofrigivelse af silicium.

I hovedparten af søerne var der en tilsyneladende tilbageholdelse af silicium (tabel 3.5). Siliciumbalancerne er opstillet ud fra målinger af til- og fraførsel af opløst silicium. I tilløbet vil silicium generelt findes på opløst form, mens i afløbet foregår der også en transport af partikulært silicium, primært kiselalger. Det partikulære silicium indgår ikke i analysen. Derfor vil tilbageholdelsen i søerne generelt være overvurderet. Tilbageholdelsen i procent af tilførsel var generelt højere i 1989 end i 1990 (tabel 3.5 og fig. 3.16). Hvorimod der i 1990 var en højere absolut tilbageholdelse (tabel 3.5). Den procentvise andel af tilført silicium, som blev tilbageholdt, var kun svagt korreleret til vandets opholdstid (fig. 3.16).

Tilbageholdelsen af silicium er delvis styret af forekomsten af kiselalger i søen og kraftig påvirket af sæsonvariationen i kiselalgerne og dermed forbruget af silicium i søvandet (jvf. kapitel 4 og 6). I forbindelse med forårsmaksimaet af kiselalger er der en stor optagelse af silicium fra søvandet, og sedimentation (bundfældning) af silicium i søen. Der er i denne forårsperiode en stor tilbageholdelse af silicium. I løbet af sommeren frigives en del af silicium'et fra søbunden, og der er ofte højere udløbs- end indløbskoncentration og dermed nettofrigivelse af silicium fra søen. I efterårsperioden kan der igen være siliciumtilbageholdelse i søen afhængig af, om der forekommer kiselalgeopblomstring. I vinterperioden vil der generelt være en vis tilbageholdelse på grund af sedimentation af kiselalger.

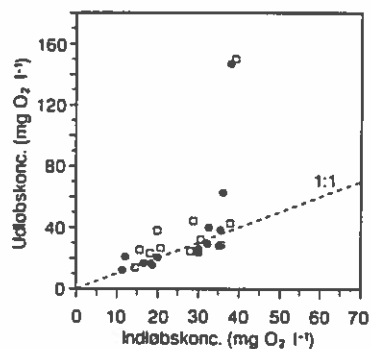
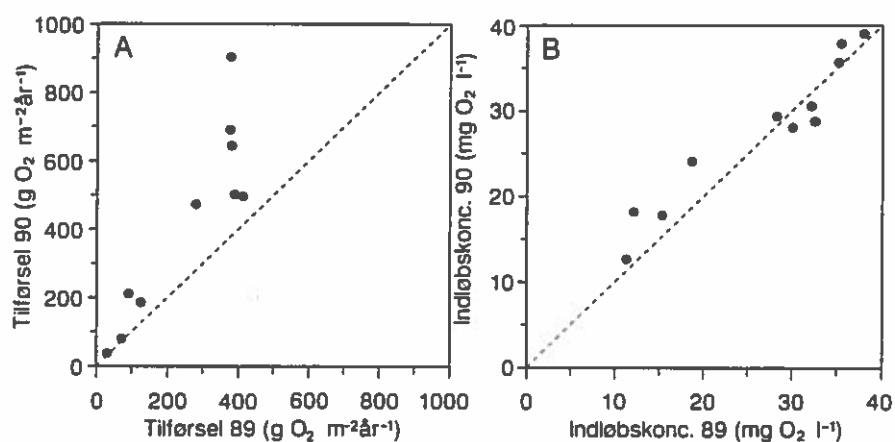
### 3.8 Massebalancer for organisk stof (total COD)

Massebalancerne for organisk stof i søerne beskriver, hvordan søerne påvirkes af den eksterne tilførsel, og hvorledes produktionen af organisk stof i søen påvirker de nedstrømsbeliggende vandløb. I 17 af overvågningssøerne var der massebalancer for organisk stof heraf 7 søer med balancer for både 1989 og 1990 (tabel 3.6).

Tabel 3.6. Sammenligning af organisk stof (total COD) massebalancer i 1989 og 1990.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Tilførsel (g O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	13	272	90,8	267	380
	1990	11	390	186	439	502
Indløbskonc. (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )	1989	13	26,8	18,7	30,1	35,2
	1990	11	26,3	18,2	28,1	35,7
Udløbskonc. (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )	1989	13	37,0	20,5	26,1	38,3
	1990	11	40,8	24,5	28,7	42,7
Tilbageholdelse (g O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	1989	13	-15,9	-33,0	0,4	25,8
	1990	11	-108	-256	-67,7	7,3
Tilbageholdelse (%)	1989	13	-30,2	-22,5	-2,6	13,5
	1990	11	-47,2	-62,5	-26,4	4,4

Figur 3.17. A) Tilførsel af organisk stof (total COD) til overvågningssøerne i 1989 og 1990. B) Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af organisk stof i 1989 og 1990.



Figur 3.18. Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total COD mod den vandføringsvægtede udløbskoncentration i 1989 ● og 1990 □.

Tilførslen af organisk stof var højere i 1990 end i 1989 (fig. 3.17A). Hvorimod indløbskoncentrationen var nogenlunde ens i de to år (fig. 3.17B). Den vandføringsvægtede indløbskoncentration lå generelt mellem 18 og 35 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, nogenlunde det niveau, som findes i danske vandløb (Kronvang et al., 1991).

Udløbskoncentrationen var i de fleste af søerne ikke særlig forskellig fra indløbskoncentrationen (fig. 3.18). Der var dog enkelte søer med en meget højere udløbskoncentration end indløbskoncentration.

De eksterne tilførsler af organisk stof er i de fleste tilfælde små i forhold til produktionen i selve søen. Samtidig er det organiske stof, der tilføres, hovedsageligt svært nedbrydeligt, hvorfor



det eksterne tilførte organiske stof i de fleste tilfælde kun har en ringe effekt på søernes miljøtilstand.

Det organiske stof, som fraføres søerne, består normalt af planteplankton, og i vandløbene fra de produktive næringsrige søer kan der være en kraftig negativ påvirkning, især på grund af et kraftigt iltforbrug ved nedbrydning af det eksporterede organiske stof.

## 4. Søvandskoncentration

### 4.1 Indledning

Sæsonvariationen af næringsstoffer og de biologiske variable er i høj grad bestemt af næringsstofniveauet, således at der vil være et sæsonforløb, som er gældende for den rene sø, mens et andet forløb er gældende for de mere næringsrige søer.

#### Indhold

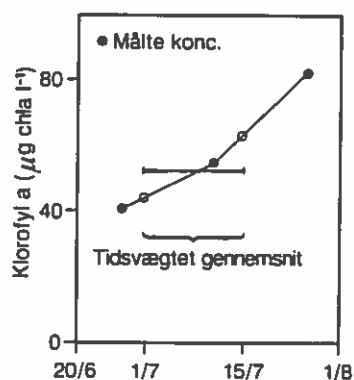
I dette kapitel beskrives sæsonforløbet af næringsstoffer, klorofyl a og sigtddybe i overfladelaget af søvandet, og forskelle og ligheder mellem søer med forskelligt næringsstofniveau belyses. Forskelle i sæsonvariation i 1989 og 1990 beskrives og vurderes.

### 4.2 Metode

#### Kemiske og fysiske variable

I de 37 søer er der normalt udtaget vandprøver 19 gange årligt, en gang om måneden i perioderne januar til marts og november til december, og to gange pr. måned fra april til oktober. Vandprøverne er udtaget med vandhenter. Der er udtaget delprøver fra overfladelaget, som er puljet. Den puljede prøve er analyseret for pH, totalalkalinitet, ammoniumkvælstof, nitrit+nitratkvælstof, totalkvælstof, opløst fosfat-fosfor, totalfosfor, silikat-silicium, suspenderet stof, partikulært organisk stof (COD) og klorofyl a. Generelt er Dansk Standard's metoder ved analyserne af vandprøverne benyttet.

#### Tidsvægtet gennemsnit for hver halvmånedens periode



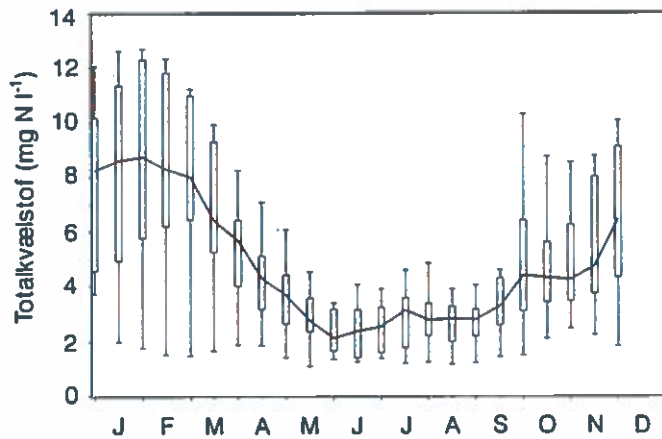
For at kunne sammenligne sæsonvariationen i kemiske og fysiske variable er der for hver halvmånedensperiode året igennem udregnet en gennemsnitsværdi, ialt 24 værdier for hver sø for hvert år. Gennemsnitsværdien er udregnet ved at antage, at de målte værdier varierer lineært mellem hver prøvetagningsgang, og herefter er gennemsnittet udregnet for den bestemte halvmånedensperiode.

Eksempelvis i X-sø er der udtaget vandprøver den 27/6, 11/7 og 25/7, og klorofyl a-koncentrationen var henholdsvis 40, 54 og 82 µg chl a l<sup>-1</sup>, og gennemsnittet for perioden 1/7-15/7 er udregnet ved at antage, at klorofyl a-koncentrationen steg fra 44 den 1/7 til 54 den 11/7 og herefter til 62 den 15/7, hvilket giver et tidsvægtet gennemsnit for perioden på 52 µg chl a l<sup>-1</sup>.

#### Inddeling i fosforgrupper

Ud fra koncentrationen af totalfosfor i sommeren 1990 blev de 37 søer inddelt i fem grupper med 6-10 søer i hver gruppe (se nedenfor). I hver af de fem grupper blev medianværdien for en variabel udregnet for hver halvmånedensperiode i henholdsvis 1989 og 1990, og det er især sæsonforløbet af disse medianværdier, der er sammenlignet på figurerne i dette kapitel. For at illustrere, at det på denne måde kun er de generelle tendenser i materialet, som vises, er sæsonforløbet af totalkvælstof i 1990 i en af fosforgrupperne vist i mere detaljeret form i figur 4.1.

Figur 4.1. Sæsonvariation af totalkvælstof i de ti søer med sommermiddelkoncentration af totalfosfor i 1990 større end  $0,4 \text{ mg P l}^{-1}$ . På figuren er for hver halvmånedperiode angivet medianværdien (fuldt optrukne linie), 25% og 75% fraktiler ved kasserne, og mindste og største værdi ved top og bund af linierne.



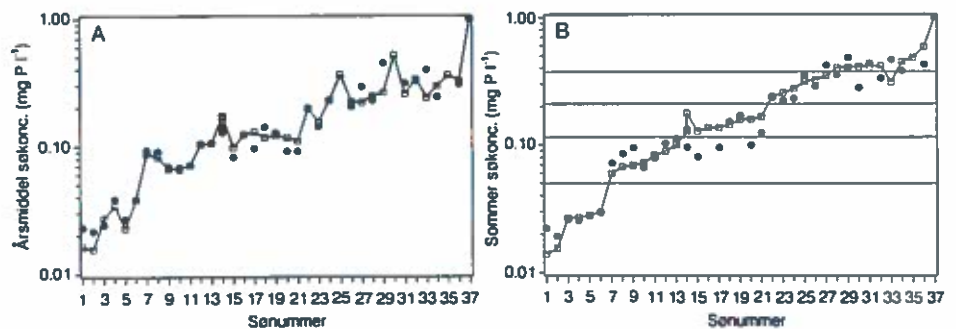
Den fuldtoptrukne linie viser medianværdien i hver halvmånedperiode (den linie, som vises på de øvrige figurer), dvs. halvdelen af søerne har en koncentration henholdsvis højere eller lavere end værdien. Kassen viser koncentrationsområdet, hvor 50% af søerne falder indenfor, og top og bund på linierne viser største og mindste koncentration i perioden.

### 4.3 Sæsonforløb

#### Fosfor

Årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor i søerne varierede fra mindre end  $0,02 \text{ mg P l}^{-1}$  til mere end  $1,0 \text{ mg P l}^{-1}$  (fig. 4.2A). Der var generelt kun lille forskel mellem årsmiddelkoncentrationerne i den enkelte sø i de to år, og der var ingen tendens til entydig udvikling fra 1989 til 1990. Da indløbskoncentrationen af fosfor generelt var lavere i 1990 end i 1989 (jvf. kapitel 3), skulle der forventes en lavere søvandskoncentration i 1990, men det manglende fald i koncentrationen må tilskrives en øget intern fosforfrigivelse i 1990. Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor varierede tilsvarende fra mindre end  $0,02$  til mere end  $1,0 \text{ mg P l}^{-1}$  (fig. 4.2B).

Figur 4.2. A) Årsmiddelkoncentration af totalfosfor i 1989 ● og 1990 □ i overvågningssøerne, her angivet ved sønummer (se tabel 4.1). B) Sommermiddelkoncentration af totalfosfor i 1989 ● og 1990 □ i overvågningssøerne. Linierne angiver inddeling af søerne i de fem grupper, for hvilke sæsonforløbet er detaljeret beskrevet i dette kapitel.



Søerne er nummereret efter sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor i 1990 og herefter inddelt i fem grupper (fig. 4.2B og tabel 4.1):

- 6 søer med  $< 0,03 \text{ mg P l}^{-1}$
- 7 søer med  $0,06-0,10 \text{ mg P l}^{-1}$
- 8 søer med  $0,13-0,18 \text{ mg P l}^{-1}$
- 6 søer med  $0,24-0,35 \text{ mg P l}^{-1}$
- 10 søer med  $> 0,40 \text{ mg P l}^{-1}$

Tabel 4.1. De 37 overvågnings søer inddelt i fem grupper efter sommermiddelkoncentration af totalfosfor 1990 ( $\text{mg P l}^{-1}$ ).

Sommermiddelkoncentration af totalfosfor 1990 ( $\text{mg P l}^{-1}$ )				
< 0,03	0,06-0,10	0,10-0,13	0,24-0,35	>0,4
1 Søby Sø	7 Søholm Sø	14 Furesø	22 Bagsværd Sø	28 Lemvig Sø
2 Holm Sø	8 Kvie Sø	15 Fårup Sø	23 Borup Sø	29 Jels Overløse
3 Maglesø	9 Bastrup Sø	16 Damhussøen	24 Arreskov Sø	30 Arresø
4 Madum Sø	10 Hornum Sø	17 Bryrup Langsø	25 Tystrup Sø	31 Vesterborg Sø
5 Nors Sø	11 Sønderløse	18 Hejrede Sø	26 Kilen	32 Langesø
6 Ravn Sø	12 Røgbølle Sø	19 Hinge Sø	27 Dons Nørresø	33 St. Søgård Sø
	13 Ørn Sø	20 Tissø		34 Fuglesø
		21 Engelsholm Sø		35 Utterslev Mose
				36 Søgård Sø
				37 Gundsømagle Sø

### Sæsonforløb af totalfosfor

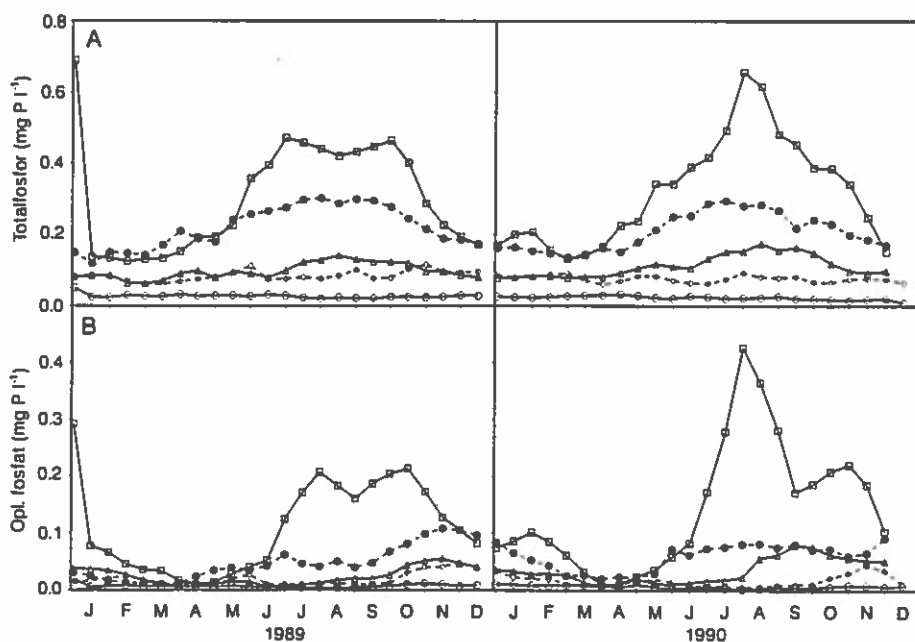
I hver af de fem grupper er sæsonforløbet af totalfosfor i henholdsvis 1989 og 1990 beskrevet (fig. 4.3A). I de to grupper med lavest fosforkoncentration var variationen gennem sæsonen lille.

I de tre grupper med højest fosforkoncentration var der et nogenlunde ens sæsonforløb med lav koncentration i perioden fra januar til og med april. Herefter var der en stigende koncentration frem til midten af august, hvorefter koncentrationen var aftagende i resten af året. Udsvingene i sæsonforløbet var styret af koncentrationsniveauet, således at der i gruppen med højest fosforkoncentration også var kraftigst udsving i sommerperioden.

Sæsonforløbet og koncentrationsniveauet i de fem grupper var nogenlunde ens i 1989 og 1990.

Figur 4.3. A) Sæsonvariation af totalfosfor i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990. B) Sæsonvariation af opløst ortofosfat i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990.

- < 0,03  $\text{mg P l}^{-1}$
- ◇ 0,06-0,10  $\text{mg P l}^{-1}$
- △ 0,13-0,18  $\text{mg P l}^{-1}$
- 0,24-0,35  $\text{mg P l}^{-1}$
- > 0,4  $\text{mg P l}^{-1}$ .



### Sæsonforløb af opløst fosfat

I de to grupper med lavest koncentration af totalfosfor var koncentrationen af opløst fosfat også generelt lav (fig. 4.3B), og der

var høje koncentrationer i vintermånederne og lave koncentrationer i sommerperioden (fig. 4.9B og 4.10B).

I de tre øverste grupper var koncentrationen af opløst fosfat i minimum i en periode i foråret, hvorefter koncentrationen var stigende med maksimum i august-september. Generelt var koncentration af opløst fosfat i de tre grupper lavere i sommeren 1989 end i 1990.

#### Høj sommerfosforkoncentration

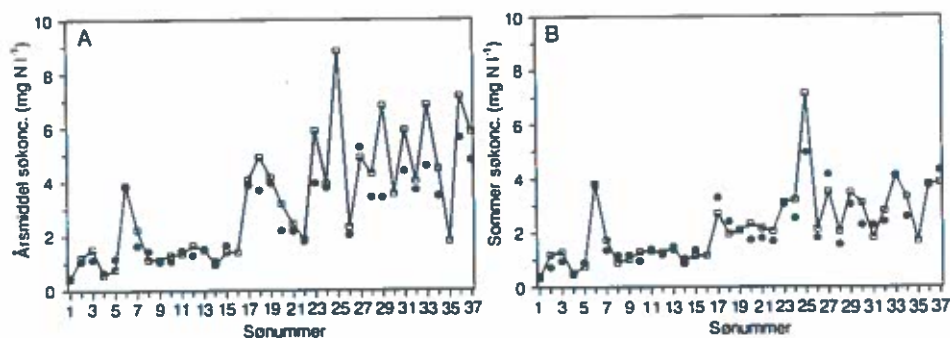
Stigningen i koncentrationen af totalfosfor og opløst fosfat i sommerperioden i de tre grupper med højest fosforkoncentration skyldes især, at der på grund af høj vandtemperatur og stor biologisk aktivitet, sker frigivelse af fosfor fra søbunden. Endvidere var der i mange af søerne i disse grupper dominans af blågrønalger, og blågrønalger bundfældes generelt mindre effektivt end de øvrige planteplanktonklasser på grund af lavere synkehastighed. Derfor bundfældes mindre af den frigivne fosfor, og søvandskoncentrationen kan derfor være høj. I nogle af søerne var en medvirkende faktor, at søerne tilføres fosfor fra punktkilder, som fortyndes mindre i sommerperioden på grund af mindre vandtilførsel. Derfor var der høj indløbskoncentration i denne periode. Stigningen skyldtes således især stor fosforfrigivelse fra søbunden, men også blågrønalger og høj indløbskoncentration havde betydning.

#### Kvælstof

Koncentrationen af totalkvælstof var generelt stigende med stigende fosforkoncentration (fig. 4.4), og årsmiddelkoncentrationen var generelt højere i 1990 end i 1989. Derimod var der kun lille forskel i sommerkoncentrationen i de to år.

Der var større forskel mellem års- og sommermiddelkoncentrationen i søerne med høje fosforkoncentrationer. I mange af søerne med høje fosforkoncentrationer var kvælstofkoncentrationen i sommerperioden kun det halve af årsmiddelkoncentrationen.

Figur 4.4. A) Årsmiddelkoncentration af totalkvælstof i 1989 ● og 1990 □ i overvågningssøerne, her angivet ved sønummer (se tabel 4.1). B) Sommermiddelkoncentration af totalkvælstof i 1989 ● og 1990 □ i overvågningssøerne.



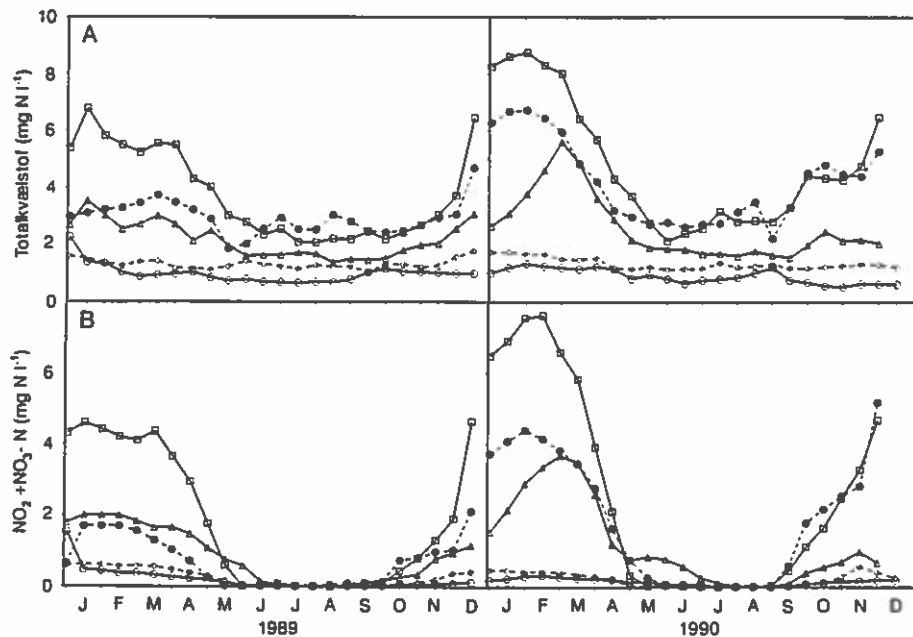
I to søer (Ravn Sø, nr. 6 og Tystrup Sø, nr. 25) var der dog forholdsvis høje kvælstofkoncentrationer i sommerperioden (fig. 4.4B). Begge søer er dybe med en middeldybde på 15 og 10 m, og temperaturlagdelte i sommerperioden. Desuden modtager de store eksterne kvælstoftilførsler med høje indløbskoncentrationer på 10-13 mg N l<sup>-1</sup>. Kvælstoftabet var mellem 50-70% af tilførslen, men på grund af de høje indløbskoncentrationer, den store vandmasse og den manglende kontakt mellem overfladelagets kvælstof og søbunden i sommerperioden, foregår der ikke tilsvarende fald i overfladelagets kvælstof i løbet af sommeren, som i de øvrige søer.

### Sæsonforløb af totalkvælstof

Sæsonforløbet af totalkvælstof i de fem grupper af søer, inddelt efter totalfosforkoncentrationen, er vist på figur 4.5A. I de to grupper med lavest fosforkoncentration var der nogenlunde konstant koncentration af totalkvælstof igennem sæsonen.

Figur 4.5 A) Sæsonvariation af totalkvælstof i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990. B) Sæsonvariation af nitrit+nitratkvælstof i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990.

- < 0,03 mg P l<sup>-1</sup>
- ◇ 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>
- △ 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>
- 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>
- > 0,4 mg P l<sup>-1</sup>.



Hvorimod der i grupperne med højest fosforkoncentration var et mere varieret sæsonforløb. Koncentrationen af totalkvælstof var højest i vintermånederne, hvorefter den faldt i april og maj. I sommerperioden var totalkvælstofkoncentrationen lavest i disse søer, hvorefter den igen steg fra slutningen af september 1990 og slutningen af december 1989.

Der var i disse tre grupper markant højere kvælstofkoncentration i vinterhalvåret 1990 end i 1989, hvorimod koncentrationen i sommeren var nogenlunde ens. Forskellen i vinterhalvåret afspejler forskellen i vandgennemstrømning i de to år, med stor gennemstrømning i 1990 og derfor højere kvælstofkoncentration.

### Sæsonforløb af nitratkvælstof

Sæsonforløbet af nitratkvælstof var nogenlunde ens i de fem grupper af søerne (fig. 4.5B, se endvidere fig. 4.9D og 4.10D). I perioden fra januar til marts var nitratkoncentrationen høj, og en stor del af kvælstoffet fandtes som nitrat. I april-maj var der et kraftigt fald i koncentrationen, og fra begyndelsen af juni var koncentrationen af nitrat lav i alle søerne. De lave koncentrationer af nitrat fortsatte frem til midten af september, hvorefter koncentrationen steg den resterende del af året. I perioden fra oktober til december var koncentrationen generelt lavere i 1989 end i 1990 på grund af den mindre vand- og kvælstoftilførsel.

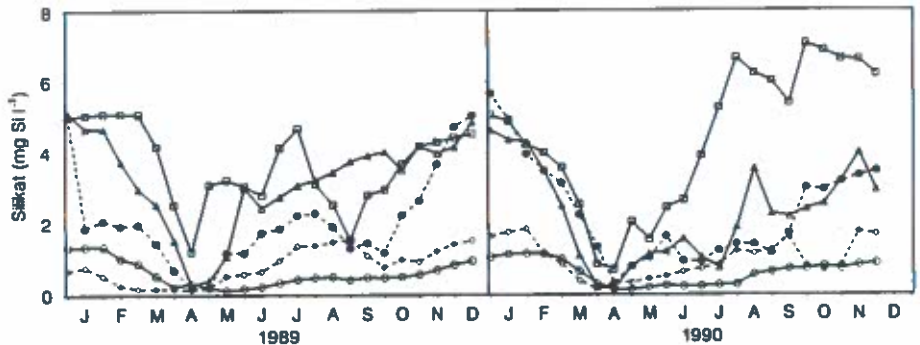
### Silicium

Koncentrationsniveauet af silicium var stigende med stigende fosforkoncentration, således at de to grupper med lavest fosforkoncentration også havde lavest siliciumkoncentration, mens koncentrationen af silicium var højere i de tre øverste grupper (fig. 4.6).

Sæsonforløbet af silicium var tæt knyttet til forekomsten af kiselalger og den eksterne tilførsel af silicium. I vintermånederne var koncentrationer af silicium generelt høje. I løbet af marts faldt koncentrationen til et minimum i april måned, og herefter var der generelt stigende koncentrationer gennem sommeren. I løbet af efteråret forekom der igen et fald i siliciumkoncentrationen, men generelt var faldet ikke så kraftigt, som i forårsperioden. Ligeledes var der i efteråret ikke samtidig i faldet, som tilfældet var ved forårsminima.

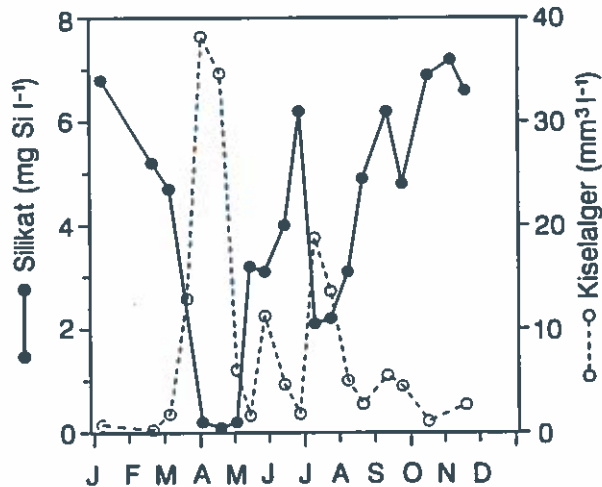
Figur 4.6. Sæsonvariation af silicium i 1989 og 1990 i grupperne efter sommer-totalfosfor 1990.

- < 0,03 mg P l<sup>-1</sup>
- ◇ 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>
- △ 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>
- 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>
- > 0,4 mg P l<sup>-1</sup>.



Tidspunktet for forårsminimum var nogenlunde ens i de to år. I sommer- og efterårsperioden var der forskel i sæsonforløbet i henholdsvis 1989 og 1990, men mønstret var ikke entydigt for grupperne. Eksempelvis var der tydeligt efterårsmaksima for fosforgruppe 5 i 1989, men ikke i 1990, mens det var omvendt for fosforgruppe 3.

Eksempel. Sæsonforløb af silicium og kiselalger i Hinge Sø 1990. Der var et forårsmaksimum af kiselalger i april, hvor der samtidig var et kraftigt fald i koncentrationer af silicium. I juli var der endnu et maksimum, men her var der ikke tilsvarende stort fald i koncentrationen af silicium (figur omarbejdet efter Viborg amtskommune, 1991).



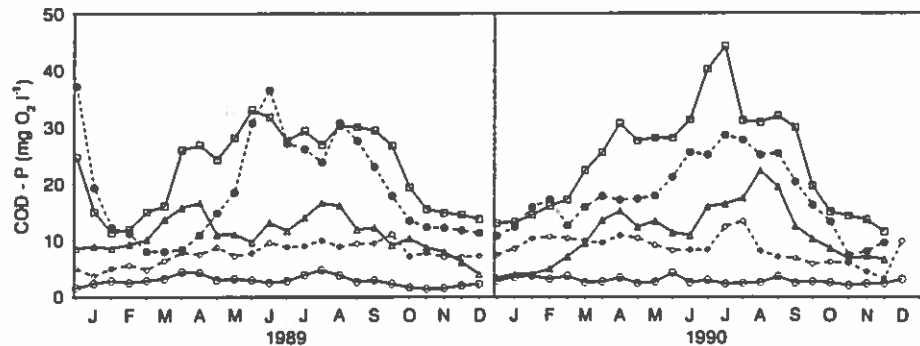
#### Partikulært organisk stof (COD-P)

Koncentrationen af partikulært organisk stof (COD-P) var stigende i grupperne med stigende søvandskoncentration af totalfosfor (fig. 4.7). I de to grupper med lavest fosforkoncentration var der kun lille sæsonvariation i koncentrationen af partikulært COD. I de tre øverste grupper var partikulært COD-koncentrationen højest i sommerperioden. Endvidere var længden af perioden, hvor koncentrationen var høj, størst i gruppen med højest fosforkoncentration.

Der var kun mindre forskelle i sæsonforløbet og koncentrationniveauerne i de to år.

Figur 4.7. Sæsonvariation af partikulært COD i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990.

- < 0,03 mg P l<sup>-1</sup>
- ◇ 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>
- △ 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>
- 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>
- > 0,4 mg P l<sup>-1</sup>.



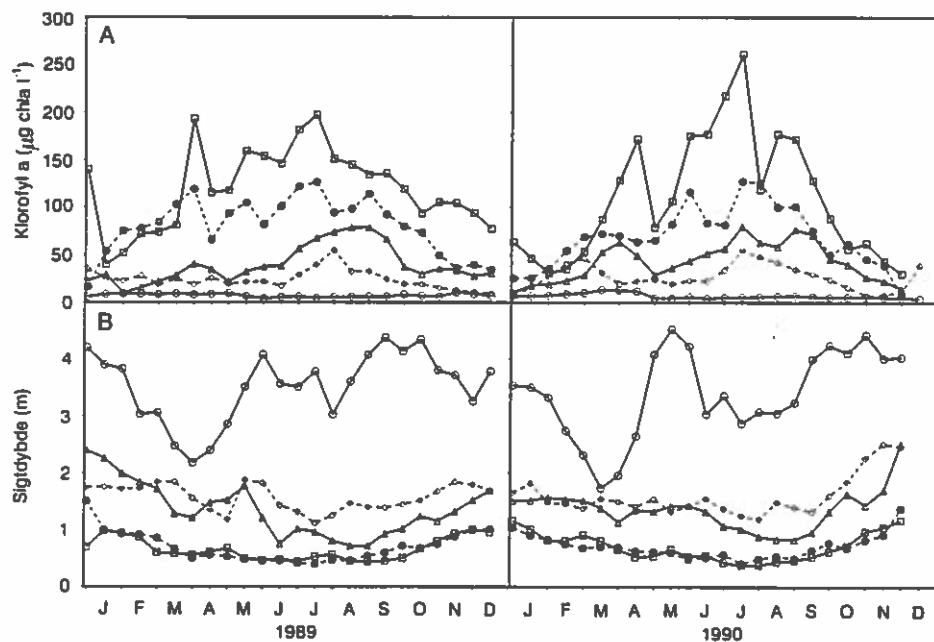
### Klorofyl a

Niveauet af klorofyl a-koncentrationen var stigende i grupperne med stigende koncentrationen af fosfor (fig. 4.8A), og endvidere var der en forøgelse i varigheden af perioden med høj klorofyl a-koncentration med stigende fosforkoncentration. I gruppen med lavest fosforkoncentration var der maksimum i en forholdsvis kort periode i foråret (se også fig. 4.9G). I den næste gruppe var der maksimum omkring august, i den midterste gruppe var der maksimum fra starten af juli til september, og i de to højeste fosforgrupper var der generelt høje koncentrationer i perioden fra maj og til slutningen af september.

Der var nogenlunde ens sæsonforløb og niveau af klorofyl a-koncentrationen i de to år.

Figur 4.8. A) Sæsonvariation af klorofyl a i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990. B) Sæsonvariation i sigtddybe i 1989 og 1990 i grupperne efter sommertotalfosfor 1990.

- < 0,03 mg P l<sup>-1</sup>
- ◇ 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>
- △ 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>
- 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>
- > 0,4 mg P l<sup>-1</sup>.



### Sigtddybe

Sigtddyben var markant højere i gruppen med lavest koncentration af fosfor (fig. 4.8B), og der var også det mest varierede sæsonforløb. Sigtdybden var her lavest i marts-april i forbindelse med forårsmaksima, herefter var der en klarvandsperiode i maj og starten af juni, mest markant i 1990. I juli og august var der igen lavere sigtddybe.

I de næste to fosforgrupper varierede sigtdybden mellem 1 og 2 meter, og der var i grupperne nogenlunde ens sigtddybe frem til juni, hvorefter der i gruppen med højest fosforkoncentration var markant lavere sigtddybe i den resterende del af året.



I de to grupper med højest fosforkoncentration var sigtddybden året igennem mindre end 1 m, og i det meste af sommerperioden var sigtddybden omkring 0,5 m. Mens de to grupper med højest fosforkoncentration kun afveg lidt i sigtddybden, var der en klar adskillelse mellem grupperne i klorofyl a-koncentrationen.

Sæsonforløb og niveau af sigtddybde var i de forskellige fosforgrupper nogenlunde ens i de to år.

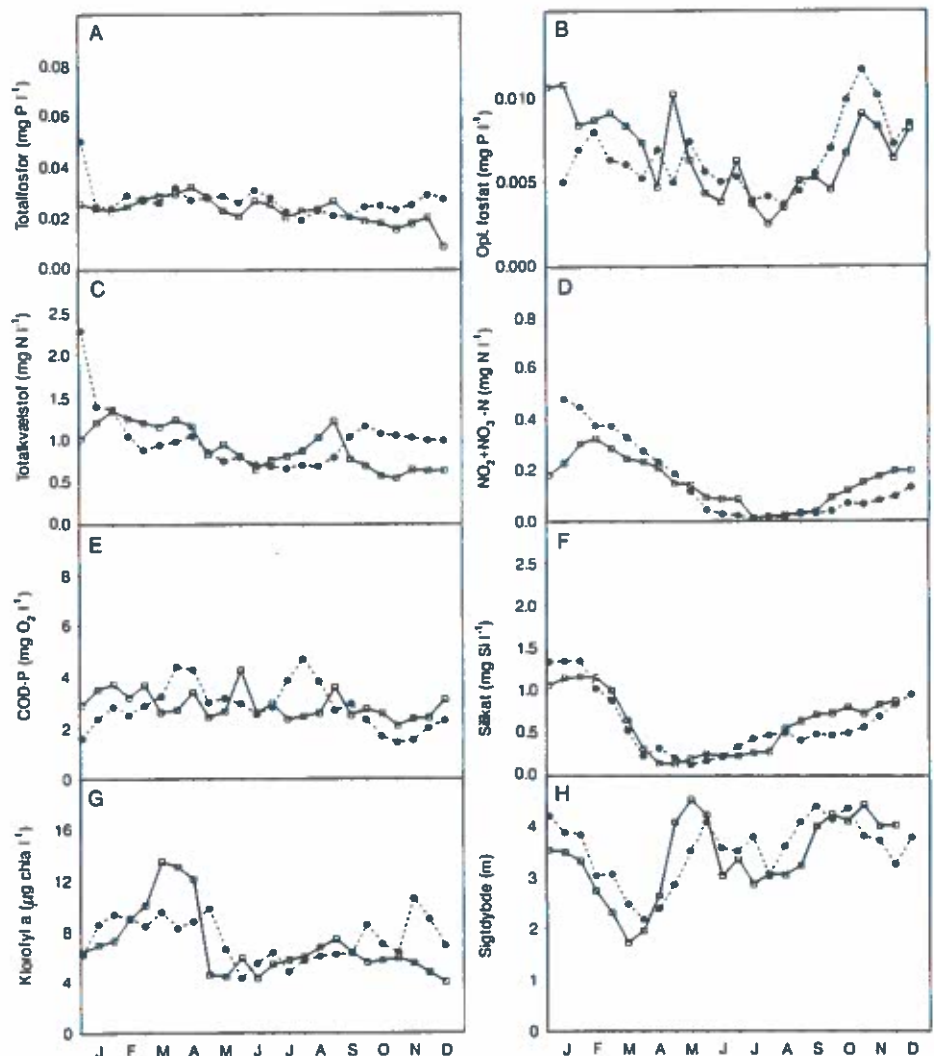
#### 4.4 Sæsonforløb af de forskellige variable i de fem fosforgrupper

Totalfosfor < 0,03 mg P l<sup>-1</sup>

I gruppen med lavest koncentration af totalfosfor var der kun mindre sæsonvariation i totalfosfor, totalkvælstof og partikulært organisk stof i overfladelaget (fig. 4.9A, C og E). De opløste næringsstoffer, ortofosfat, nitrat og silicium, var generelt høje i vinterperioden og lave i sommerperioden (4.9B, D og F).

Figur 4.9. Sæsonvariation i 1989 ● og 1990 □ i søerne med sommertotalfosfor mindre end 0,03 mg P l<sup>-1</sup>.

- A. Totalfosfor
- B. Opløst fosfat
- C. Totalkvælstof
- D. Nitrit+nitratkvælstof
- E. Partikulært COD
- F. Silicium
- G. Klorofyl a
- H. Sigtdybde.



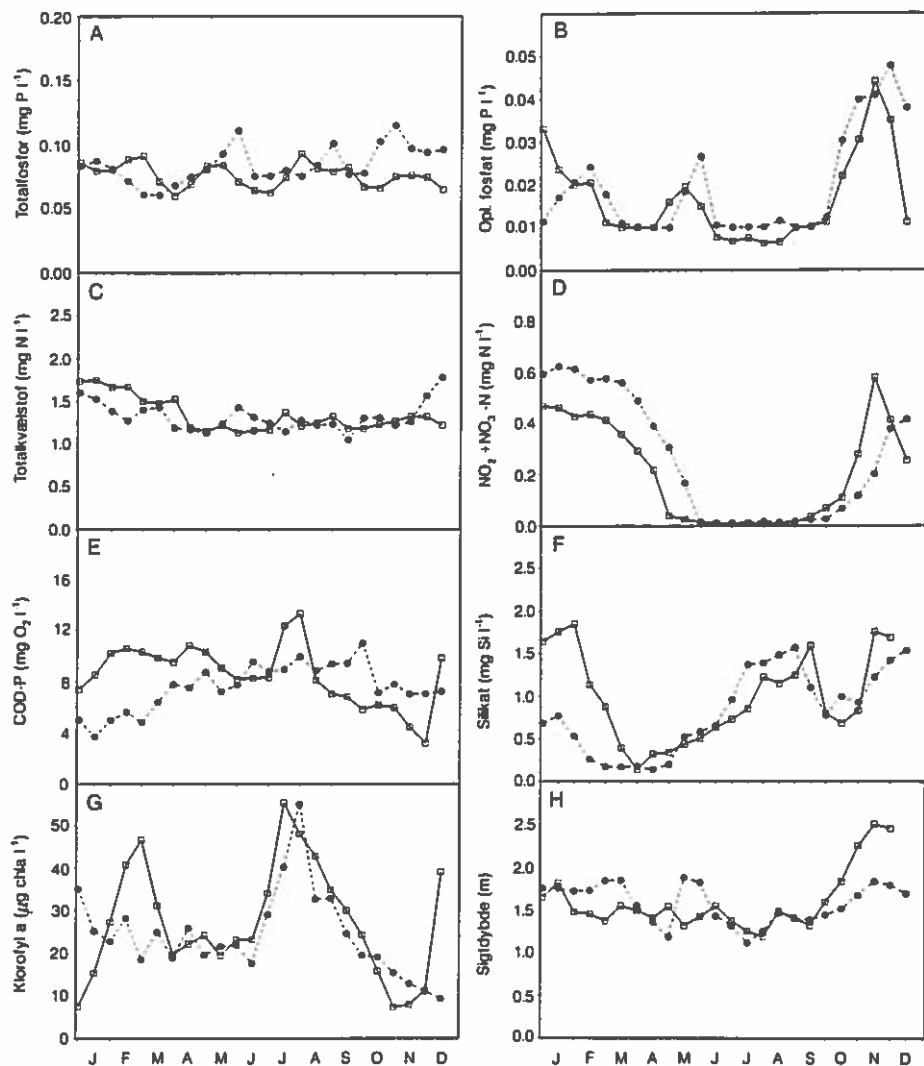
Der var maksima i de biologiske variable i marts og april måned med høj klorofyl a-koncentration og lav sigtddybde (4.9G og H). Der var kun en lille forskel i sæsonforløbene i de to år, dog var forårsmaksimaet højere i 1990 end i 1989, og der var i det

sene efterår 1989 højere koncentrationer af totalfraktionerne end i samme periode i 1990.

Totalfosfor mellem 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>

I gruppen med totalfosfor mellem 0,06-0,1 mg P l<sup>-1</sup> var der lille sæsonvariation i koncentrationen af totalfosfor, totalkvælstof og partikulært organisk stof i overfladelaget (fig. 4.10A, C og E).

De opløste næringsstoffer varierede betydeligt mere gennem sæsonen. I perioden februar til marts var der et markant fald i siliciumkoncentrationen (fig. 4.10F), og i 1990, hvor startkoncentrationen af silicium var højere, resulterede det i et højere forårsmaksima i klorofyl a i forhold til 1989 (fig. 4.10G). Koncentrationen af opløst ortofosfat faldt også i forbindelse med forårsmaksimaet (fig. 4.10B). I maj-juni var der en kortvarig stigning i ortofosfat-koncentrationen, sandsynligvis forårsaget af frigivelse ved nedbrydning af forårsmaksimaet og på grund af manglende optagelse fra planteplankton, fordi biomassen blev holdt nede af dyreplankton. I oktober var der i begge år et fald i silicium-koncentrationen afspejlende et efterårsmaksima af kiselalger. Fra slutningen af oktober og i november måned var der en kortvarig stigning i ortofosfat- og nitrat- koncentrationen sandsynligvis på grund af henfald og nedbrydning af under-vandsplanter.



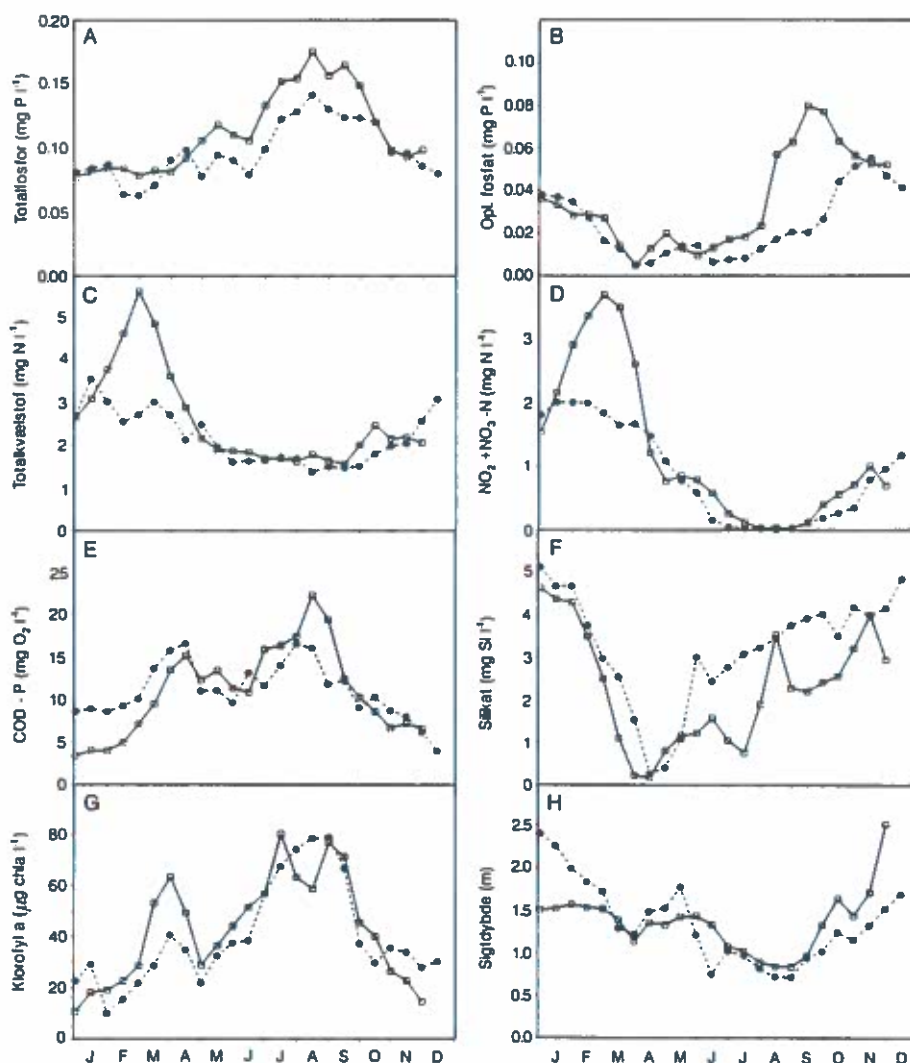
Figur 4.10. Sæsonvariation i 1989 ● og 1990 □ i søerne med sommertotalfosfor 0,06-0,10 mg P l<sup>-1</sup>.  
 A. Totalfosfor  
 B. Opløst fosfat  
 C. Totalkvælstof  
 D. Nitrit+nitratkvælstof  
 E. Partikulært COD  
 F. Silicium  
 G. Klorofyl a  
 H. Sigtdybde.

Der var et markant maksima i klorofyl a-koncentrationen i marts-april 1990, hvorimod der i 1989 var høj klorofyl a-niveau i januar, og denne biomasse havde brugt en del af silicium og fosfaten. Derfor var der ikke høje silicium- og fosfatkoncentrationer i marts til et forårsmaksima. I begge år var der et sommermaksima i klorofyl a i juli til august måned.

Totalfosfor mellem 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>

I gruppen med totalfosfor mellem 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup> var der et fald i koncentrationen af silicium og opløst fosfat i april, hvilket var sammenfaldende med et forårsmaksimum af kiselalger (fig. 4.11B og F). Herefter fulgte en klarvandsperiode i maj-juni måned med lave klorofyl a- og partikulær organisk stofkoncentrationer (fig. 4.11E og F). I perioden fra juli til midten af september var der høje koncentrationer af klorofyl a og partikulært organisk stof, samtidig med at sigtdybden var lav. Der var i anden halvdel af august 1990 en markant stigning i koncentrationen af opløst fosfat og silicium sammenfaldende med, at der var høje temperaturer i august 1990.

Figur 4.11. Sæsonvariation i 1989 ● og 1990 □ i søerne med sommertotalfosfor 0,13-0,18 mg P l<sup>-1</sup>.  
 A. Totalfosfor  
 B. Opløst fosfat  
 C. Totalkvælstof  
 D. Nitrit+nitratkvælstof  
 E. Partikulært COD  
 F. Silicium  
 G. Klorofyl a  
 H. Sigtdybde.

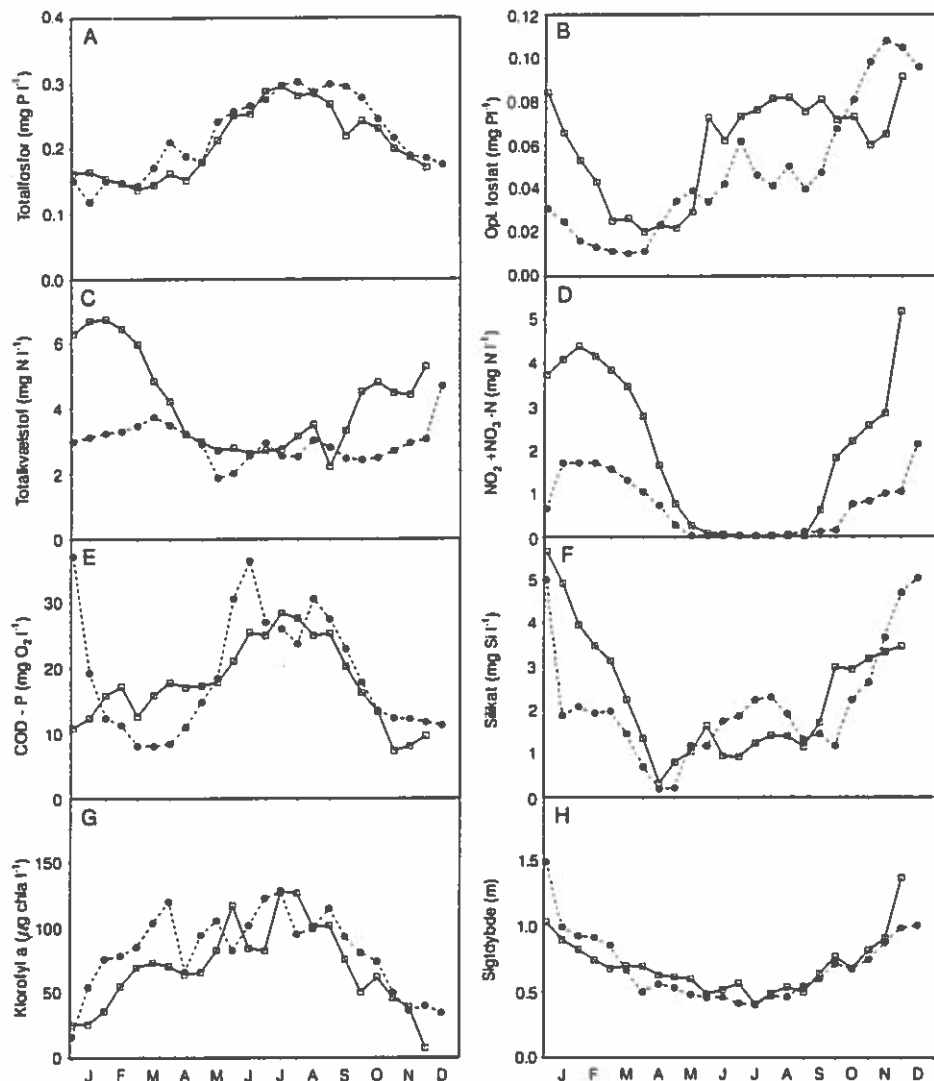


I denne gruppe var der nogenlunde ens forløb i de forskellige variable de to år. Der var nogle mindre forskelle. Totalfosforkoncentrationen var generelt højere i sommeren 1990 i forhold til 1989 (fig. 4.11A), hovedsagelig fordi der var højere koncentrationer af opløst fosfat (fig. 4.11B). Der var maksima i kvælstofkoncentrationen i marts 1990 på grund af den øgede

vandtilførsel i vinteren 1990 (fig. 4.11C og D). Koncentrationen af silicium var lavere i sommeren og efteråret 1990 i forhold til 1989 (fig. 4.11F). Der var et mere markant klorofyl a-forårsmaksimum i 1990 end i 1989 (fig. 4.11G).

Totalfosfor mellem 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>

I gruppen med totalfosfor mellem 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup> var der nogenlunde ens sæsonforløb af koncentrationen af totalfosfor, partikulært organisk stof og klorofyl a med lav koncentration i vintermånederne og høje koncentrationer fra maj til oktober (fig. 4.12A, C, E og G). Sigtdybden var tilsvarende lav i hele sommerperioden (fig. 4.12H). Kvælstofkoncentrationerne var højere i vinteren og det sene efterår 1990 end i 1989, mens der i de to sommerperioder var ens kvælstofkoncentrationer. I de tidlige forårsmåneder var der i begge år et kraftigt fald i koncentrationen af silicium og opløst fosfat (fig. 4.12B og F). I perioden fra maj til oktober var koncentrationen af nitrat lav, mens der var forholdsvis høje koncentrationer af opløst fosfat.



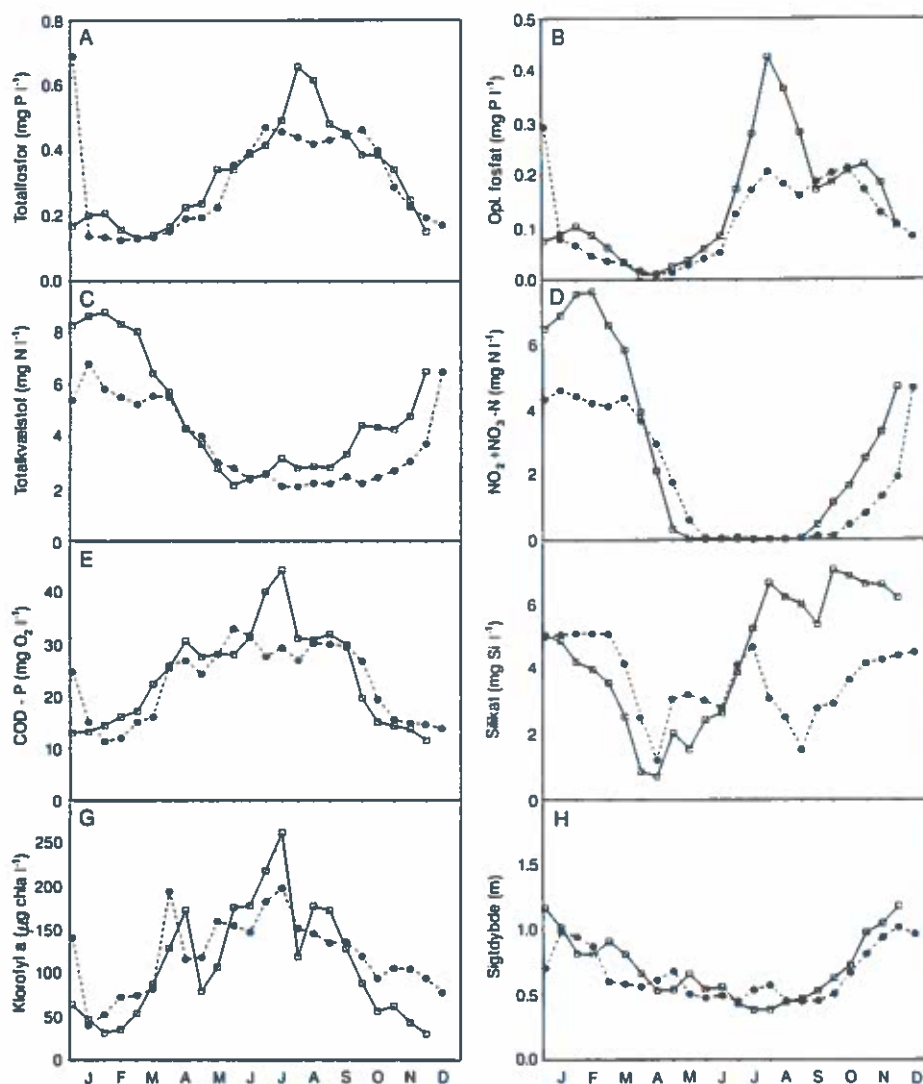
Figur 4.12. Sæsonvariation i 1989 ● og 1990 □ i søerne med sommertotalfosfor 0,24-0,35 mg P l<sup>-1</sup>.  
 A. Totalfosfor  
 B. Opløst fosfat  
 C. Totalkvælstof  
 D. Nitrit+nitratkvælstof  
 E. Partikulært COD  
 F. Silicium  
 G. Klorofyl a  
 H. Sigtdybde.

Totalfosfor større end 0,4 mg P l<sup>-1</sup>

I gruppen med højest totalfosforkoncentration var der et forårsmaksimum i april med høj klorofylkoncentration og lave koncentrationer af silicium og opløst fosfat (fig. 4.13B, F og G). I en måned omkring maj var der forholdsvis lavere klorofyl a-koncentrationer, og herefter var koncentrationerne af klorofyl a, partikulært organisk stof og totalfosfor høj fra juni til slutnin-

gen af september (fig. 4.13A, E og G). Koncentrationen af opløst fosfat var høj fra slutningen af juni og året ud (fig. 4.13B), mens koncentrationen af nitrat var lav i det meste af sommeren (fig. 4.13D).

Sæsonforløbet af de forskellige variable var generelt ens i de to år. Der var dog følgende mindre forskelle: Koncentrationen af kvælstof var lavere i vinterhalvåret 1989 (fig. 4.13C og D), og tilsvarende var der i efteråret 1989 lavere koncentrationer af silicium (4.13F). I juli-august 1990 var der højere koncentrationer af totalfosfor især på grund af høj koncentration af opløst fosfat (4.13B).



Figur 4.13. Sæsonvariation i 1989 ● og 1990 □ i søerne med sommertotalfosfor større end 0,4 mg P l<sup>-1</sup>.

- A. Totalfosfor
- B. Opløst fosfat
- C. Totalkvælstof
- D. Nitrit+nitratkvælstof
- E. Partikulært COD
- F. Silicium
- G. Klorofyl a
- H. Sigtdybde.

#### Begrænsende næringsstoffer

I de fem fosforgrupper var der et forskelligt sæsonforløb af de opløste næringsstoffer.

Ved forårsmaksima i klorofyl a i april var koncentrationerne af silicium og opløst fosfat lave og formentlig begrænsende for planteplanktonet.

I den efterfølgende klarvandsperiode maj-juni var planteplanktonet især i de to laveste fosforgrupper begrænset af græsning fra dyreplankton (jvf. kapitel 9), og begrænsning fra nærings-

stofferne var af mindre betydning. Dette understøttes bl.a. af, at der var stigning i koncentrationen af opløst fosfat.

I sommerperioden var koncentrationen af opløst fosfat lav i de to laveste fosforgrupper, og det var primært fosfat som begrænsede planteplankton. I sommerperioden var koncentrationen af nitrat også lav i alle søerne. Tilsvarende var ammoniumkvælstof også næsten altid mindre end  $0,1 \text{ mg N l}^{-1}$ , således at uorganisk kvælstof også kan have været begrænsende for planteplanktonet. I søerne i de tre højeste fosforgrupper var uorganisk kvælstof det eneste næringsstof, som var i minimum i sommerperioden, og planteplanktonet må derfor i et vist omfang antages at være begrænset af kvælstof. I disse tre grupper ses der dog også en stigning i klorofylmængden med stigende totalfosfor, således at også fosfor var regulerende for biomassen. Søerne i de tre højeste fosforgrupper var også lysbegrænset i et vist omfang på grund af høj biomasse.



## 5. Relationer mellem forskellige næringsstoffraktioner og biologiske variable

### 5.1 Indledning

I dette kapitel er der lagt vægt på sammenligningen af de partikulære fraktioner af kvælstof og fosfor og partikulært organisk kulstof samt de "biologiske" responsvariablene klorofyl, planteplanktonbiomasse og sigtddybde. Eventuelle forskelle i sammenhængene er blandt andet søgt forklaret ud fra planteplanktonsammensætningen.

#### *Planteplanktons sammensætning*

Det partikulære materiales sammensætning er taget som et generelt udtryk for planteplanktonets sammensætning, men også andre ting kan indgå; kvantitativt kan specielt ophvirvlet sediment have betydning i vindeksponerede lavvandede søer (Kristensen et al., 1991). I søer med meget hyppig ophvirvling i sommerperioden kan disse sammenhænge derfor være påvirket markant heraf. Som hovedregel vil sammensætningen af det suspenderede stof dog afspejle planteplanktonets sammensætning.

#### *Forholdet mellem kulstof, kvælstof og fosfor*

Forholdet mellem de enkelte partikulære fraktioner kan give informationer om planteplanktonets næringsstofsammensætning, og man kan vurdere planteplanktonets relative indhold af de enkelte næringsstoffer. Redfield-ratioen er foreslået som det "optimale" forhold i planteplankton (Redfield, 1958; Redfield et al., 1963), Redfield-ratioen svarer til et forhold mellem C, N og P på 42:7:1 på vægtbasis. Nogle laboratorieundersøgelser har dog vist, at det optimale N:P-forhold i planteplanktonarter kan være forskelligt fra 7:1 (Rhee & Gotham, 1980; Pick & Lean, 1987), hvorfor Redfield-ratioen således skal tages med et vist forbehold. På trods af dette forbehold kan vurderinger af C:N:P-forholdet i forhold til Redfield-ratioen, give visse indikationer om de enkelte næringsstoffers relative betydning som begrænsende faktor for væksten af planteplankton.

#### *Redfield-relationen*

### 5.2 Datagrundlag og metodik

#### *Sommermiddelværdier*

Relationerne mellem de forskellige variable er i denne rapportering opstillet for tidsvægtede gennemsnitsværdier for sommerperioden (1/5-1/10). Herudover blev analyserne gennemført for datamaterialet inddelt i 4 typer omfattende søer med dominans af henholdsvis blågrønalger, kiselalger og grøn-alger samt andre alger. Dominans blev defineret ved, at den givne planteplanktontype skulle udgøre mere end 50% af den samlede biomasse i sommerperioden (1/5-1/10).

#### *Planteplanktondominans*

#### *Statistiske sammenhænge*

I relevante tilfælde er der på de respektive figurer angivet statistiske sammenhænge for de behandlede variable. Ved beregning af disse sammenhænge blev der benyttet logaritmetransformation for at mindske variansinhomogenitet.

#### *Omregning til kulstof*

Partikulært organisk stof er målt som COD, men er på figurerne tillige omregnet til kulstof for at lette sammenligningerne

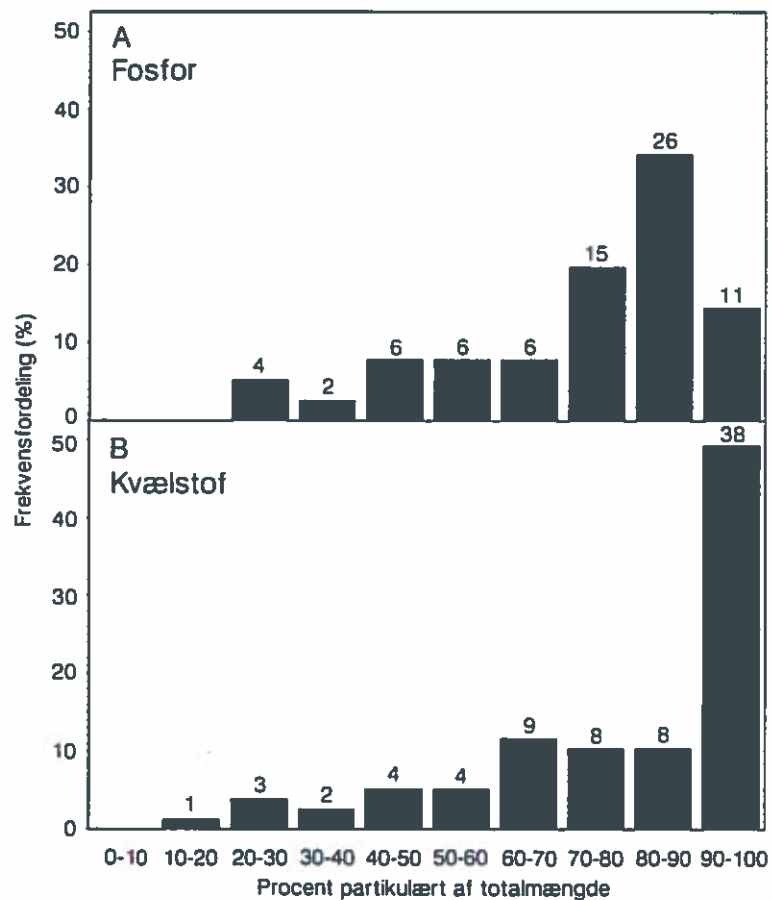


mellem de enkelte næringsstoffer (omregningsfaktor: 0,375 mg C l<sup>-1</sup> pr. mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, Rebsdorf et al., 1988). Regressionerne er dog angivet med enheden mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>.

### 5.3 Forholdet mellem fosfor, kvælstof og kulstof

#### Partikulære fraktioner af fosfor og kvælstof

De partikulære fraktioner udgjorde i sommerperioden generelt den væsentligste andel af både totalfosfor og totalkvælstof (fig. 5.1 A&B, fig. 5.2A og fig. 5.3A). Den relative andel af partikulært kvælstof var højere end for fosfor. Dette skyldes blandt andet, at kvælstof i søerne har en alternativ *sink* via denitrifikation, som kan fjerne det uorganiske kvælstof planteplanktonet ikke udnytter.



Figur 5.1. Andelen af henholdsvis partikulært fosfor (A) og partikulært kvælstof (B) af den totale mængde af de to stoffer (sommermiddelværdier). Tallene over stolperne angiver antal observationer.

*Lavere andel af partikulært fosfor ved blågrøndominans*

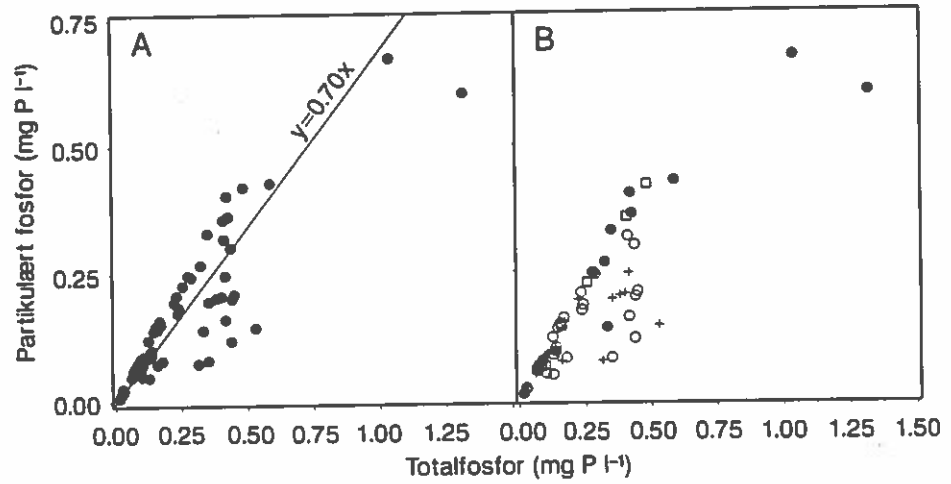
Andelen af partikulært fosfor var ofte lavere ved dominans af blågrønalger end ved dominans af andre planteplankton typer (fig. 5.2 B). Dette kan forklares ved, at blågrønalgerne har lavere sedimentationshastigheder end de fleste andre alger, derfor fjernes der en relativt mindre mængde ved sedimentation, mens den samme tendens således ikke blev fundet for andelen af partikulært kvælstof (fig. 5.3 B).

*Kvælstof-fosfor forhold*

Generelt var forholdet mellem partikulært kvælstof og fosfor højere end Redfield-ratioens 7:1 (fig. 5.4 A), hvilket tyder på, at fosfor oftest var det begrænsede næringsstof for planteplanktonet.

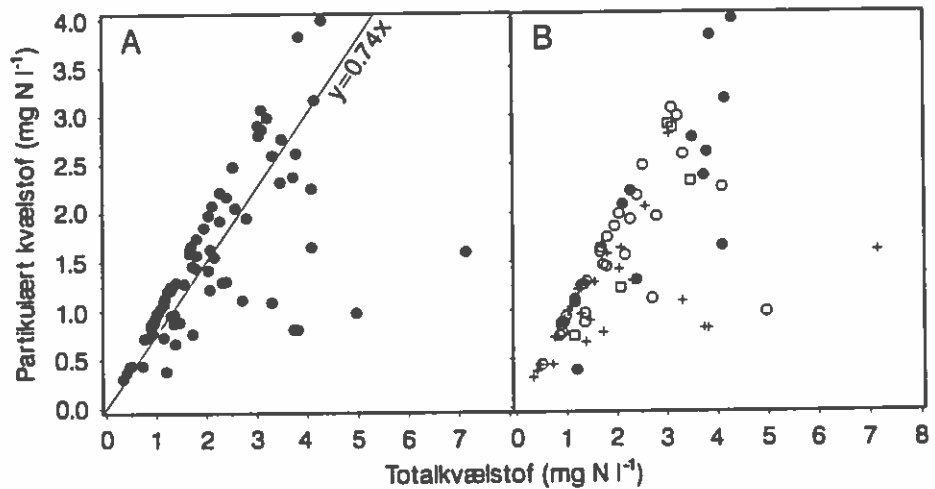
Figur 5.2. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært fosfor og totalfosfor. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.

- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans



Figur 5.3. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært kvælstof og totalkvælstof. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.

- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans

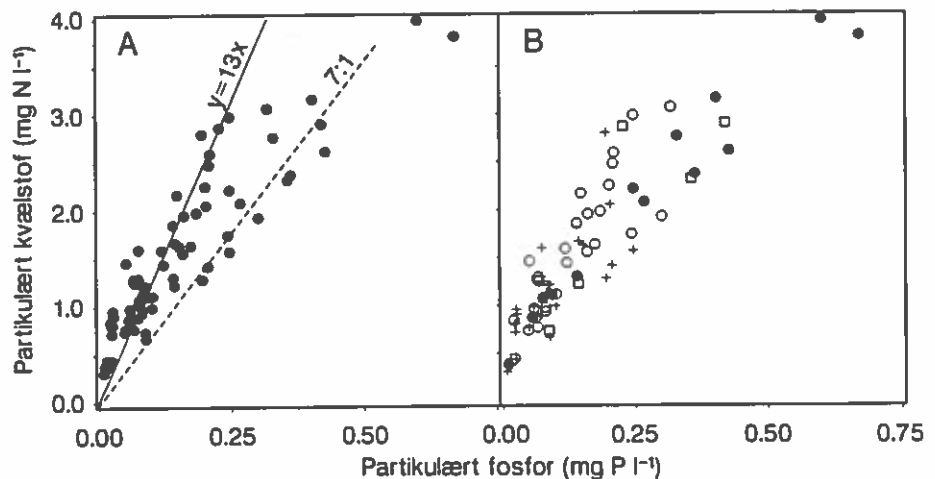


#### Højere N:P-forhold ved blågrønalgedominans

I de søer, hvor blågrønalger dominerede, var forholdet mellem partikulært kvælstof og fosfor højere end i søer, hvor andre typer dominerede (fig. 5.4 B). Det er et åbent spørgsmål, om dette skyldes en luksusoptagelse, eller om blågrønalgerne generelt har et større kvælstofkrav i forhold til de øvrige planteplanktontyper. Hvis det første er tilfældet, understreger det disse algers konkurrencemæssige fordele i et kvælstoffattigt medie, hvilket for nogle arters vedkommende kan tilskrives deres evne til kvælstoffiksering.

Figur 5.4. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært kvælstof og partikulært fosfor. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.

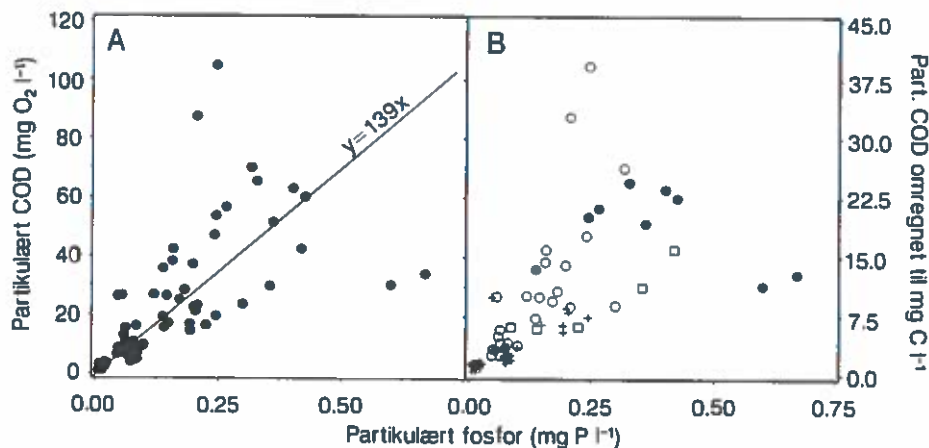
- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans



### Kulstof-fosfor forhold

Kulstof-fosforindholdet i algerne, estimeret ud fra partikulært COD og partikulært fosfor, var generelt højere end Redfield-ratioen (C:P = 42:1) (fig. 5.5 A), hvilket tyder på, at planteplanktonet ikke var begrænset af kulstof. Der var ikke enlydige forskelle i C:P-forholdet imellem søer med forskellig planteplanktondominans (fig. 5.5 B), men der var dog en tendens til et højere forhold i søer med dominans af blågrønalger eller grønalger.

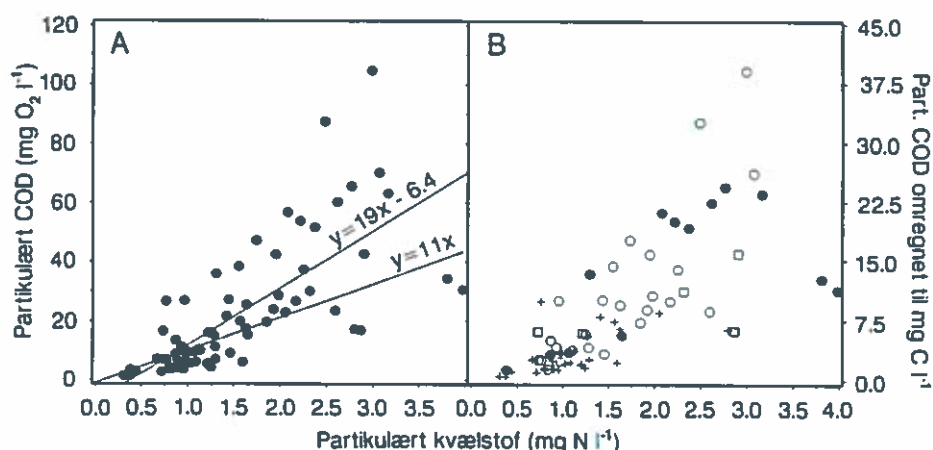
Figur 5.5. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært COD (angivet både som  $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  og  $\text{mg C l}^{-1}$ ) og partikulært fosfor. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 ○ >50% blågrønalger  
 □ >50% kiselalger  
 ● >50% grønalger  
 + Anden dominans



### Kulstof-kvælstof forhold

Forholdet mellem partikulært COD og kvælstof var ligeledes generelt højere end Redfield-ratioen 42:7 (= 6:1) (fig. 5.6 A). Relationen mellem partikulært COD og kvælstof havde et signifikant intercept, hvilket betyder, at C:N-forholdet ikke er lineært, men stiger med stigende partikulært kvælstofkoncentration. Dette har ikke kunne forklares ud fra de forhåndenværende data. Planteplanktondominans-forholdene synes ikke at have en afgørende indflydelse. Men som for fosfor var der en tendens til højere forhold ved dominans af blågrøn- og grønalger (fig 5.6 B).

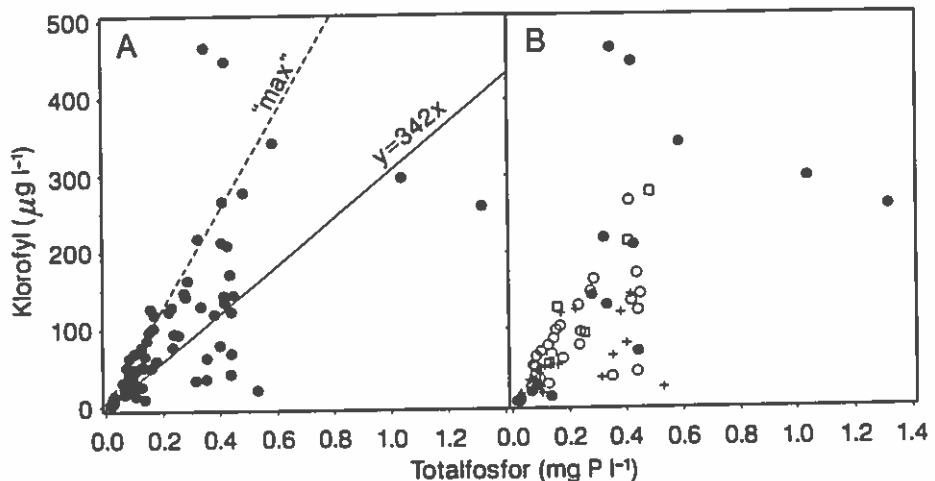
Figur 5.6. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært COD (angivet både som  $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  og  $\text{mg C l}^{-1}$ ) og partikulært kvælstof. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 ○ >50% blågrønalger  
 □ >50% kiselalger  
 ● >50% grønalger  
 + Anden dominans



## 5.4 Biologisk respons: klorofyl, sigtddybde og planteplanktonbiomasse

### Klorofyl og totalfosfor

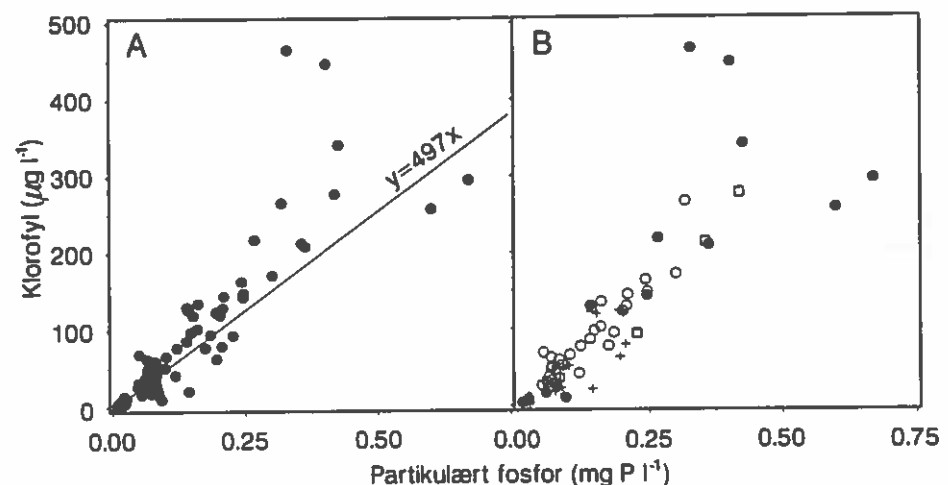
Mængden af planteplankton, udtrykt som klorofyl, var relateret til mængden af totalfosfor i søvandet (fig. 5.7 A). Der var et maximalniveau, der kan forklares som et udtryk for den største mængde klorofyl, der kan opbygges ved en given totalfosformængde. Jo længere punkterne kommer under dette niveau, jo større betydning får andre faktorer end totalfosformængden for planteplanktonbiomassen. Disse faktorer kan være andre næringsstoffer eller lys, men også den biologiske struktur, specielt dyreplanktonets græsning, kan have indflydelse.



Figur 5.7. Sammenhængen mellem sommermiddel af klorofyl og totalfosfor. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 $\circ$  >50% blågrønner  
 $\square$  >50% kiselalger  
 $\bullet$  >50% grønner  
 $+$  Anden dominans

### Betydning af algedominans

Tilsvarende sammenhænge blev fundet af Lijklema et al. (1989) for hollandske søer. De fandt tillige, at klorofyl-totalfosforforholdet var højest, når blågrønner dominerede, hvilket dog ikke kan eftervises ud fra dataene fra de danske overvågningssøer (fig. 5.7 B), da også søer med grønaldedominans ofte lå tæt på det "maksimale" klorofyl-totalfosforforhold.



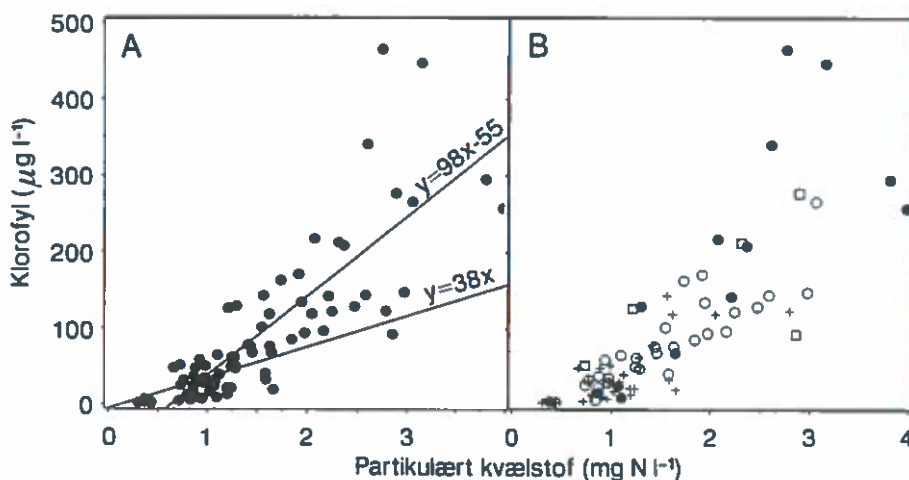
Figur 5.8. Sammenhængen mellem sommermiddel af klorofyl og partikulært fosfor. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 $\circ$  >50% blågrønner  
 $\square$  >50% kiselalger  
 $\bullet$  >50% grønner  
 $+$  Anden dominans

### Klorofyl og partikulært fosfor

Forholdet mellem klorofyl og partikulært fosfor var meget konstant (fig. 5.8 A). Dog er der to søer, der falder udenfor den generelle sammenhæng både 1989 og 1990. I Gundsømagle Sø var forholdet betydeligt lavere, hvilket ikke umiddelbart kan

forklares. Modsat havde Dons Nørresø et betydeligt højere klorofylkoncentration i forhold til partikulært fosfor end de øvrige overvågningssøer. På trods af disse to undtagelser var sammenhængen mellem koncentrationen af klorofyl og partikulært fosfor den mest signifikante af de testede sammenhænge, hvilket er en væsentlig indikation på fosfors betydning som styrende faktor for planteplankton. Der var ikke entydige forskelle i sammenhængene mellem koncentrationen af klorofyl og partikulært fosfor ved forskellig planteplanktondominans (fig. 5.8 B).

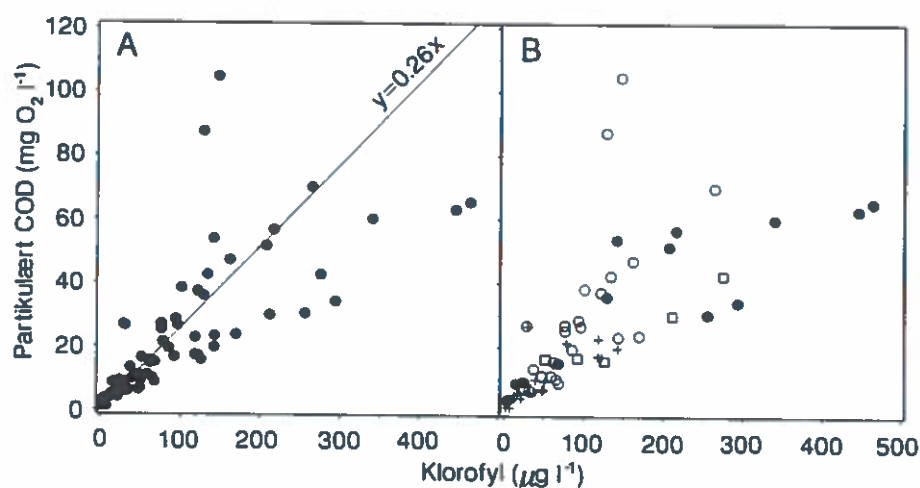
Figur 5.9. Sammenhængen mellem sommermiddel af klorofyl og partikulært kvælstof. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 ○ >50% blågrønalger  
 □ >50% kiselalger  
 ● >50% grønalger  
 + Anden dominans



#### Klorofyl og partikulært kvælstof

Klorofyl viste ikke en tilsvarende tæt kobling partikulært kvælstof som til partikulært fosfor (fig. 5.9 A). Dette skyldes som ovenfor beskrevet, at fosfor i de danske søer generelt er af større betydning for planteplanktonmængden end kvælstof. Dette kunne dog også skyldes forskelle i de enkelte planteplanktontypers krav til kvælstof, hvilket dog ikke har kunnet eftervises på datamaterialet fra overvågningssøerne (fig. 5.9 B). Som det var tilfældet for forholdet mellem partikulært COD og kvælstof, var der et signifikant intercept i relationen mellem disse to variable.

Figur 5.10. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært COD og klorofyl. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.  
 ○ >50% blågrønalger  
 □ >50% kiselalger  
 ● >50% grønalger  
 + Anden dominans



#### Partikulært COD og klorofyl

Sammenhængen mellem partikulært COD og klorofyl var forholdsvis lineær (fig 5.10 A), og der var ingen umiddelbar for-

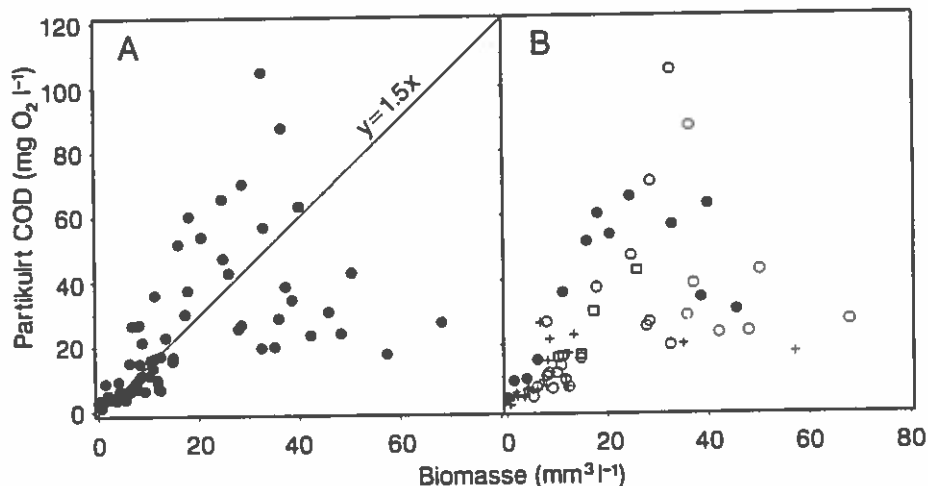
*Partikulært COD og mængden af planteplankton*

skel i sammenhængen ved forskellige planteplanktondominans (fig. 5.10 B).

Sammenhængen mellem partikulært COD og planteplanktonbiomassen opgjort som vådvægt viste derimod en større variation (fig. 5.11 A). Samtidig var der tendens til, at der var en højere koncentration af partikulær COD i søer med dominans af grønalger (fig. 5.11 B).

Figur 5.11. Sammenhængen mellem sommermiddel af partikulært COD og planteplanktonbiomasse. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.

- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans

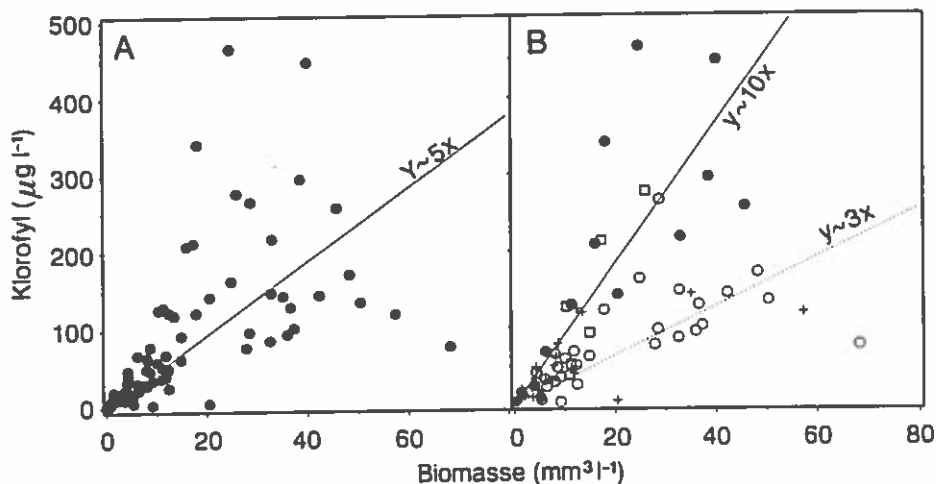


*Forholdet mellem klorofyl og planteplanktonbiomassen påvirkes af algetyper*

Forholdet mellem klorofylkoncentrationen og planteplanktonbiomassen varierede meget fra sø til sø (fig. 5.12 A). Den primære årsag var de forskellige planteplanktontypers forskellige klorofylindhold. Således var der i søer med grønalgedominans gennemsnitligt mere end 3 gange så høj klorofylkoncentration som i søer med blågrønalgedominans (fig. 5.12 B).

Figur 5.12. Sammenhængen mellem sommermiddel af planteplanktonbiomasse og klorofyl. A: Alle data. B: Opdelt m.h.t. planteplanktondominans.

- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans

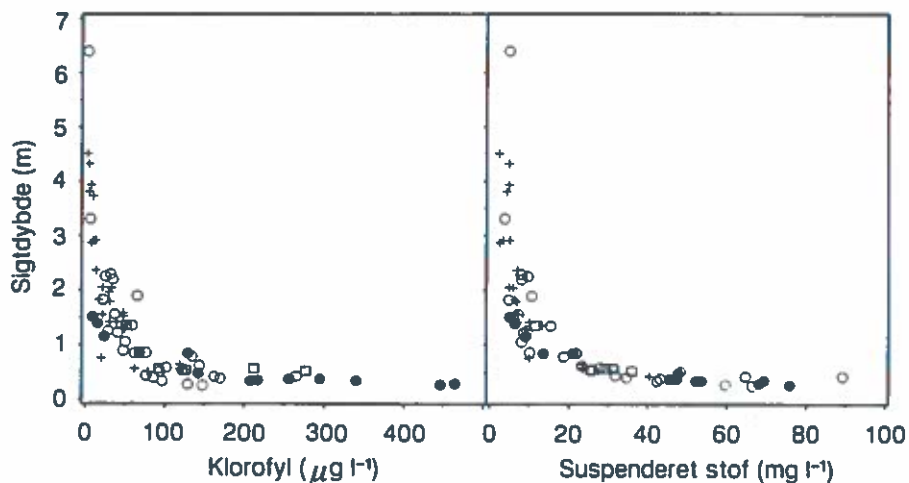


*Sigtdybden i relation til klorofyl og mængden af suspenderet stof*

Sigtdybden i søerne var i høj grad relateret til mængden af klorofyl i søvandet (fig. 5.13 A), hvorfor mængden af planteplankton var den væsentligste bestemmende faktor for lysforholdene i søerne. Afvigelserne kan i vid udstrækning forklares ved, at andre typer af suspenderet materiale end planteplankton nedsætter vandets klarhed. Således blev der fundet en særdeles god sammenhæng mellem sigtdybde og mængden af suspenderet stof (fig. 5.13 B).

Figur 5.13. Sammenhængen mellem sommermiddel af sigtdybde og henholdsvis klorofyl (A) samt suspenderet stof (B).

- >50% blågrønalger
- >50% kiselalger
- >50% grønalger
- + Anden dominans



Forholdet mellem de enkelte næringsstoffraktioner har vist sig ofte at give væsentlig information om den biologiske struktur specielt omkring de enkelte næringsstoffers rolle som begrænsende faktorer for planteplanktonet. Herudover gør disse analyser det muligt at vurdere en enkelt sø overfor generelle sammenhænge fra et større søer.

De beskrevne sammenhænge er baseret på gennemsnit for hele sommerperioden, hvorfor de ikke giver information om de enkelte næringsstoffers indflydelse på sæsonvariationen af planteplankton i søerne. Andre næringsstoffer end fosfor kan således have væsentlig indflydelse på planteplanktonets dominansforhold og sæsonvariation, men fosfor må antages i langt de fleste tilfælde at være den begrænsende faktor for mængden af planteplankton i søerne.

## 6. Planteplankton

### 6.1 Datagrundlag og metodik

#### Datagrundlag

Dette års rapportering af planteplankton omfatter data fra 1989 og 1990. Ved de mere detaljerede analyser af artssammensætningen mv. er der kun benyttet data fra 1989, da flere amtskommuner indtil videre kun har indrapporteret detaljerede planteplanktondata fra 1989.

Amtskommunernes data er anvendt uden ændringer, hvor der ikke har været indlysende fejl. Dette medfører dog en vis variation i data, specielt da der er konstateret visse forskelle i opgørelsen af biomassen for planteplankton - specielt blågrønalger. Disse fejl vil blive rettet i forbindelse med interkalibreringen, der gennemføres for overvågningsprogrammets planteplanktonanalyser i 1992.

#### Tidsvægtning

Ved beregning af gennemsnit er benyttet tidsvægtning, således at der tages hensyn til den ikke-tidsproportionale prøvetagning (se kap. 4). Sommergennemsnit er beregnet for perioden 1/5 til 1/10.

#### Procentudregning

Procentudregninger (f.eks. procenten af blågrønalgebiomasse i sommerperioden) er foretaget på baggrund af de tidsvægtede gennemsnit. Procentværdien for en periode er beregnet på baggrund af gennemsnittene for de aktuelle variable i perioden og ikke som et gennemsnit af procenterne. Således er det forsøgt ikke at give de enkelte prøver for stor indflydelse for at få et repræsentativt resultat for den givne periode.

Ved analyserne af de enkelte planteplanktonarters forekomst i forhold til næringsstoffer er anvendt biomassevægtede gennemsnit, dette vil sige at jo højere biomasse en given art har haft jo højere vægter denne næringsstofkoncentration. Mere formelt formuleret er beregningen som følger (se f.eks. Jongman et al., 1987):

$$u'(p) = (b_1p_1 + b_2p_2 + \dots + b_np_n) / (b_1 + b_2 + \dots + b_n)$$

hvor  $u'(p)$  er det biomassevægtede gennemsnit m.h.t.  $p$ ,  $b_1, b_2, \dots, b_n$  er biomassen for den givne art for sø 1 til  $n$  og  $p_1, p_2, \dots, p_n$  er værdien for den givne parameter for sø 1 til  $n$ .

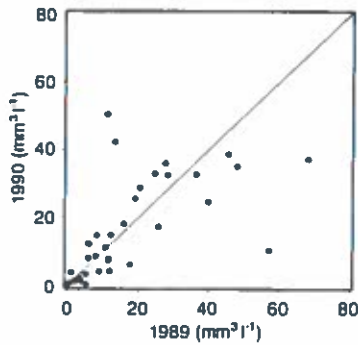
Ovennævnte beregningsmetoder adskiller sig fra nogle amtskommuners og kan derfor give anledning til mindre forskelle med hensyn til biomasse og dominansforhold mellem de amtskommunale rapporteringers resultater og nærværende rapport.

#### 5 fosforgrupperinger af søer

Ved flere af analyserne er materialet blevet inddelt i 5 fosforgrupper, der er beskrevet i tabel 4.1. Totalfosforgrupperne omfatter inddelingerne i totalfosforkoncentrationerne: 0-0,05 mg P l<sup>-1</sup> (<0,03), 0,05-0,1 mg P l<sup>-1</sup> (0,06-0,1), 0,1-0,2 mg P l<sup>-1</sup> (0,13-0,18), 0,2-0,35 mg P l<sup>-1</sup> (0,24-0,35) og >0,35 mg P l<sup>-1</sup> (>0,4), tallene i parentes angiver de aktuelle observationer af totalfosfor i de enkelte grupper i 1990.



## 6.2 Planteplankton i relation til næringsstoffer i søerne



Figur 6.1. Sommermiddel planteplanktonbiomasse i 1990 mod 1989.

Planteplanktonets biomasse i søer er afhængigt af mængden af tilgængelige næringsstoffer, men naturgivne parametre som dybdeforhold, lys og temperatur har tillige indflydelse. Tilsvarende er sæsonvariationen i søerne også betinget af forskellige faktorer, men kan dog i høj grad også relateres til tilgængeligheden af næringsstoffer.

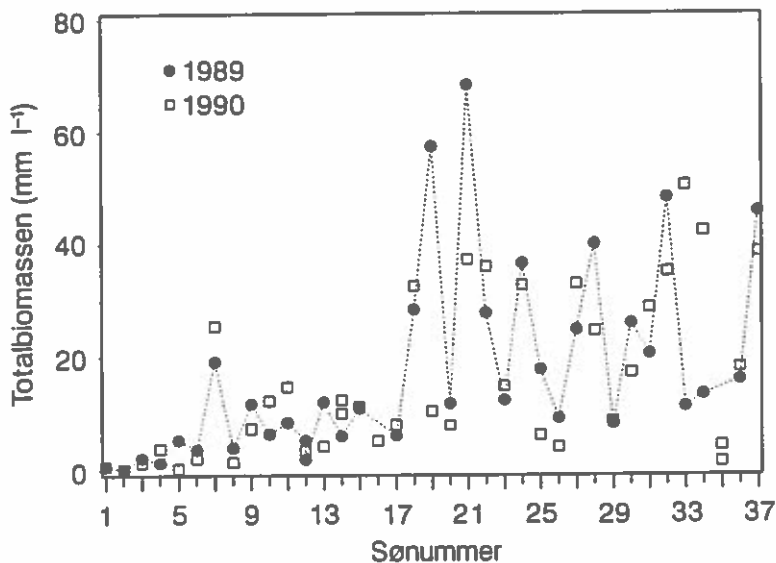
Middelbiomassen i sommerperioden var høj i mange af søerne (tabel 6.1). Samtidigt var blågrønalger ofte dominerende, men bl.a. grønalger og kiselalger var også af kvantitativ betydning i søerne. Der var ingen entydige ændringer i sommermiddelbiomassen i søerne fra 1989 til 1990 (fig. 6.1), men der var variationer mellem de to år indenfor den enkelte sø både med hensyn biomasse og dominansforhold (tabel 6.1); selvom variationerne mellem søerne var større.

Tabel 6.1. De dominerende algeklasser i overvågningssøerne i sommerperioden (1/5-1/10) 1989 og 1990. Biomasse angiver sommermiddelbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ), Dom = dominerende alger og Subdom = subdominerende alger. Gul = gulalger, grø = grønalger, fur = furealger, blå = blågrønalger, kis = kiselalger, rek = rekylalger og ube = ubestemte/få-tallige. % angiver den procentuelle ændring fra 1989 til 1990 i biomassen.

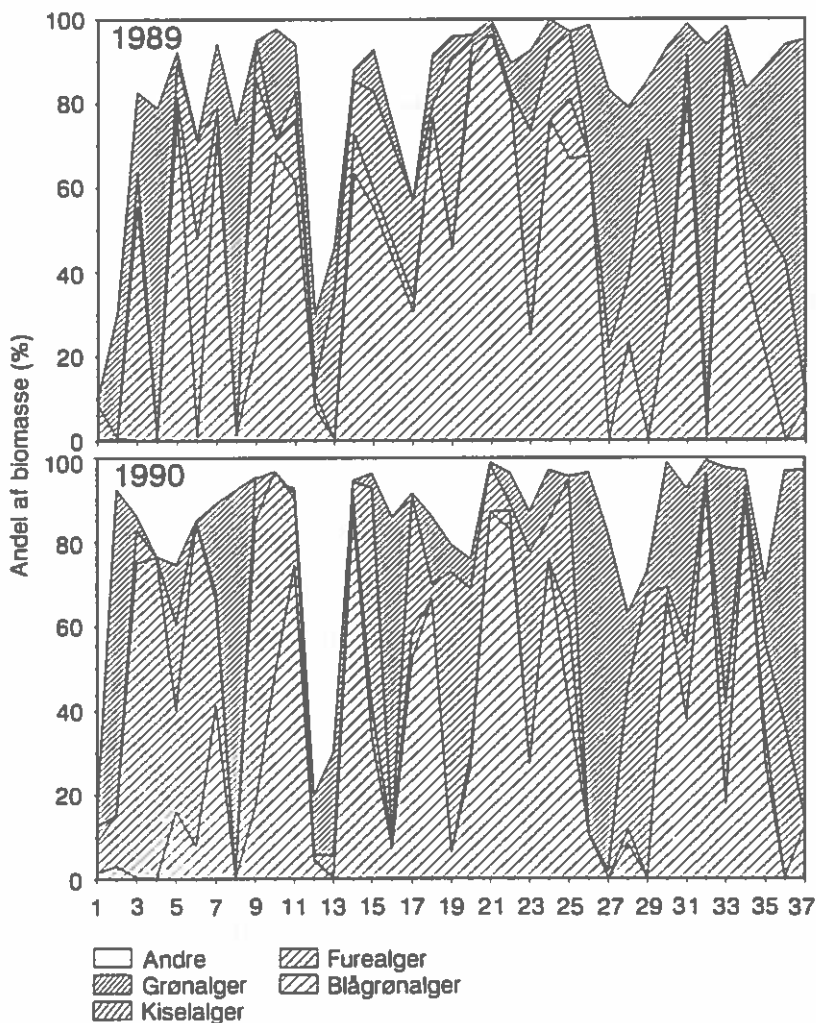
Sønr.	Navn	Biomasse	1989		1990		
			Dom	Subdom	Biomasse	Dom	Subdom
1	Søby Sø	0,6	gul	ube	0,7	ube	rek
2	Holm Sø	0,1	ube	grø	0,2	grø	fur
3	Maglesø	2,1	fur	grø	1,3	fur	kis
4	Madum Sø	1,3	grø	ube	4,2	fur	ube
5	Nors Sø	5,3	blå	kis	0,3	fur	kis
6	Ravn Sø	3,6	fur	kis	2,1	fur	rek
7	Søholm Sø	8,0	blå	grø	6,7	blå	fur
8	Kvie Sø	3,9	grø	ube	1,4	grø	ube
9	Bastrup Sø	11,7	fur	blå	7,3	fur	blå
10	Hornum Sø	19,2	blå	grø	25,5	blå	fur
11	Sønder sø	8,4	blå	fur	14,7	blå	fur
12	Røgbølle Sø, nord	5,3	rek	grø	3,4	rek	grø
12	Røgbølle Sø, syd	1,9	rek	grø	-	-	-
13	Ørn Sø	12,0	rek	kis	4,2	rek	grø
14	Furesøen, Storesø	5,6	blå	kis	12,4	blå	kis
14	Furesøen, Storekalv	-	-	-	10,0	blå	fur
15	Fårup Sø	10,9	blå	kis	11,2	kis	blå
16	Damhussøen	-	-	-	5,1	grø	rek
17	Bryrup Langsø	6,1	rek	blå	7,9	blå	kis
18	Hejrede Sø	28,4	blå	grø	32,5	blå	grø
19	Hinge Sø	57,3	blå	kis	10,3	kis	rek
20	Tissø	11,7	blå	fur	7,9	kis	blå
21	Engelsholm Sø	68,2	blå	kis	37,2	blå	kis
22	Bagsværd Sø	27,8	blå	ube	35,9	blå	grø
23	Borup Sø	12,3	kis	blå	14,8	kis	blå
24	Arreskov Sø	36,6	blå	kis	32,7	blå	grø
25	Tystrup Sø	9,1	blå	kis	4,1	blå	kis
26	Kilen	24,8	blå	grø	32,9	grø	blå
27	Dons Nørresø	40,0	grø	kis	24,6	grø	rek
28	Lemvig Sø	8,2	grø	blå	8,6	kis	ube
29	Jels Oversø	(25,9)*	kis	grø	17,3	kis	rek
30	Arresø	20,5	grø	blå	28,7	blå	grø
31	Vesterborg Sø	48,2	blå	kis	35,1	blå	grø
32	Langesø	11,2	grø	fur	50,4	blå	grø
33	St. Søgård Sø	(17,8)*	blå	kis	6,1	grø	kis
34	Fuglesø	13,4	blå	grø	42,3	blå	grø
35	Utterslev Mose, øst	-	-	-	4,3	blå	kis
35	Utterslev Mose, vest	-	-	-	1,4	rek	kis
36	Søgård Sø	16,0	grø	kis	19,1	grø	kis
37	Gundsømagle Sø	45,7	grø	blå	38,6	grø	blå

\* Data først fra juni 1989.

Totalplanteplanktonbiomassen var, i forhold til eutrofieringsniveauet (totalfosforniveauet) beskrevet ved sønummeret, generelt stigende (fig. 6.2), men samtidigt var der en stor variation fra sø til sø. Søerne kunne således have en signifikant forskellig biomasse af planteplankton på trods af en forholdsvis lille forskel i næringsstofniveau (jvf. kap. 4).

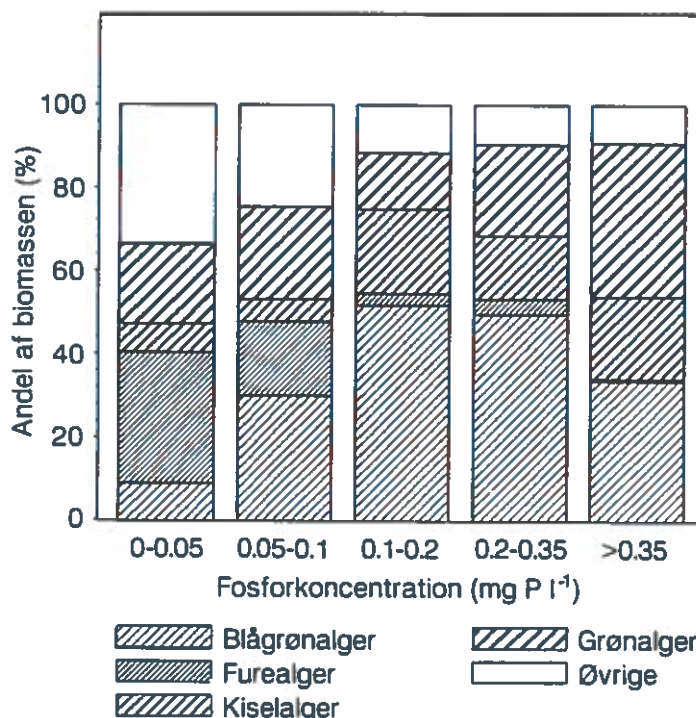


Figur 6.2. Mængden af planteplankton i forhold til sønummer (jf. tabel 6.1).



Figur 6.3. Den procentvise sammensætning af planteplanktonalger i forhold til sønummer.

Tilsvarende var der væsentlige forskelle i artssammensætningen mellem de enkelte søer (fig 6.3), variationen fra sø til sø var højere end variationen mellem 1989 og 1990 i den enkelte sø. Relateredes dominansforholdene til de 5 totalfosforgrupper (fig. 6.4), fremkom et mønster, der tidligere er beskrevet for danske søer (Kristensen et al., 1991).



Figur 6.4. Den procentvise sammensætning af planteplanktonalger i forhold til totalfosforgrupper.

*Blågrønalger*

Andelen af blågrønalger var stigende op til en totalfosforkoncentration omkring 0,1 mg P l<sup>-1</sup>, mellem 0,1 og 0,35 mg P l<sup>-1</sup> udgjorde blågrønalger omkring 50% af biomassen i sommerperioden, i den højeste totalfosforgruppe aftog deres dominans igen.

*Grønalger*

Grønalgerne var mest betydende ved totalfosforkoncentrationer over 0,35 mg P l<sup>-1</sup>, men i de øvrige totalfosforgrupper udgjorde de også en væsentlig andel af biomassen. Den mindste andel af biomassen havde de i totalfosforintervallet 0,1-0,2 mg P l<sup>-1</sup>, sammenfaldende med at blågrønalgerne her havde den største andel af biomassen.

*Fure- og kiselalger*

Fure- og kiselalgerne viste generelt et omvendt forløb; furealgerne var således mest dominerende ved totalfosforkoncentrationer mindre end 0,1 mg P l<sup>-1</sup>, mens kiselalgerne omvendt udgjorde en betydelig større andel af biomassen ved totalfosforkoncentrationer større end 0,1 mg P l<sup>-1</sup>.

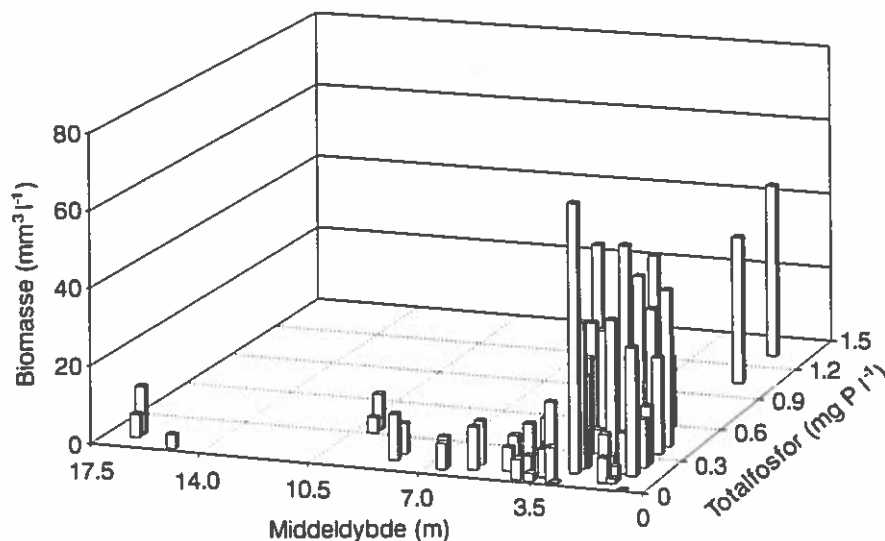
*Øvrige algetyper*

I de to laveste totalfosforgrupper udgjorde de øvrige algetyper en væsentlig andel af biomassen. I denne gruppe er blandt andet inkluderet små typer af planteplankton (bl. µ-alger), der oftest ikke er artsbestemt men kun størrelsesopdelte, gulalger udgjorde ligeledes en væsentlig del af biomassen i denne gruppe ved de laveste totalfosforkoncentrationer. Ved de højeste totalfosforkoncentrationer udgjorde rekyalger tilsvarende en væsentlig del.

### 6.3 Dybdeforholdenes indflydelse

#### Dybdeforhold og totalbiomassen

Dybdeforholdene havde en væsentlig betydning for planteplanktonet, der var således en tendens til at der i de lavvandede søer kunne opretholdes en større biomasse end i de dybere ved den samme totalfosforkoncentration (fig. 6.5).



Figur 6.5. Sommermiddelbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) i forhold til sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor samt middeldybden.

#### Blågrønalger

Blågrønalgerne dominerede i både lavvandede og dybe søer, men ved en middeldybde mindre end et par meter blev deres dominans ofte brudt (fig. 6.6 A og B). Totalfosforkoncentrationens indflydelse på blågrønalgerens dominans var således væsentlig forskellig i de lavvandede og dybere søer. Nogenlunde tilsvarende resultater blev fundet for en række europæiske søer af Sas et al. (1989), som fandt, at blågrønalgedominansen blev brudt ved ca.  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  i lavvandede søer og  $0,01 \text{ mg P l}^{-1}$  i dybe søer.

#### Grønalger

Grønalger udgjorde ikke en væsentlig del af biomassen ved middeldybder større end 3-4 m (fig. 6.6 I-J), derimod dominerede de oftere ved middeldybder mindre end et par meter, specielt ved de høje totalfosforkoncentrationer.

#### Kiselalger

Kiselalger var sjældent helt dominerende, men i de lavvandede søer kunne de dog opnå en forholdsvis høj biomasse (fig. 6.6 G-H), og deres andel af biomassen var størst ved de lavere vanddybder og højere totalfosforkoncentrationer. I de dybere søer kunne kiselalger dog udgøre en væsentlig andel af biomassen ved lavere totalfosforkoncentrationer.

#### Flagellater

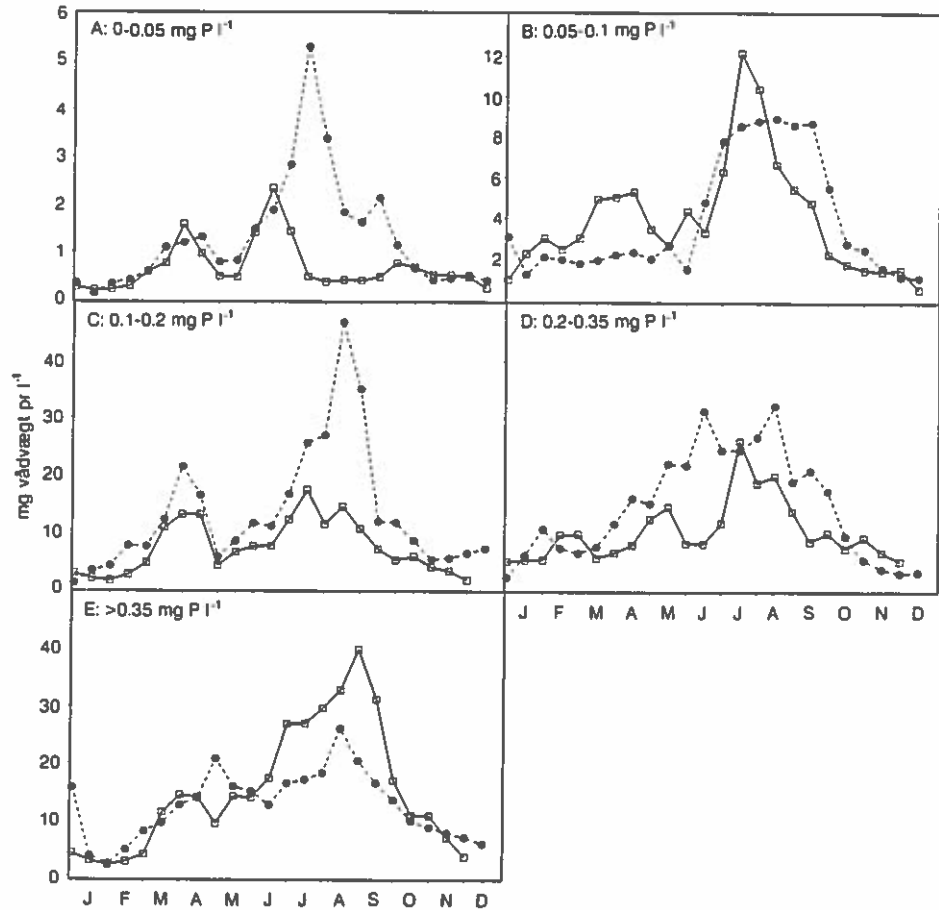
"Flagellatyperne" (repræsenteret ved rekyl- og furealger) havde det fælles kendetegn, at deres betydning var højest i de dybere søer, formodentlig betinget af, at de kunne udnytte evnen til at bevæge sig op og ned igennem vandmassen (fig. 6.6 C-F) og således hente næringsstoffer i det mere næringsrige hypolimnion og transportere dette til den fotiske zone.



## 6.4 Sæsonvariation

### Maksimum

Ved alle fosforniveauer, dog mest udpræget ved de laveste og højeste fosforkoncentrationer, var der en tendens til et totopptet forløb for planteplanktonbiomassen med et forårsmaksimum efterfulgt en nedgang i biomassen (fig. 6.7) - en såkaldt klarvandsperiode, der kan være fremkaldt af dyreplanktonets græsning (jvf. kap. 9) eller næringsstofbegrænsning.



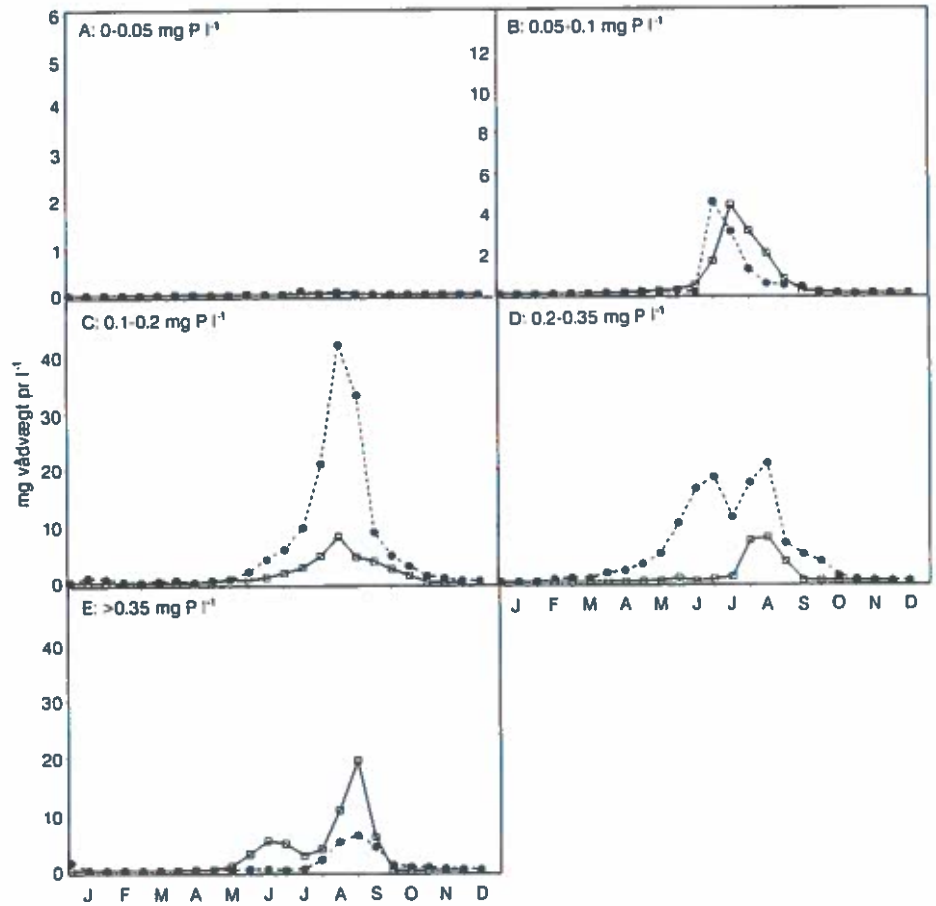
Figur 6.7. Sæsonvariationen i totalbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) opdelt i totalfosforgrupper.  
1989 ● 1990 □

### Udstrækning

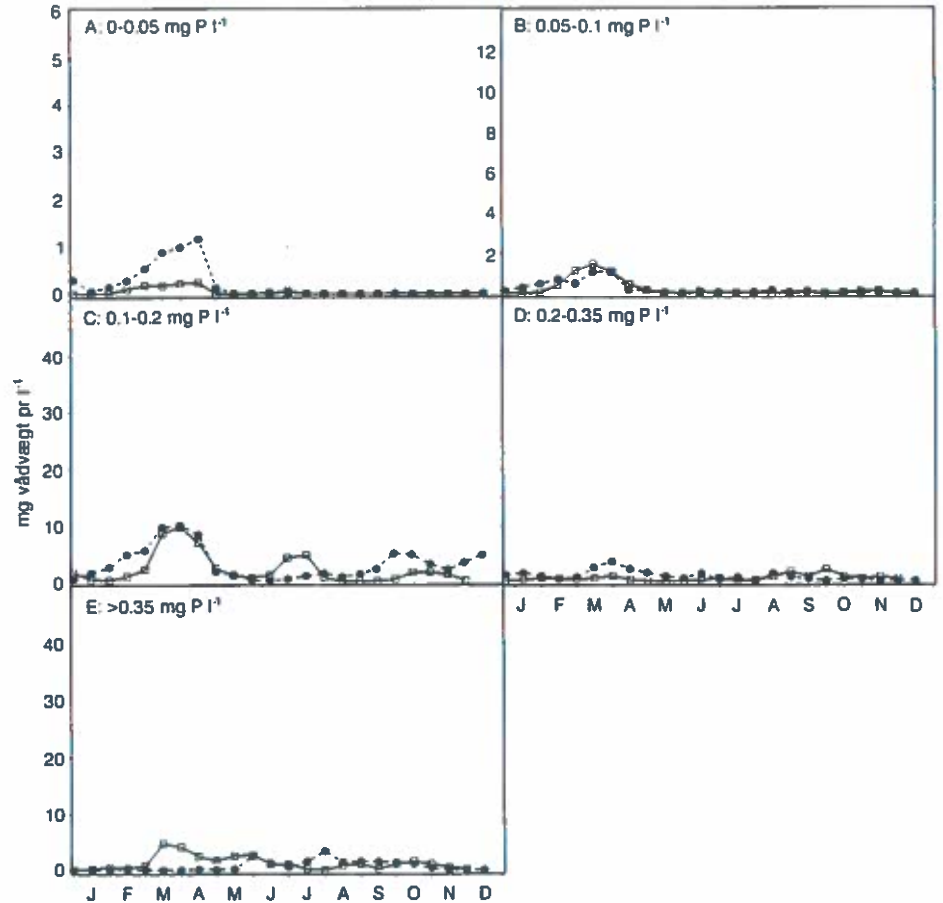
I sommerperioden var der et maksimum af varierende udstrækning. Ved alle næringsstofniveauer toppede planteplanktonbiomassen i juli-august, dog var der ikke et udpræget maksimum i gruppen  $< 0,05 \text{ mg P l}^{-1}$  i 1990 (fig. 6.7 A). Dette kunne henføres til en ændret algesammensætning, idet blågrøn-algerne havde en mindre biomasse i sommerperioden i 1990 sammenlignet med 1989 (fig. 6.8 A og tabel 6.1). Ved fosforkoncentrationer over  $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$  udgjorde blågrøn-algerne næsten 100% af totalbiomassen i sensommeren.

### Kiselalger og silikat

Kiselalgerne havde et maksimum i det tidlige forår (marts-april) (fig. 6.9), hvilket var sammenfaldende med en reduceret silikatmængde i søvandet (fig. 4.6) samt et fald i mængden af opløst fosfor i søvandet (fig. 4.3), hvorimod kiselalgernes maksimum ikke medførte væsentlige reduktioner i nitratkoncentrationen (fig. 4.5).



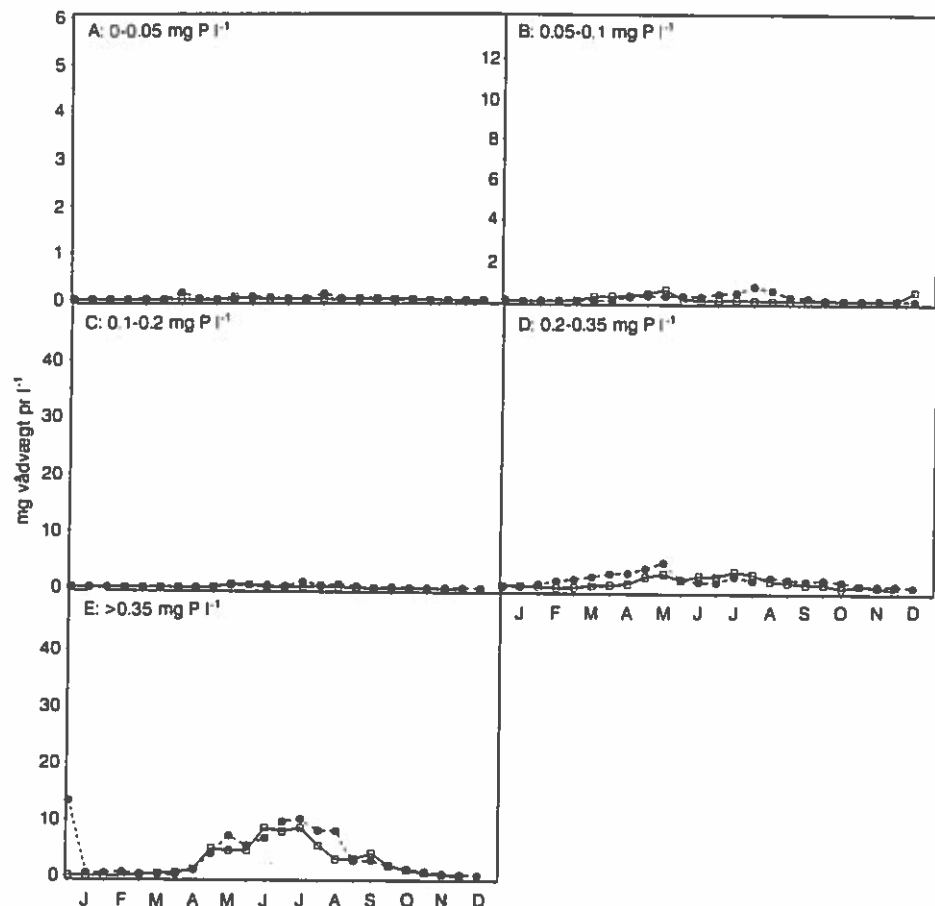
Figur 6.8. Sæsonvariationen i blågrønalgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) opdelt i totalfosforgrupper. 1989 ● 1990 □



Figur 6.9. Sæsonvariationen i kiselalgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) opdelt i totalfosforgrupper. 1989 ● 1990 □

Blågrønalger: 0,05-0,3 mg  
P l<sup>-1</sup>

Efter maksimaet i kiselalgebiomassen overtog grønalgerne dominansen af biomassen (fig. 6.10). Senere på sommeren blev blågrønalgerne dominerende når fosforkoncentrationerne var mellem 0,05 og 0,35 mg P l<sup>-1</sup> (fig. 6.8). Ved de lave fosforniveauer udviklede furealgerne et maksimum i juni-juli (fig. 6.11), mens grønalgerne ved højeste niveauer opretholdt deres dominans gennem hele sommeren og oppebar en stor biomasse helt frem til september. I alle søerne blev biomassen i efterårsmånederne lavere sammenfaldende med den lavere temperatur og lysindstråling (jvf. kap. 4).



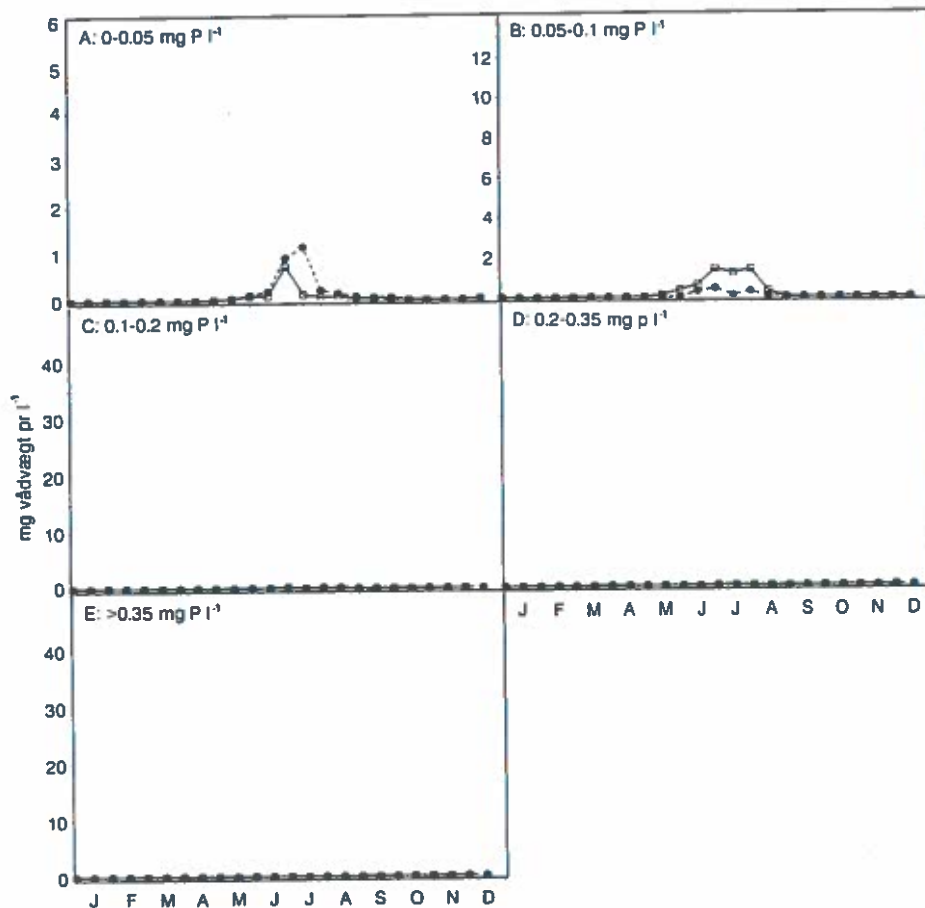
Figur 6.10. Sæsonvariationen i grønalgebiomassen (mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup>) opdelt i totalfosforgrupper. 1989 ● 1990 □

### Opløste næringsstoffer

På trods af en ringe mængde opløste næringsstoffer i søvandet (jvf. kap. 4) opretholdtes en betydelig biomasse i søerne om sommeren, men da mange algearter først er reelt næringsstofbegrænset ved koncentrationer af fosfor og kvælstof, der er mindre end detektionsgrænserne for opløst fosfat og nitrat, er betydningen ofte svær at vurdere. Tillige sker der en stadig tilførsel af næringsstoffer, dels via den eksterne tilførsel, og dels via frigivelse fra sedimentet i de ikke-lagdelte søer eller i de lagdelte ved planteplanktonets vertikale migration til hypolimnion.



Figur 6.11. Sæsonvariationen i furealgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) opdelt i totalfosforgrupper. 1989 ● 1990 □



## 6.5 Arternes forekomst

På trods af at totalfosfor har vist sig at have den væsentligste indflydelse på de generelle dominansforhold i søerne, har andre næringsstoffer bl.a. kvælstof og silicium betydning for planteplanktonet i søerne, specielt i forhold til sæsonforløbet i planteplanktonets sammensætning kan disse have væsentlig betydning. En indledende undersøgelse af disse forhold omfattede en undersøgelse af de forskellige planteplanktonarters forekomst i forhold til en række næringsstoffer.

### Totalfosfor

De chlorococcale grønalger bl.a. *Scenedesmus*-arterne dominerede ved de højeste fosforkoncentrationer (fig. 6.12), men også blågrønalgen *Oscillatoria limnetica* forekom oftest med store biomasser ved de høje totalfosforkoncentrationer. Andre af grønalgerne (specielt *Ankyra judayi* og *Sphaerocystis Schroeteri*) havde en væsentlig biomasse ved de laveste fosforkoncentrationer. Også blågrønalgen *Anabaena flos-aqua* forekom hyppigt ved lave totalfosforkoncentrationer, men de fleste blågrønalgearter var dog dominerende ved de middelhøje til høje koncentrationer.

### Opløst fosfor

Med hensyn til dominansen i forhold til opløst fosfor var billedet nogenlunde tilsvarende som for totalfosfor (fig. 6.13). Der var dog en tendens til, at blågrønalgerne (især *Microcystis*-arterne) dominerede ved relativt højere koncentrationer af opløst fosfor end af totalfosfor. Tilsvarende resultater er blevet fundet ved andre undersøgelser i danske søer (Jensen og Andersen, 1990). Fænomenet kan eventuelt forklares ud fra disse arters

lavere sedimentationrater, idet der således ikke tilbageføres så stor en mængde fosfor til sedimentet, som ved dominans af andre algetyper, hvorfor puljen i søvandet stiger.

#### *Kvælstof*

I forhold til såvel koncentrationen af totalkvælstof som nitrat var en af de iøjnefaldende resultater, at mange af blågrønalgearterne dominerede ved relativt lave koncentrationer (fig. 6.14 og 6.15). Dette kan måske henføres til deres evne til kvælstoffiksering. Men også andre algearter uden denne evne bl.a. rentvandsarten *Dinobryon divergens* dominerede ved lave koncentrationer af kvælstof.

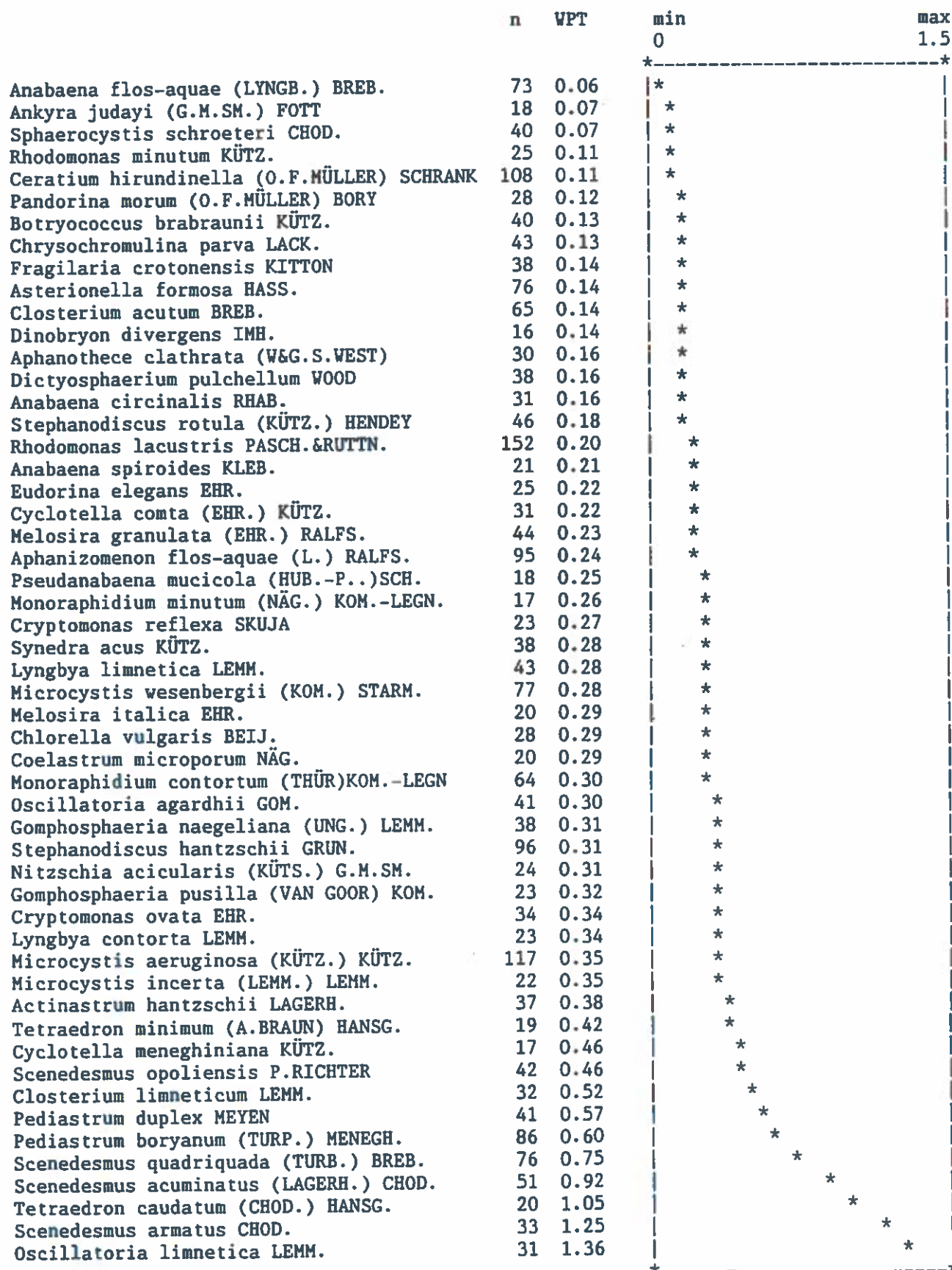
#### *Silikat*

Silikat er kun af betydning for de planteplanktontyper, der benytter det som skeletelement. Specielt kiselalger men også gulalger har behov for dette. Således var dominansen af disse typer også sammenfaldende med lave koncentrationer af opløst silikat (fig. 6.16), hvilket indikerer, at det opløste silikat var blevet indbygget i planteplanktonbiomassen.

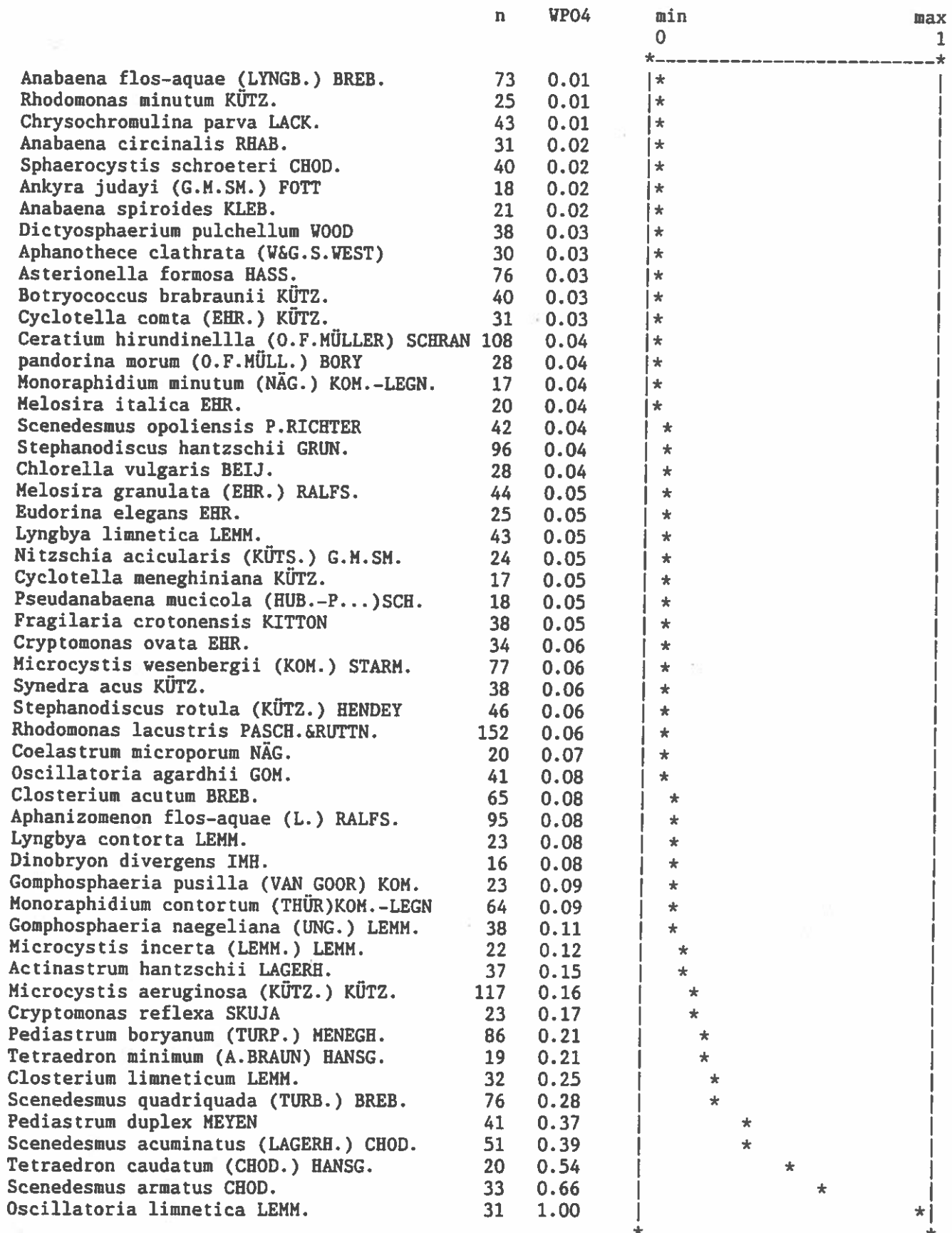
#### *Mere nuanceret billede*

Generelt viste resultaterne på artsniveau det samme billede som på klasseniveau, men samtidigt viste resultaterne, at der indenfor klasserne var stor variation i de enkelte arters miljøkrav. Såvel slægterne som de enkelte arter indenfor slægterne udviser varierende udbredelse i forhold til blandt andet næringsstoffer, derfor giver de detaljerede undersøgelser af planteplanktonet i overvågningssøerne et godt grundlag for at vurdere næringsstoffernes effekt på den økologiske tilstand. Dette gælder blandt andet indenfor de to meget betydende klasser blågrønalger og grønalger, hvor analysen af de enkelte arter gav et betydeligt mere nuanceret billede af søernes planteplankton end analysen på klasseniveau.

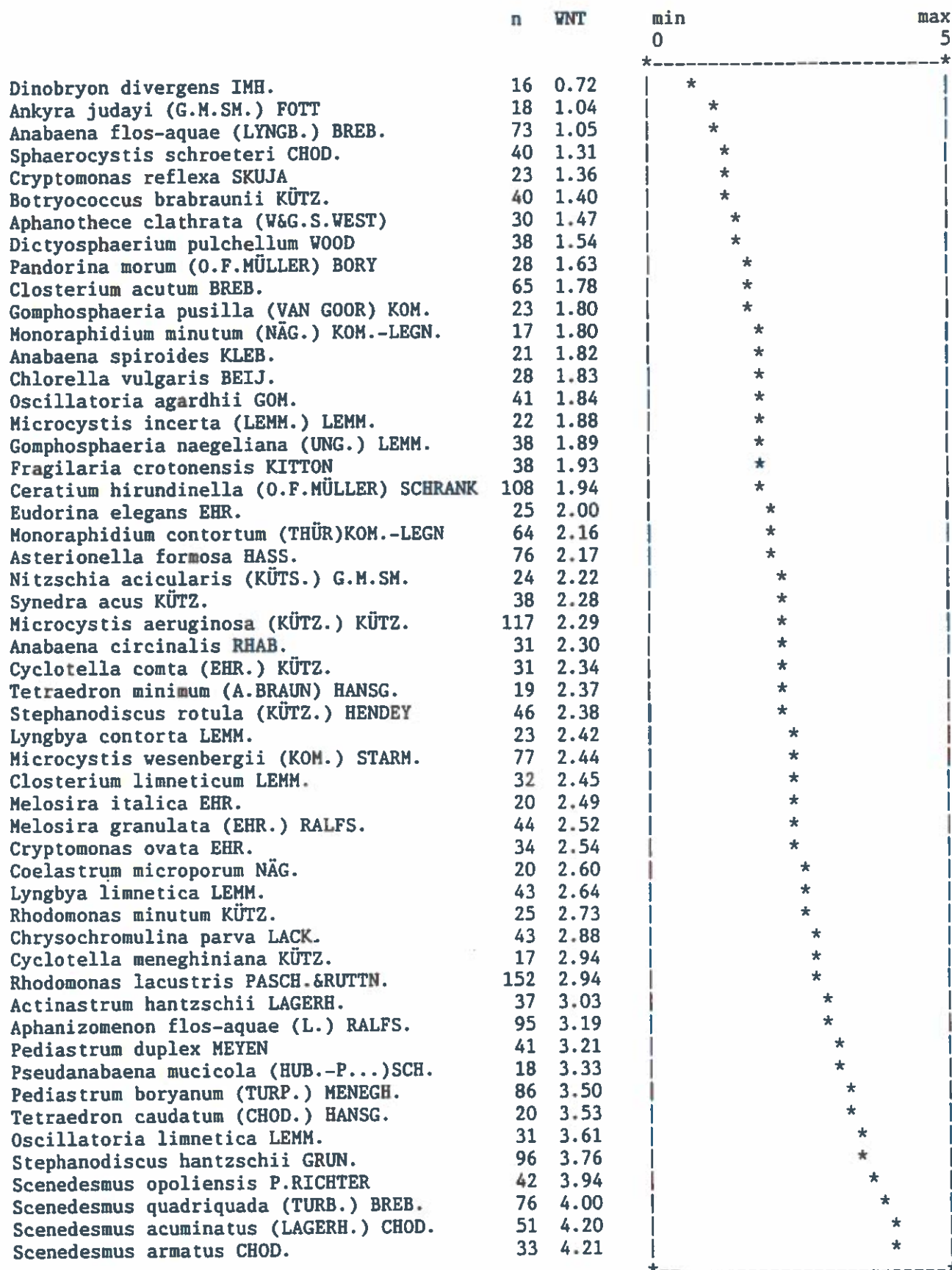
Undersøgelserne har vist, at på trods af at andre forhold end næringsstofniveauet har indflydelse på mængden og sammensætningen af planteplankton i de 37 søer, var tilførslen af næringsstoffer til søerne, og dermed mængden af disse i søerne den mest afgørende faktor. Hverken den store mængde af planteplankton eller dominansen af "uønskede" planteplanktontyper som f.eks. blågrønalger kan undgås, hvis ikke næringsstofniveauerne i søerne reduceres under et niveau svarende til en totalfosforkoncentration omkring  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  i lavvandede søer og væsentligt lavere i de dybere søer. Dette krav til næringsstofniveau opfylder mindre end en trediedel af overvågningssøerne.



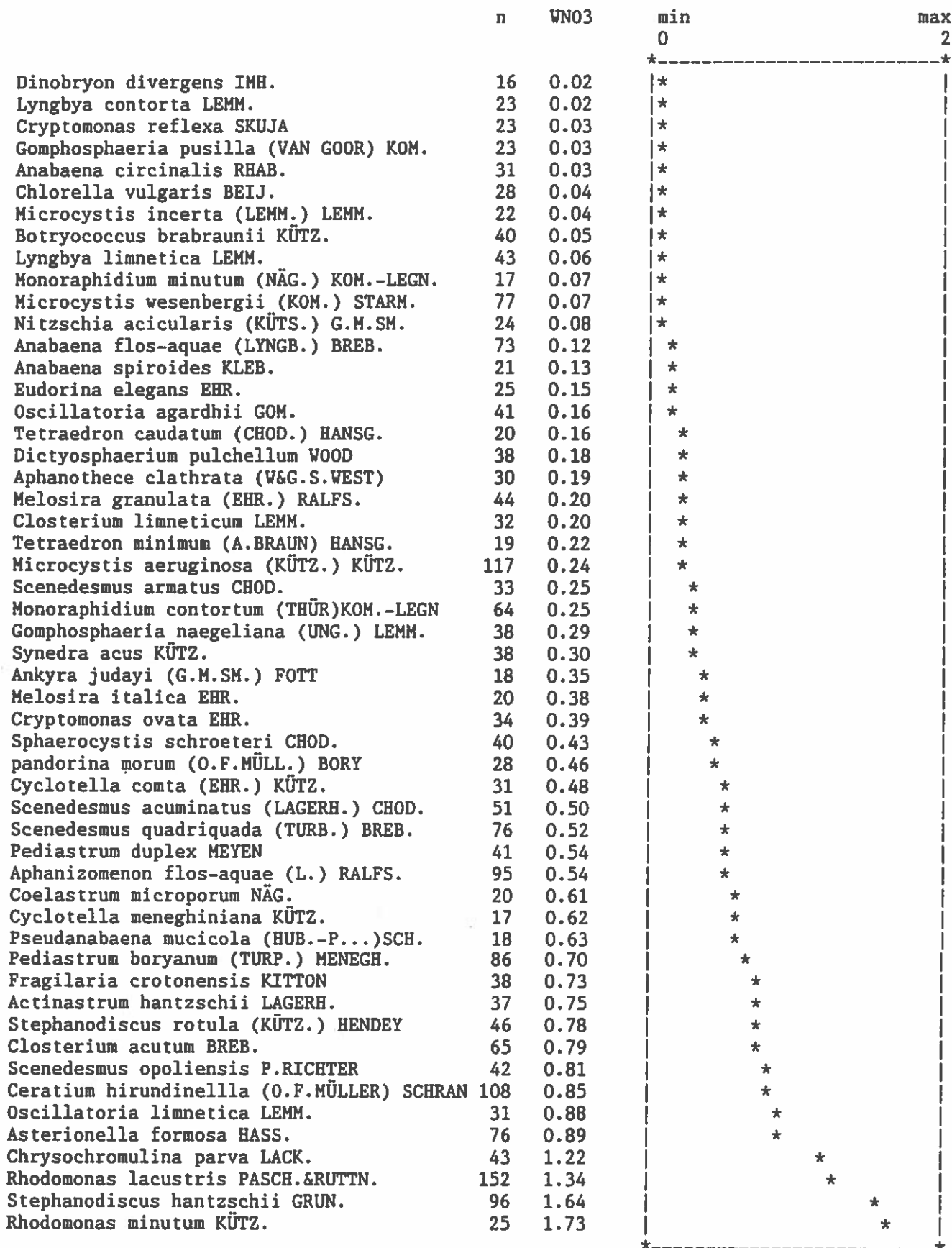
Figur 6.12. Planteplanktonarter forekomst i forhold til mængden af totalfosfor i søvandet (n: antal målinger, wpt: biomassevægtet gennemsnit af totalfosfor).



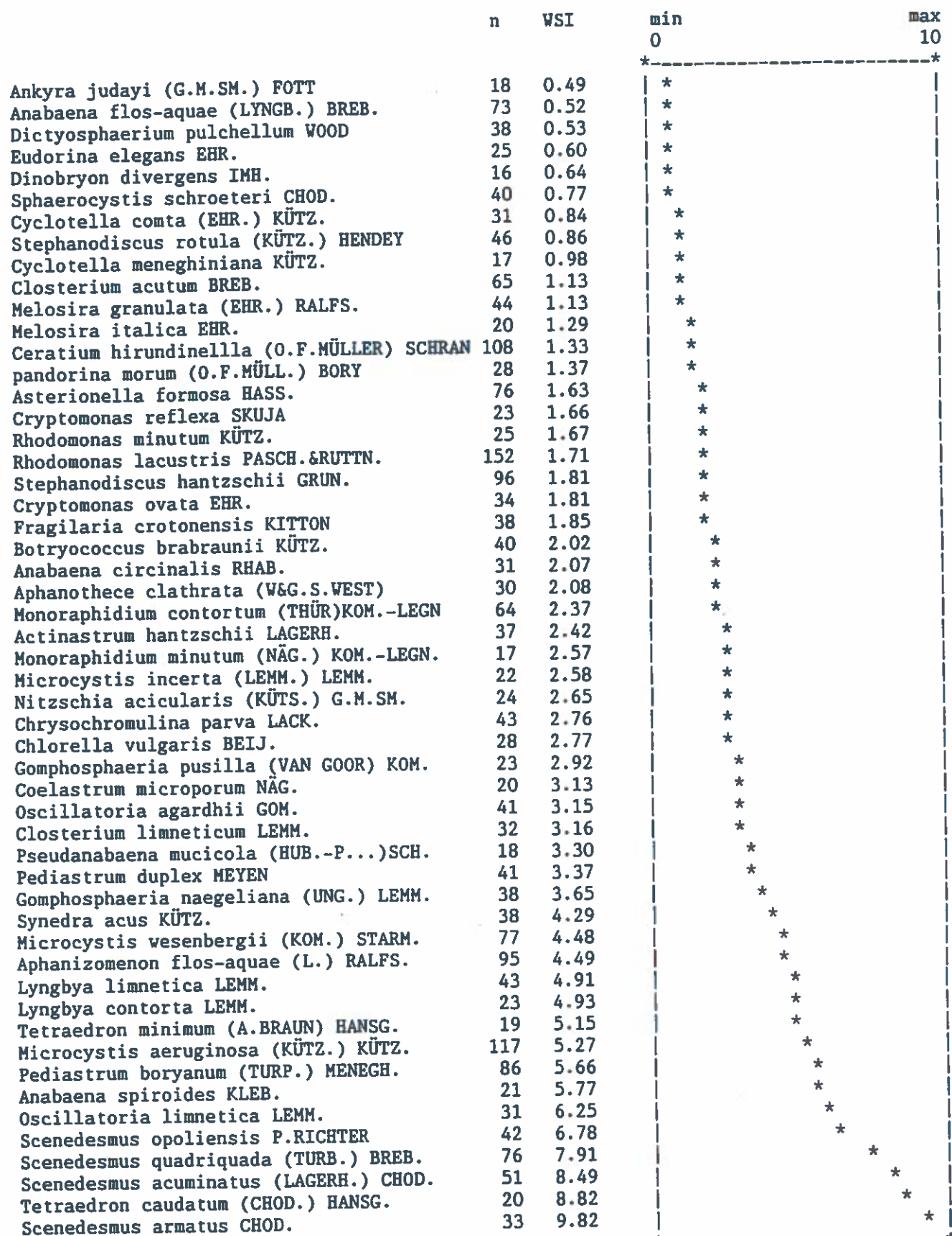
Figur 6.13. Planteplanktonarter forekomst i forhold til mængden af opløst fosfat i søvandet (n: antal målinger, wpo4: biomassevægtet gennemsnit af opløst fosfor).



Figur 6.14. Planteplanktonarters forekomst i forhold til mængden af totalkvælstof i søvandet (n: antal målinger, wnt: biomassevægtet gennemsnit af totalkvælstof).



Figur 6.15. Planteplanktonarter forekomst i forhold til mængden af nitrat i søvandet (n: antal målinger, wno3: biomassevægtet gennemsnit af nitrat).



Figur 6.16. Planteplanktonarters forekomst i forhold til mængden af silicium søvandet (n: antal målinger, wsi: biomassevægtet gennemsnit af silicium).

## 7. Dyreplankton

### 7.1 Indledning

Ændringer i dyreplanktonets sammensætning, biomasse og størrelse kan give værdifulde oplysninger ændringer i søernes miljøtilstand (Jeppesen et al., 1991). Biomassen kombineret med en viden om dyreplanktonets sammensætning kan således give informationer om græsningstrykket på planteplanktonet og dermed om dyreplanktonets evne til at holde planteplanktonet nede. Ændringer i størrelsen og sammensætningen af dyreplanktonet giver samtidig informationer om udviklingen i fiskebestanden.

### 7.2 Metoder

*Dyreplankton på 3 stationer*

I overvågningssøerne er der foretaget prøvetagning af zooplankton 19 gange pr. år, dvs. hver 14. dag i sommerperioden og 1 gang pr. måned i vinterhalvåret efter retningslinier i "Zooplanktonbedømmelse i søer" (Hansen et al., 1991). Prøverne blev udtaget på 3 stationer og herefter puljet til en prøve. Det større dyreplankton blev talt på en prøve, som blev filtreret på et 90 µm filter, mens de små dyr blev talt på en sedimenteret prøve. Desuden blev størrelsen målt, og ud fra størrelse og antal blev biomassen beregnet. For en mere detaljeret beskrivelse af prøvetagning, bearbejdning og beregningsmetoder henvises til Hansen et al. (1991). Dataene som er indrapporteret fra amterne er korrigeret for åbenlyse fejl, men er ellers anvendt direkte uden en finere kontrol. Ved beregningen af biomassen har vejledningen ikke været fulgt i alle tilfælde, hvorfor biomassetallene kan være forbundne med systematiske fejl. Det har ikke været muligt at korrigere herfor, da enkeltmålinger på dyreplanktonet ikke er indrapporteret.

*Tidsvægtning*

Ved beregningen af gennemsnit blev der benyttet tidsvægtning (se kapitel 4). Ved beregning af middelstørrelse blev der først udregnet en middelstørrelse på den enkelte dato, og herefter blev gennemsnittet for en periode beregnet ved tidsvægtning (se kapitel 4).

I nogle af analyserne blev datamaterialet opdelt i grupper efter fosforniveauet, svarende til grupperne, der er omtalt i kapitel 4.

### 7.3 Resultater

#### Antal, biomasse og størrelse

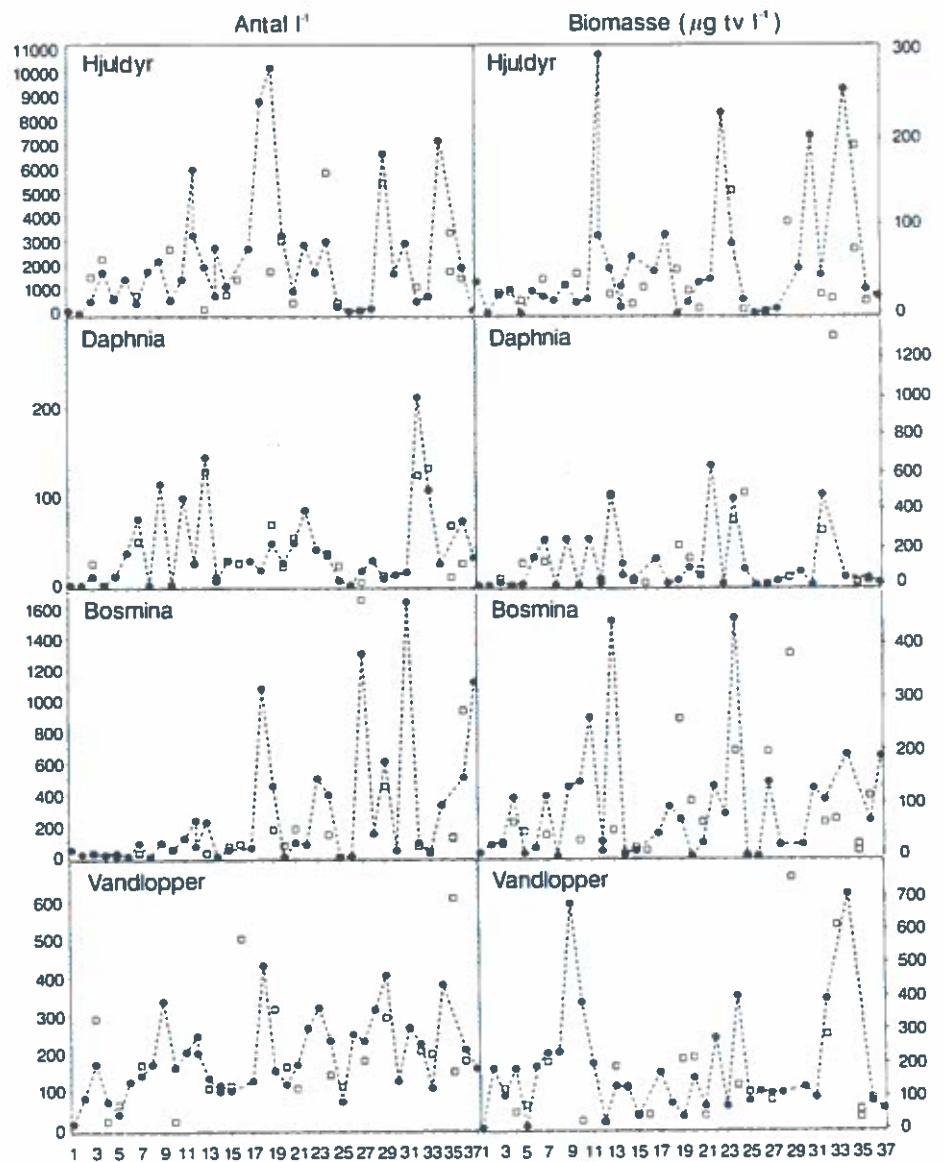
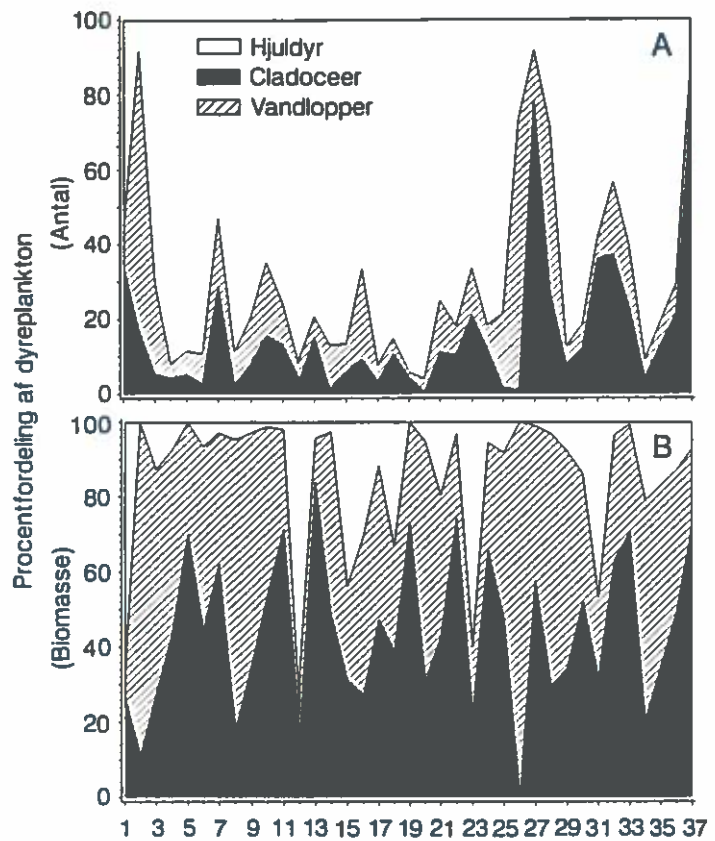
##### Sommergennemsnit

*Fordeling*

Dyreplanktonet var i næsten alle søer antalsmæssigt domineret af de små hjuldyr, mens vandlopperne typisk var næst-talrigst i de næringsfattige søer og cladoceerne ("dafnierne") i de næringsrige søer (fig. 7.1). Vægtmæssigt var vandlopper og cladoceer dominerende i de fleste søer.



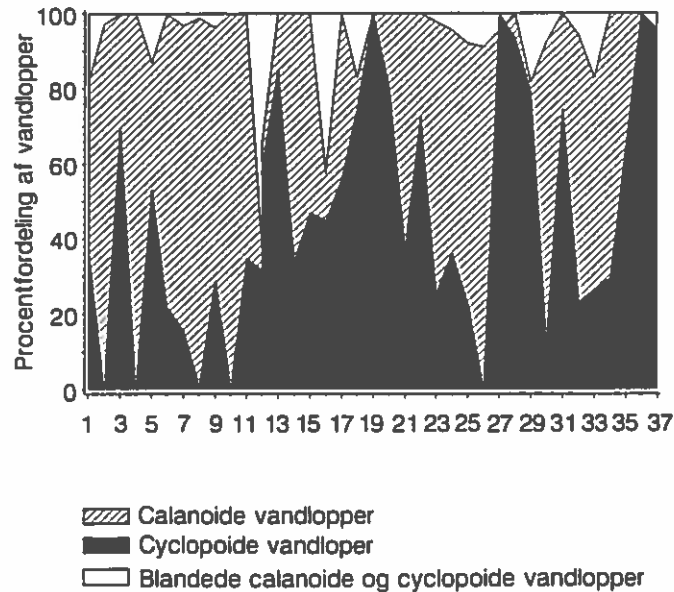
Figur 7.1. Den relative sammensætning af antal (A) og biomasse (B) af hjuldyr, cladoceer ("dafnier") og vandlopper i de 37 søer i 1989 (sø nr. 16, 29, 33 og 35, dog fra 1990, da der ikke findes en komplet serie for 1989).



Figur 7.2. Sommergennemsnit i antal (venstre kolonne) og biomasse af forskellige dyreplanktonklasser og slægter i de 37 søer. Sønnummeret refererer til grupperingen i tabel 1.1. 1989 ● 1990 □

### Stor variation mellem søer

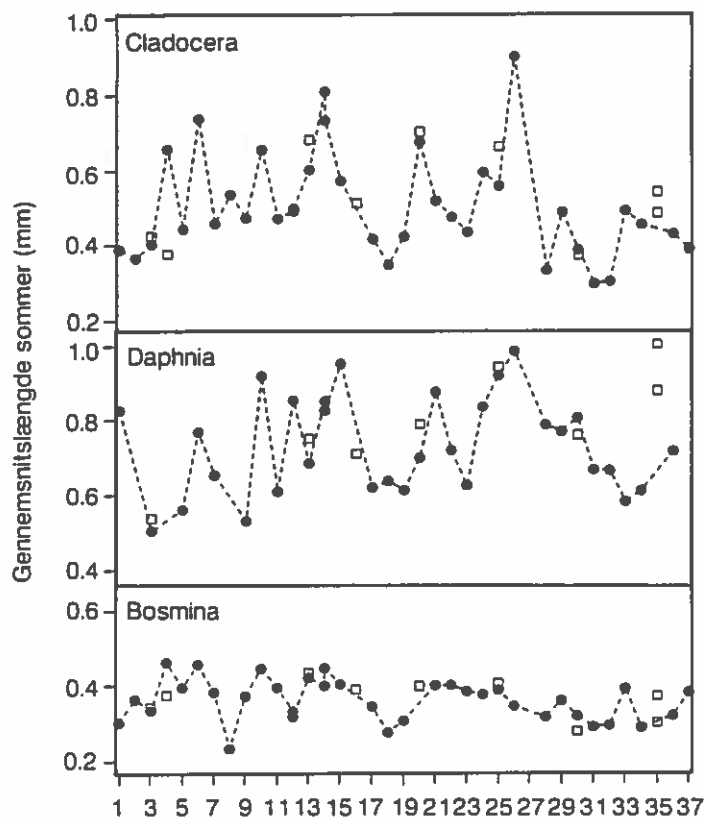
Både antal og biomasse af de forskellige dyreplanktongrupper varierede meget søerne imellem, selv indenfor søer med omtrent samme næringsstofindhold (fig. 7.2). Generelt var der en tendens til, at såvel antal som biomasse af alle dyreplanktonklasser var lave i de næringsfattige søer, måske med undtagelse af vandlopperne. Der var ligeledes tendens til, at antallet, men ikke biomassen, af snabeldafnier (*Bosmina*) og vandlopper steg med stigende fosforniveau.



Figur 7.3. Den relative fordeling af calanoide og cyclopoide vandlopper i de 37 søer (sommergennemsnit) i 1989 (sø nr. 16, 29, 33 og 35, dog 1990 data, da der ikke findes en komplet serie for 1989).

### Vandlopper

Blandt vandlopperne var der tendens til, at de calanoide slægter, især *Eudiaptomus spp.* dominerede ved de lave fosforniveauer, mens de cyclopoide med få undtagelser dominerede i de næringsrige søer (fig. 7.3). Det er endvidere karakteristisk, at de cyclopoide vandlopper helt manglede i brakvandssøen Kilen (nr. 26), hvor den calanoide art *Eurytemora affinis* var enerådende.



Figur 7.4. Middelstørrelse af cladoceer, *Daphnia* og *Bosmina* i de 37 søer. 1989 ● 1990 □

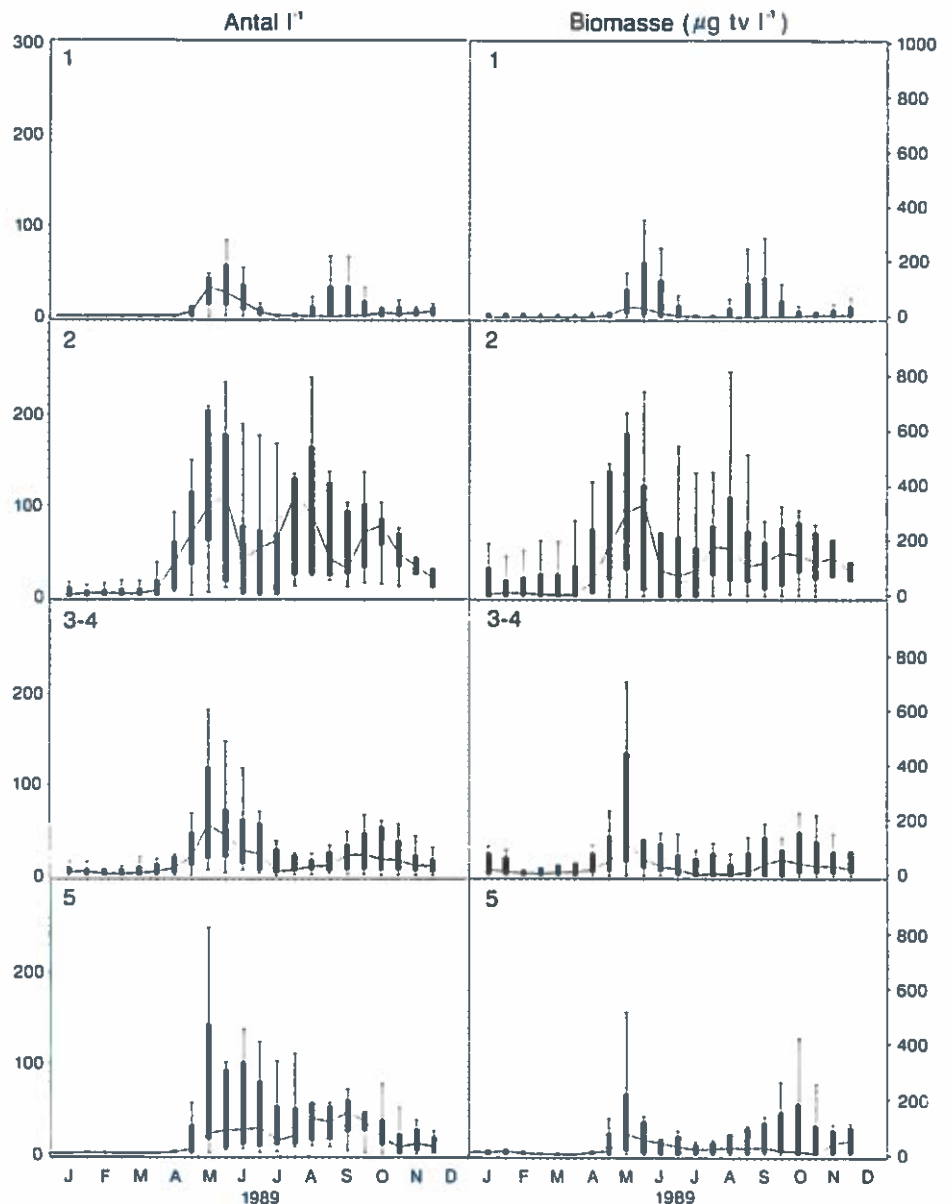
Bortset fra disse tendenser var der ikke nogen entydig sammenhæng mellem dyreplanktonets mængde og sammensætning og fosforniveauet i søvandet.

*Middelstørrelse af cladocerne varierer*

Middelstørrelsen af cladocerne varierede ligeledes søerne imellem, men der var dog med få undtagelser tendens til, at cladocerne var små i de næringsfattige og i de meget næringsrige søer og relativt store i de middelnæringsrige søer (fig. 7.4 A). Gennemsnitsstørrelsen var især stor i de dybe søer, som Ravnsø, Furesøen og Tystrup Sø (nr. 6, 14, 25). På slægtsniveau var tendensen svagere (fig. 7.4 B,C). Skiftet i gennemsnitsstørrelsen af cladocerne var således i højere grad betinget af et skift i den relative fordeling af store og små slægter end i en ændring i gennemsnitsstørrelsen af den enkelte slægt. Med undtagelse af Hornum Sø (nr. 10) var år-til-år variationen i gennemsnitsstørrelsen relativt lille.

*Fiskenes rolle*

Den betydelige variation i både antal, biomasse og størrelse imellem søerne kunne i vid udstrækning forklares ved forskelle i fiskebestandens sammensætning og mængde og dermed i predationstrykket på dyreplanktonet (kapitel 9).



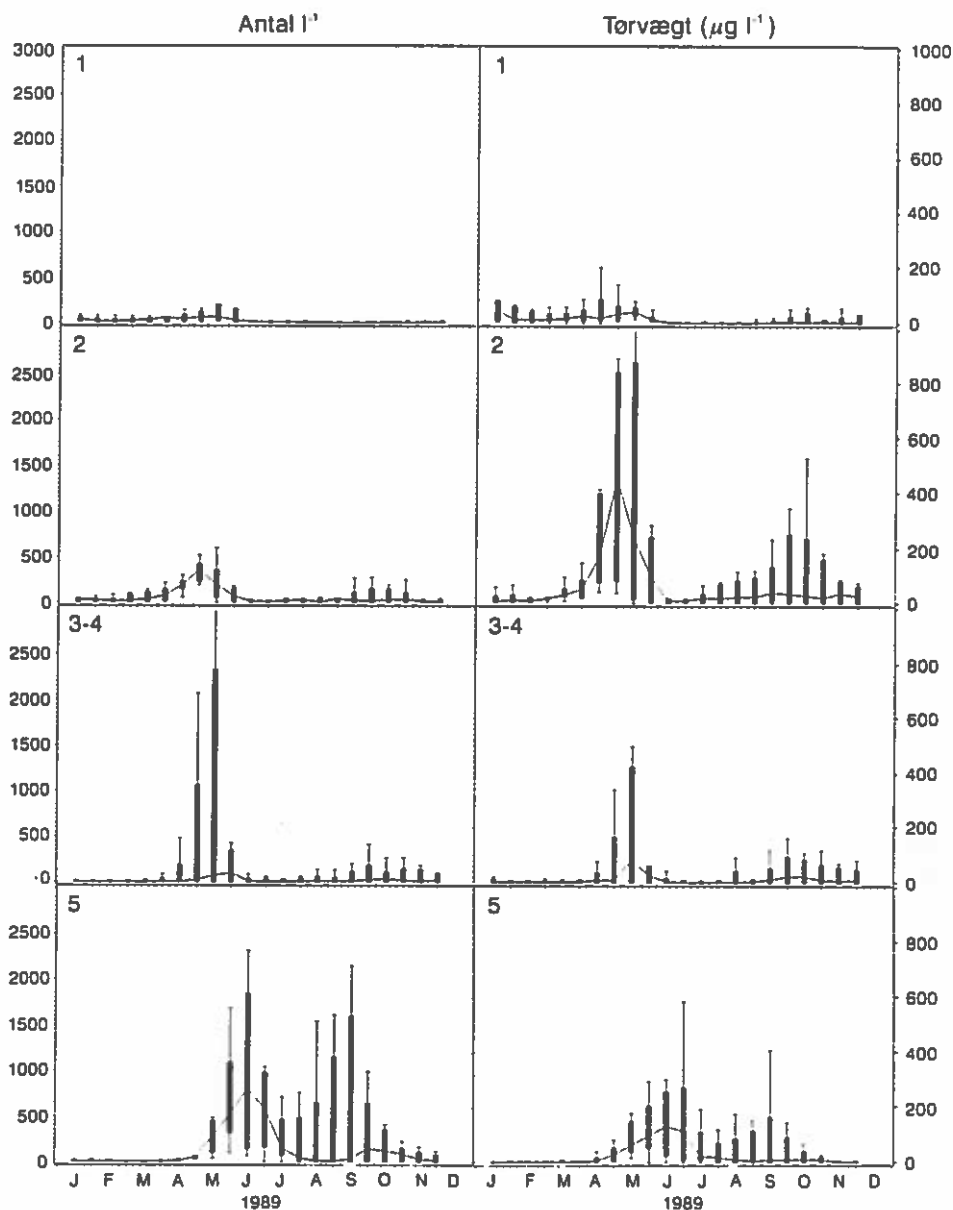
Figur 7.5. Sæsonvariationen i antal og biomasse af *Daphnia* i 4 fosforgrupper (gruppe 3 og 4 er slået sammen) i de 37 søer i 1989 (sø nr. 16, 29, 33 og 35, dog 1990 data, da der ikke findes en komplet serie for 1989). Linien forbinder medianerne (50% af søerne er over linien og 50% under linien), kassen angiver 25% og 75%'s grænserne og enderne 10 og 90%'s grænserne.

*Daphnia* har et totoppet sæsonforløb

### Sæsonvariationen

Sæsonvariationen i antal og biomasse af cladoceerne *Daphnia* og *Bosmina*, samt af det samlede antal hjuldyr er i figur 7.5-7.7 afbildet for hver af de tidligere nævnte fosforgrupper. Dog er gruppe 3 og 4 slået sammen, da mønsteret her ikke var forskelligt.

I alle fosforgrupper havde *Daphnia* et karakteristisk sæsonforløb med et forårsmaksimum i maj, et sommerminimum i juni-juli og et sommermaksimum i august-september. Dette sæsonforløb var dog ikke lige udtalt i alle grupper og alle søer. Både antal og biomasse var høj i fosforgruppe 2 og aftog både med stigende og faldende fosforkoncentration.

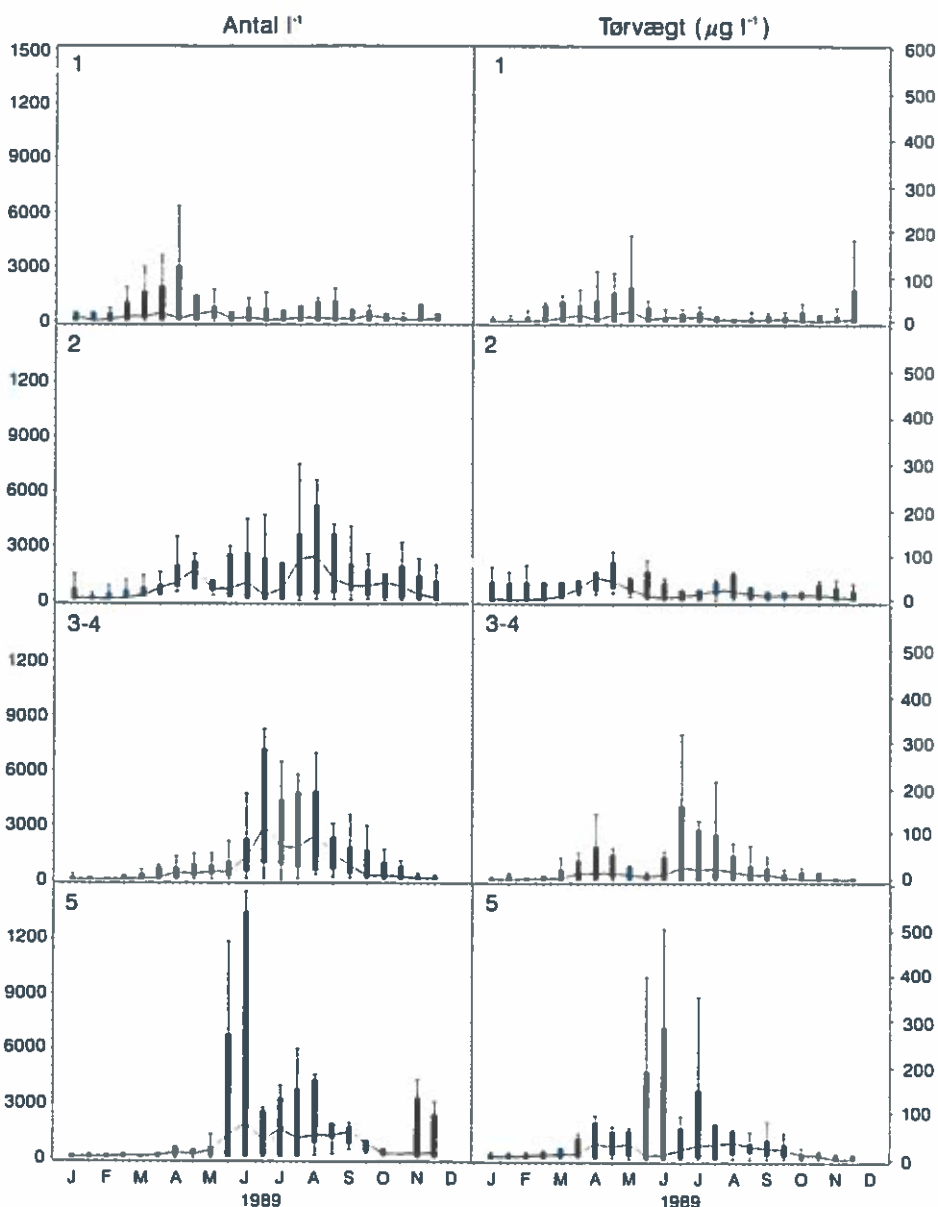


Figur 7.6. Sæsonvariationen i antal og biomasse af *Bosmina* i 4 fosforgrupper (gruppe 3 og 4 er slået sammen) i de 37 søer i 1989 (1990 for nogle søer, se fig. 7.8). Linien forbinder medianerne (50% af søerne er over linien og 50% under linien), kassen angiver 25% og 75%'s grænserne og enderne 10 og 90%'s grænserne.

*Bosmina*-antallet størst i forsommeren

For *Bosmina* var der i alle fosforgrupper et totoppet forløb, og forårstoppen var generelt væsentligt større end efterårstoppen. Desuden var der i højere grad end for *Daphnia* en forskydning mellem grupperne i tidspunktet for opvæksten af *Bosmina*. Mens maksimaet typisk lå i slutningen af april eller 1. halvdel af maj i de 2 laveste grupper, lå maksimaet i maj-juni i gruppe 3-4 og i gruppe 5 i midten af juni. Desuden var antallet af *Bosmina* i

de fleste af søerne i gruppe 1-4 meget lavt i juli-august, mens *Bosmina* i mange af søerne i gruppe 5 forekom i betydeligt antal også på dette tidspunkt.



Figur 7.7. Sæsonvariationen i antal og biomasse af hjuldyr i i 4 fosforgrupper (gruppe 3 og 4 er slået sammen) i de 37 søer i 1989 (1990 for nogle søer, se fig. 7.8). Linien forbinder medianerne (50% af søerne er over linien og 50% under linien), kassen angiver 25% og 75%'s grænserne og enderne 10 og 90%'s grænserne.

#### Hjuldyr udviser et forskelligt sæsonforløb

Hjuldyrenes sæsonforløb varierede betydeligt mellem fosforgrupperne. I gruppe 1 var hjuldyrsantallet generelt lavt, og de højeste antal blev fundet i marts-april, altså umiddelbart før opvæksten af *Daphnia* og *Bosmina*. I gruppe 2 var der et mindre maksimum i slutningen af april og et større i august-september, mens der i de sidste to grupper ikke var et totopet forløb, men derimod et længerevarende sommermaksimum fra juli til september i gruppe 3-4 og fra juni til oktober i gruppe 5.

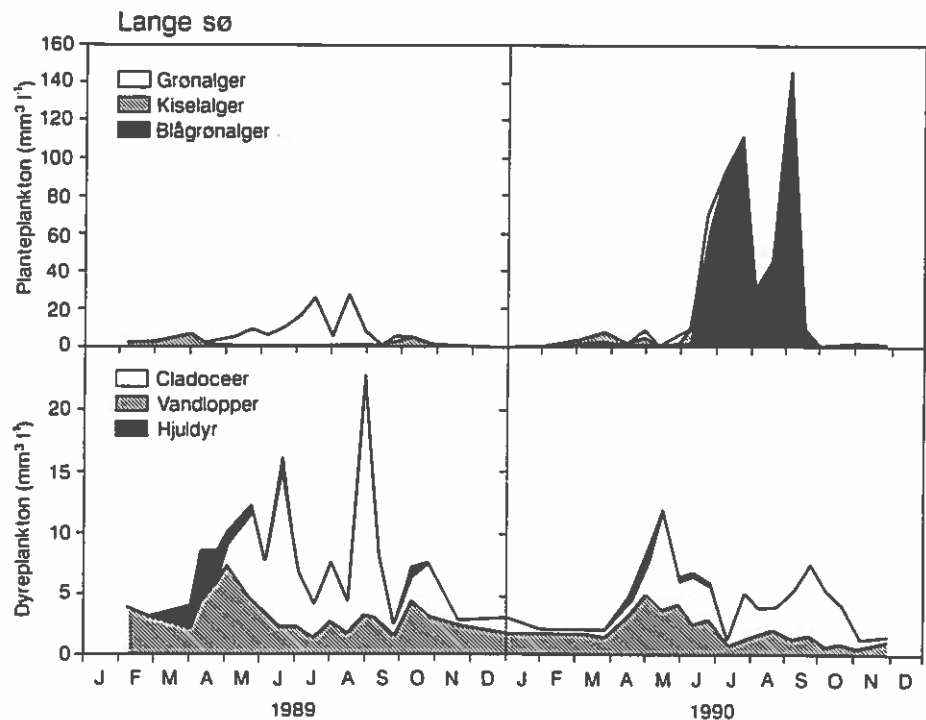
Det markante totopede forløb i antallet af *Bosmina* og *Daphnia*, og skiftet i det relative forhold mellem forårstop og efterårstop kunne, som beskrevet i det følgende, forklares ved en kombination af ændringer i predationstryk og mængden af tilgængelig føde, samt variabel hæmning fra blågrønaler.

## Fiskenes rolle

Fiskenes predationstryk på dyreplanktonet varierer over sommeren med relativt høje værdier efter, at yngelen begynder at tage føde til sig i de åbne vandmasser i slutningen af maj og begyndelsen af sommeren. Fiskenes betydning aftager herefter i takt med, at bestanden af fiskeyngel aftager hen gennem sommeren. Dødeligheden må forventes at være størst i søer med en stor rovfiskebestand, altså de lavere fosforgrupper (se kapitel 8), og antallet af produceret yngel må endvidere forventes at være størst i de høje fosforgrupper. Effekten af årets yngel på dyreplanktonet i sensommeren og i efteråret må derfor også forventes at være større i de næringsrige søer, hvilket kan forklare noget af forskellen i forholdet mellem størrelsen af forårs- og efterårstoppen i de forskellige fosforgrupper.

## Blågrønalgernes rolle

Desuden blev blågrønalgene mere betydende fra gruppe 1 til gruppe 3-4, og de optrådte med større biomasser om efteråret end om foråret. Høje biomasser af blågrønalger giver dårlige betingelser for de større cladoceer (Bernardi og Guissani, 1990). Blågrønalgernes biomasse var specielt høj midt på sommeren og i det tidlige efterår. Blågrønalgene kan derfor have været medvirkende til, at mængden af *Daphnia* og *Bosmina* var større om foråret end om efteråret, og at de to slægter generelt forekom i lav tæthed midt på sommeren. Imidlertid var mønsteret det samme i de grønalgedominerede søer med høj fisketæthed, hvor specielt fødebetingelserne for *Daphnia* normalt er gode. Resultater fra søer, i hvilke der fra 1989 til 1990 skete et skift fra dominans af blågrønalger til grønalger eller omvendt, peger ligeledes i retning af, at det er fiskene, der især påvirker dyreplanktonet. I f.eks. Lange Sø var der et markant fald i biomassen af dyreplankton midt på sommeren både i sommeren 1989, hvor spiselige grønalger dominerede og i 1990, hvor blågrønalgene dominerede (fig. 7.8). Dette understreger fiskenes og især fiskeyngelens betydning som regulerende faktor for cladoceer-nes sæsonforløb.



Figur 7.8. Sæsonvariationen i biomasse af planteplankton (øverst) og dyreplankton (nederst) i Lange Sø på Fyn (fra Fyns amtskommune, 1991).

## Hjuldyr og blågrønalger

I såvel fosforgruppe 2 og 3-4 var de høje tætheder af hjuldyr sammenfaldende med perioder med høje biomasser af blågrøn-

alger, mens hjuldyrene i gruppe 5 også optrådte i høje tætheder uden for blågrønalgenes maksimum. Det første kan forklares ved, at små former af hjuldyr, som f.eks. *Keratella cochlaris* ofte optræder talrigt i forbindelse masseopblomstringer af blågrønalger, mens det store antal i søerne i gruppe 5 formentlig skal ses i sammenhæng med det særligt høje predationstryk fra fisk på cladoceerne i denne gruppe, hvorved konkurrencebetingelserne for hjuldyr er blevet forbedret (se kapitel 9).

## 8. Fisk

### 8.1 Indledning

Data fra 24 søer

Fiskeundersøgelser kan ikke alene give informationer om fiskebestandens sammensætning og aldersfordeling i søer, men også om fiskenes effekt på det øvrige økologiske system. Der har således vist sig, at fiskene via predation på dyreplankton i betydelig grad kan påvirke fødekæden og dermed i sidste ende også vandets gennemsigtighed.

Der gennemføres fiskeundersøgelser i overvågningssøerne hvert 5. år, og på nuværende tidspunkt er der foretaget sådanne undersøgelser i 24 af de 37 søer. I denne rapport vil der kun blive givet en summarisk beskrivelse af fiskebestanden baseret på data fra fiskeri med biologiske oversigtsgarn. Når der foreligger data fra alle 37 søer, vil der blive foretaget en mere detaljeret sammenstilling.

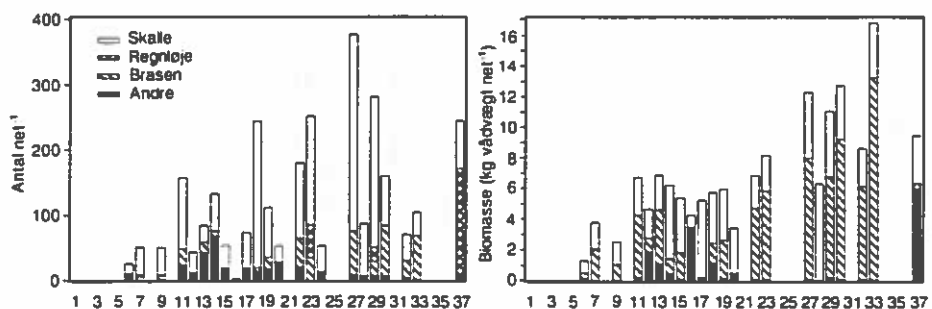
### 8.2 Metoder

Fiskeri med biologiske oversigtsgarn og elfiskeri

Fiskeundersøgelserne blev gennemført efter det såkaldte normalprogram (Mortensen et al., 1990). Det bestod af et fiskeri med biologiske oversigtsgarn, som omfatter gællenet med 14 forskellige maskevidder fra 6,25 til 75 mm. Nettene blev placeret dels i bredzonen og dels i de åbne vandområder. Der anvendtes flydende garn på lavt vand og både flydende og synkende garn på dybt vand. Antallet af net blev afpasset efter søens størrelse, dens omkreds og vanddybden efter et fastlagt skema. Typisk blev der anvendt 20-30 net, som hver stod "natten over", dvs. i 15-17 timer. Desuden blev der foretaget elektrofiskeri i transekter langs søbredden. For en detaljeret gennemgang henvises til Mortensen et al. (1990).

### 8.3 Resultater

Figur 8.1. Den gennemsnitlige fangst af de dominerende fredfisk ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn (14 maskevidder) i de 24 søer, hvor der hidtil har været foretaget fiskeundersøgelser.



Skalle og brasen dominerer

Fiskebestandens sammensætning ændredes markant med stigende fosforkoncentration (fig. 8.1). Fredfisk, især skalle (*Rutilus rutilus*) og brasen (*Abramis brama*), blev mere dominerende både antals- og vægtmæssigt. På Sjælland var regnløje (*Leucaspis*

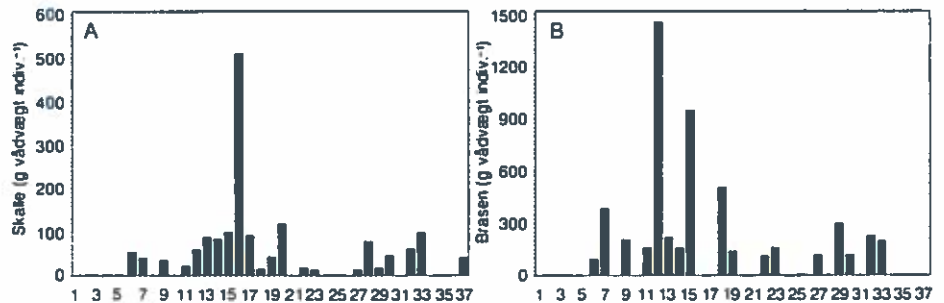


*delineatus*) dog i flere tilfælde talrig og i Gundsømagle Sø (nr. 37) endda antalsmæssigt dominerende. I nogle få søer med stor bredzone i forhold til det samlede søareal var karudse (*Carassius carassius*) og suder (*Tinca tinca*) vægtmæssigt betydende. Ved lave fosforniveauer var CPUE-værdierne (samlet fangst pr. net) for fredfisk meget lave (0-26 indiv. og 0-1,3 kg net<sup>-1</sup>). I Kvie Sø (nr. 8) og Søby Sø (nr. 1) blev der slet ikke fanget fredfisk. I Søby Sø dominerede aborre (*Perca fluviatilis*), mens der i Kvie sø kun er fanget gedde. De højeste CPUE-tal på antalsbasis blev fundet i Dons Nørresø (378 indiv. net<sup>-1</sup>, nr. 27) og for biomassen i St. Søgård Sø (16,8 kg pr. net, nr. 33). De største biomasser blev fundet i de brasendominerede søer (fig. 8.1).

### Stor variation i antal fredfisk

Forskellen i antallet af fredfisk søerne imellem var betydelig, selv for søer med omtrent samme fosforniveau og forskellen var langt større end i biomassen (fig. 8.1). Da dyreplanktonet i højere grad er styret af antallet af fredfisk end af biomassen, har denne forskel afsmittende virkning på de øvrige led i fødekæden og dermed også på den generelle miljøtilstand, herunder sigtddybden (kapitel 9).

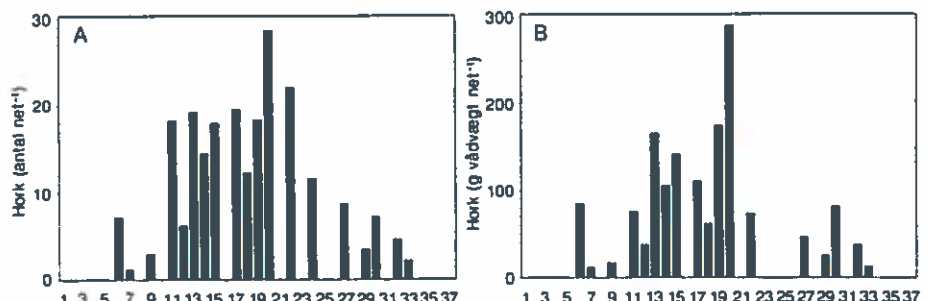
Figur 8.2. Den gennemsnitlige vægt af skalle (A) og brasen (B) bestemt ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn (14 maskevidder).



### Ring variation i størrelse

Med stigende fosforkoncentration skete der ikke en systematisk ændring i størrelsen af de dominerende arter af fredfisk, udtrykt ved gennemsnitsvægten (fig. 8.2). Gennemsnitsvægten af brasen varierede fra 0,1 kg indiv<sup>-1</sup> i eksempelvis Ravnsø (nr. 6) til mere end 1,4 kg i Røgbølle Sø (nr. 12). Høje værdier blev også fundet i Fårup Sø (nr. 15) og Hejrede Sø (nr. 18), mens individvægten for skalle varierede fra 0,02 kg i en række søer til 0,5 kg i Damhussøen (nr. 16).

Figur 8.3. Den gennemsnitlige fangst af hork i biologiske oversigtsgarn (14 maskevidder) i de 24 søer, hvor der hidtil har været foretaget fiskeundersøgelser.

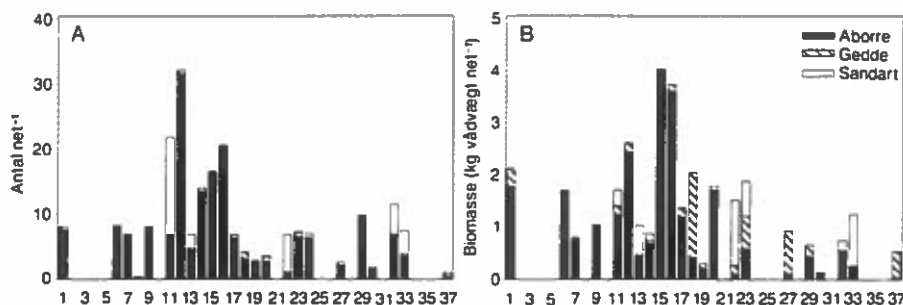


### Hork

I de middelnæringsrige søer var hork (*Gymnocephalus cernua*) forholdsvis talrig, men var biomasse-mæssigt af underordnet betydning (fig. 8.3). Hork lever af bunddyr og er dermed en fødekonzurrent til ål (*Anguilla anguilla*) og små aborrer. Den spiser

ikke dyreplankton i væsentligt omfang og regnes derfor ikke med til de planktivore fisk.

Figur 8.4. Den gennemsnitlige fangst af de dominerende rovfisk ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn (14 maskevidder) i de 24 søer, hvor der hidtil har været foretaget fiskeundersøgelser. For aborrers vedkommende er kun fisk større end 10 cm medtaget.



### Aborre

Antallet af rovfisk varierede fra mindre end 1 til 32 indiv. net<sup>-1</sup>, og antallet var generelt størst i de middelnæringsrige søer (fig. 8.4). Blandt rovfiskene var aborre (>10 cm) dominerende i de fleste af søerne. Dertil kom især i de middelnæringsrige søer et betydeligt antal småaborre (< 10 cm), der blev fanget i op til 175 indiv. net<sup>-1</sup> (Hejrede Sø, nr. 18). De danner i flere søer tusindbrødresamfund og kan antalsmæssigt komme helt på højde med fredfiskene (Søndersø og Hejrede sø, nr. 11 og 18) eller endda overgå dem (Bastrup Sø, nr. 9). De små aborrrer er ikke medregnet til rovfiskene, da de i de yngste stadier lever af dyreplankton og derefter hovedsageligt af bunddyr.

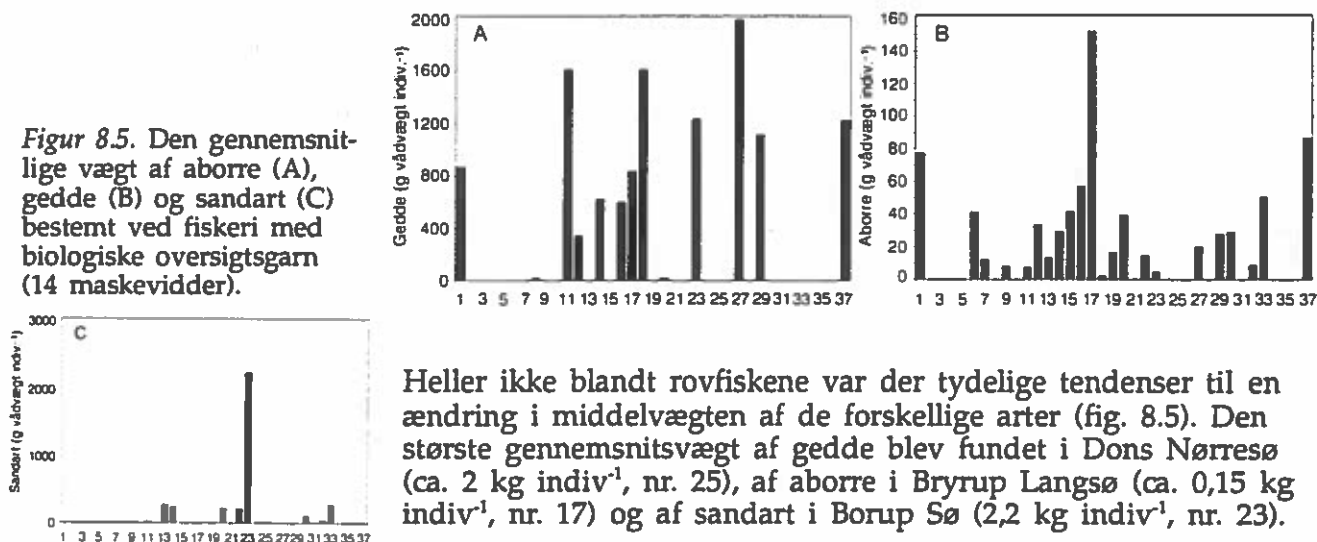
### Sandart og gedde

Sandart var antalsmæssigt dominerende i Bagsværd Sø (nr. 22) og Søndersø (nr. 11) og var også betydende i Langesø, St. Søgård Sø og Ørnsø (nr. 32, 33, og 13) (fig. 8.4). Det er karakteristisk, at gedde antalsmæssigt er uden betydning i de fleste af søerne. Dog var det den eneste fisk, der blev fanget i Kvie Sø (nr. 8).

### Små ændringer i antal og biomasse af rovfisk med stigende fosforkoncentration

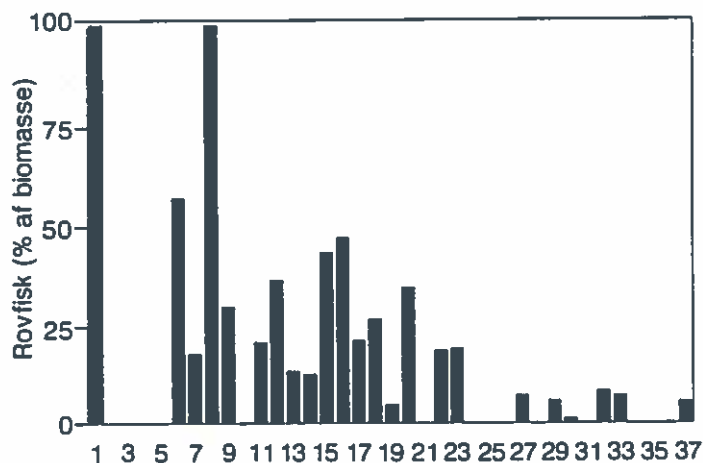
I sammenligning med ændringen i biomassen af fredfisk var der kun tale om små ændringer i den samlede rovfiskebiomasse med stigende næringsstofniveau. Der var en tendens til et fald i biomassen fra de næringsfattige og middelnæringsrige søer til de meget næringsrige søer. Samtidig var der generelt et markant skift fra dominans af aborre til dominans af gedde og sandart. De højeste biomasser på ca. 4 kg net<sup>-1</sup> blev fundet i Fårup Sø og Damhussøen (nr. 15 og 16).

Figur 8.5. Den gennemsnitlige vægt af aborre (A), gedde (B) og sandart (C) bestemt ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn (14 maskevidder).



Heller ikke blandt rovfiskene var der tydelige tendenser til en ændring i middelvægten af de forskellige arter (fig. 8.5). Den største gennemsnitsvægt af gedde blev fundet i Dons Nørresø (ca. 2 kg indiv<sup>-1</sup>, nr. 25), af aborre i Bryrup Langsø (ca. 0,15 kg indiv<sup>-1</sup>, nr. 17) og af sandart i Borup Sø (2,2 kg indiv<sup>-1</sup>, nr. 23).

Figur 8.6. Den procentiske andel af biomassen af rovfisk i forhold til den samlede bestand af rovfisk og fredfisk fanget i biologiske oversigtsgarn i 24 af de 37 søer.

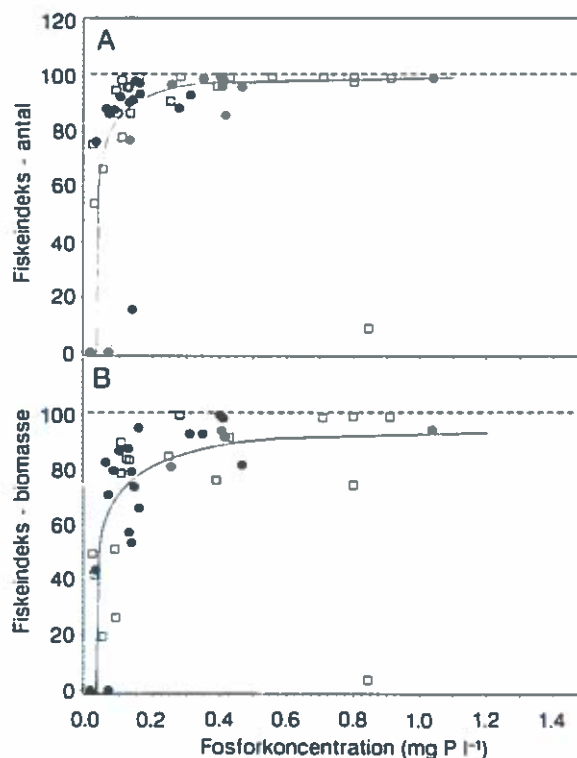


### Skidtfiskeindeks

Som en konsekvens af det forskellige responsmønster for rovfisk og fredfisk skete der en markant stigning i fredfiskenes andel af den samlede biomasse af fredfisk og rovfisk med stigende fosforkoncentration fra mindre end 10% i de næringsfattige søer til mere end 90% i de meget næringsrige søer (fig. 8.6 og 8.7).

Kun 3 af de 24 undersøgte søer havde således en rovfiskeandel på over 50%. Rovfiskenes muligheder for at kontrollere fredfiskene var derfor generelt ringe. Det beskrevne mønster understøttes af data fra en række andre danske søer (fig. 8.7).

Figur 8.7. Fredfiskenes andel af det samlede antal fredfisk og rovfisk, og den samlede biomasse af fredfisk og rovfisk i overvågningssøerne afbildet mod søernes fosforindhold. Små aborrer (<10 cm) er ikke medtaget i opgørelsen af rovfisk.



Ring Sø afveg dog fra det generelle mønster, idet rovfiskebestanden var helt dominerende på trods af et fosforniveau på over 0,8 mg P l<sup>-1</sup>. Ring Sø havde et meget lavt kvælstofindhold (lille opland) og lav biomasse af planteplankton, og det højere P-niveau skyldes en tidligere udledning af spildevand. Søen var kvælstofbegrænset og derfor væsentligt mere næringsfattig end

fosforniveauet antyder. Det forklarer afvigelsen i fiskesammensætningen.

Resultaterne i figur 8.7 viser, at fosforkoncentrationen i søvandet skal bringes ned under 0,08-0,15 mg P l<sup>-1</sup>, eller kvælstofførslen skal være meget lav, før man kan forvente et skift til større dominans af rovfisk.



## 9. Samspil mellem fisk, dyreplankton og planteplankton

### 9.1 Indledning

Styring fra "neden" og fra "oven"

For blot få år siden blev søkosystemet betragtet som alene styret "fra neden", dvs. at næringsstofferne alene styrede væksten af planteplanktonet, som herefter afgjorde mulighederne for dyreplanktonet osv. Fiskene blev således betragtet som et passivt element, der blot konsumerede, det der var til rådighed. I dag er man blevet klar over, at fiskene kan påvirke struktur og funktion i betydelig grad. Det betyder dog ikke, at søkosystemet alene er styret af fiskene, idet fiskebestandens sammensætning, som beskrevet i kapitel 8, i høj grad også er bestemt af næringsstofniveauet. Der er altså tale om et samspil mellem kontrol "fra oven" og "fra neden", hvor næringsstofferne driver teateret og sætter en del af kulisserne, men hvor fiskebestanden i høj grad præger forestillingens art og forløb. I lavvandede søer kan undervandsplanterne desuden i betydelig grad påvirke søkosystemets struktur og funktion.

### 9.2 Fiskenes regulering af dyreplanktonet

Fisk æder det større dyreplankton

Det markante skift i fiskebestandens sammensætning og den stigende mængde fredfisk, der optræder med stigende fosforkoncentration, har stor indvirkning på dyreplanktonets sammensætning og dets kapacitet til at begrænse væksten af planktonalger. Fiskene æder først og fremmest de større former af de calanoide vandlopper og cladoceer. Specielt de store cladoceer, tilhørende slægten *Daphnia* er effektive græssere på planteplanktonet, og fravær af disse vil betyde et markant fald i græsningstrykket på planteplanktonet, især i de næringsrige søer.

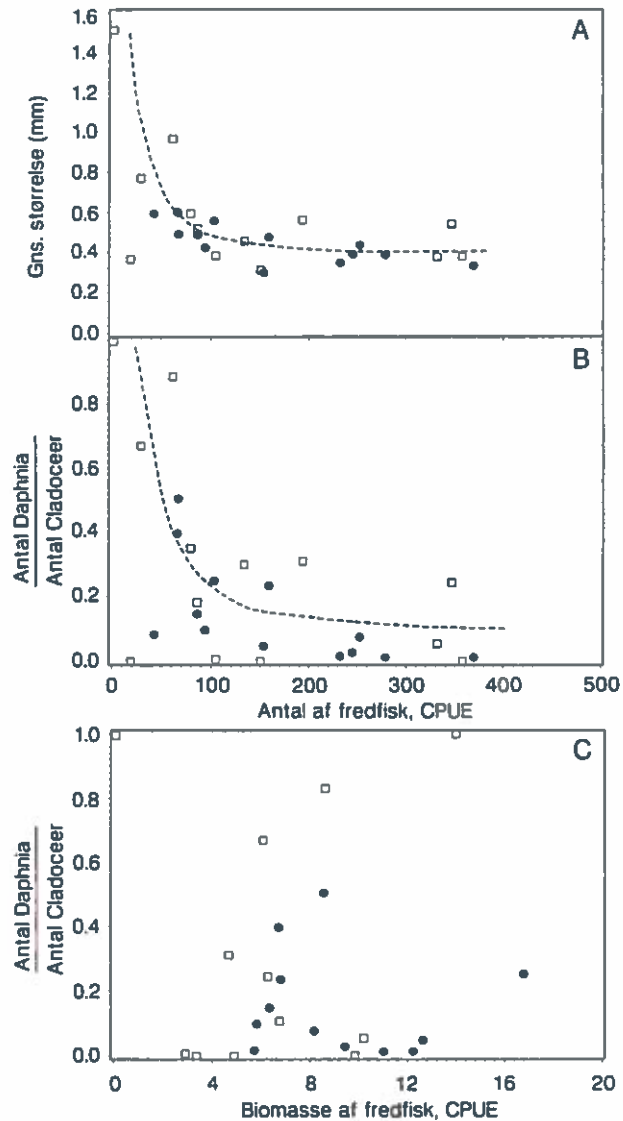
Relation mellem fisk og dyreplanktonstørrelsen

For søer med en fosforkoncentration om sommeren på mere end  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  faldt gennemsnitsstørrelsen af cladoceerne, og andelen af store former aftog væsentligt med stigende antal fredfisk, såvel i overvågningssøerne som i danske søer generelt (fig. 9.1) og Jeppesen et al. (1991). Derimod var der ingen sammenhæng mellem størrelsen eller andelen af store former og biomassen af fredfisk. Dette viser, at det især er de små fredfisk, som er antalsmæssigt dominerende, der især regulerer dyreplanktonet. I søer med en fosforkoncentration lavere end  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  blev der ikke fundet tilsvarende relationer til fiskene (Jeppesen et al., 1991). Hovedparten af disse søer og især de lavvandede domineredes af små former.

Indirekte virkninger af fisk

Fiskene har via predation en betydelig direkte effekt på det større dyreplankton, herunder især dafnier og de calanoide vandlopper. Men predationen på disse grupper kan også på en mere indirekte facon få konsekvenser for andre dyreplanktongrupper, fordi konkurrencebetingelserne mellem grupperne forskydes. Eksempelvis lever fiskene kun af hjuldyr i de første dage, de tager føde til sig i vandet. Alligevel har de planktivore

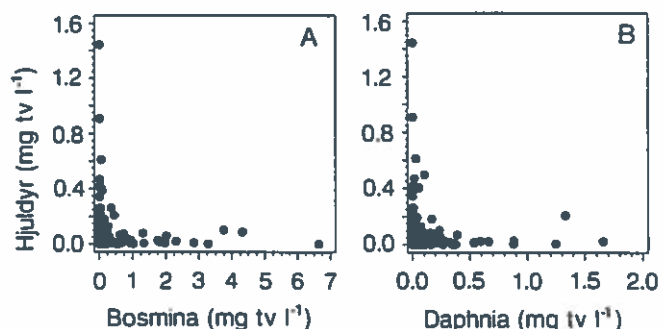
fisk, via effekten på cladocerne, stor indflydelse på hjuldyrenes populationsstørrelse.



Figur 9.1. Middelstørrelse (A) og andelen af store cladocerer (B, C) i relation til antallet (A, B) og biomassen (C) af fredfisk i en række søer. ● overvågningsøerne □ andre danske søer. Dataene er baseret på fangst med biologisk oversigtsgarn (14 maskevidder).

#### Cladocerer overfor hjuldyr

Cladocerne er hjuldyrene overlegne i konkurrencen om føde. Samtidig kan hjuldyrene blive beskadiget ved den fysiske kontakt med cladocernes filtreringsorganer, og de mindre hjuldyr kan blive ædt. I overensstemmelse hermed blev der da også konstateret en omvendt relation mellem biomassen af hjuldyr og cladocerer i overvågningsøerne. Hjuldyrene forekom kun i stort tal, når biomassen af cladocerer var lav (fig. 9.2). Hjuldyrene forekommer derfor også kun i betydeligt antal, når predationstrykket fra fisk på det større dyreplankton er moderat til ekstremt højt, eller hvis det større dyreplankton på anden måde forekommer i lav tæthed, f.eks. i forbindelse med et blågrønalgemaksimum.



Figur 9.2. Biomassen af hjuldyr afbildet mod biomassen af *Bosmina* (A) og *Daphnia* (B) inkluderende alle data fra de 37 søer i 1989.

### 9.3 Græsning

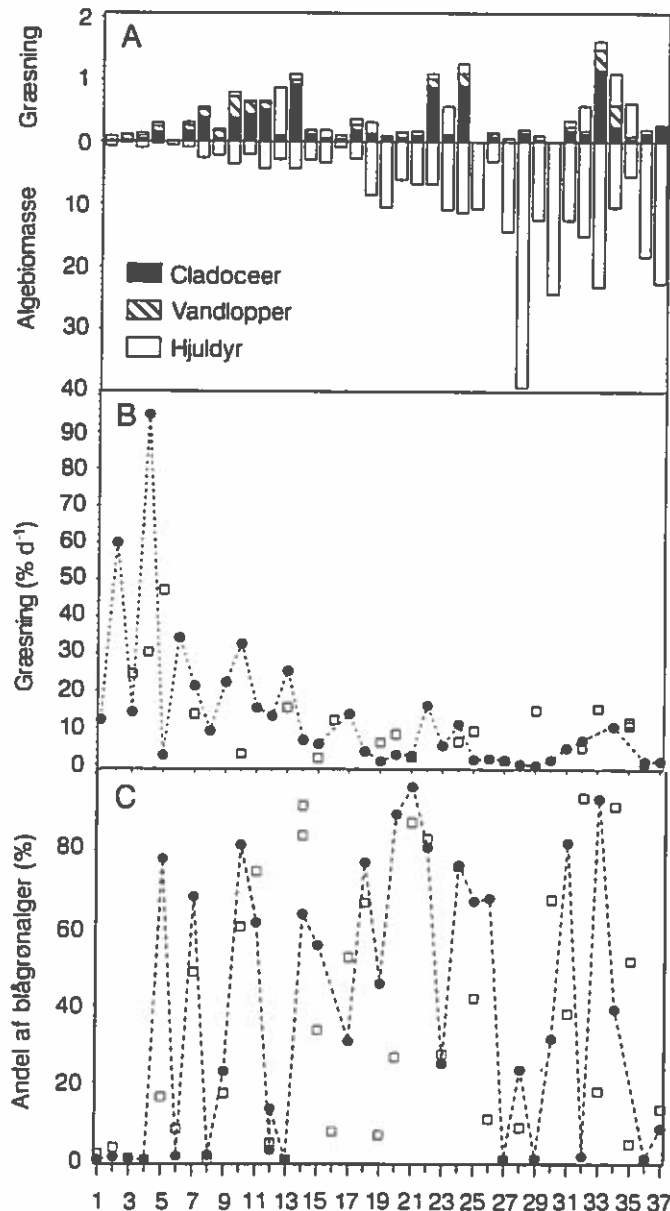
#### Beregningsmetode

Ud fra de kvantitative opgørelser af dyreplanktonbiomassen blev der foretaget en beregning af dyreplanktonets samlede potentielle græsningstryk på planteplanktonet under antagelse af, at hjuldyrene græsser 200%, cladoceerne 100% og vandlopperne 50% af egenvægten pr. dag (Hansen et al., 1991). Det er ligeledes antaget, at det udelukkende er planteplankton, der græsses.

#### Græsningsstørrelse

##### Sommergennemsnit

Den samlede græsning i gennemsnit for sommeren (1/5-1/10) varierede mellem 0,02-1,8 mg tv l d<sup>-1</sup> (fig. 9.3A). Den var gennemgående lav i de næringsfattige søer, men derudover var der ikke nogen sammenhæng med næringsstofniveauet. I hovedparten af søerne udgjorde cladoceernes græsning den største andel, men især i de næringsfattige og i enkelte af de næringsrige søer var vandloppernes græsning størst, f.eks. i Holm Sø, Maglesø og Kvie Sø (nr. 2, 3 og 8) i den næringsfattige ende og Fuglesø (nr. 34) i den høje ende af næringsstofskaalen. På trods af at hjuldyrene ofte var talmæssigt dominerende, var deres græsning af kvantitativ mindre betydning. Kun i Røgbølle Sø og i Borup Sø (nr. 12 og 23) var deres andel størst.



Figur 9.3. A. Beregnet sommergennemsnit af dyreplanktonets samlede græsning (mg tørvægt l<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) på planteplanktonet (øverst) og planteplanktonets biomasse i overfladevandet (mg tørvægt l<sup>-1</sup>) (nederst). B. Græsningstrykket på planteplanktonet, udregnet som den andel af planteplanktonbiomassen, som dyreplanktonet forventes at konsumere pr. dag, afbildet mod stigende sønummer. C. Andelen af blågrønlager i procent af den totale biomasse af planteplankton. Sønummeret refererer til grupperingen i tabel 1.1. ● 1989 □ 1990.



*Eksempel fra grønalgesøerne*

I de søer, der har grønalgedominans i sommerperioden ved høje fosforkoncentrationer (Dons Nørresø, Lemvig Sø, Arresø, Langesø, Søgård Sø og Gundsømagle Sø i 1989 samt St. Søgård Sø i 1990), steg det gennemsnitlige individvolumen med stigende græsningstryk (fig. 9.6). Den stigende tendens i størrelsen af planteplankton er formodentlig udtryk for en ændring i sammensætningen mod mindre spiselige arter.

*Fiskene har stor betydning*

Det kan således konkluderes, at fiskene påvirker dyreplanktonets mængde, sammensætning og størrelse i betydelig grad, og at påvirkningen stiger med stigende fosforkoncentration. Det medfører, at dyreplanktonets evne til at nedgræsse planteplanktonet og dermed skabe forbedret sigtbarhed i vandet aftager med stigende fosforkoncentration. Endvidere har undersøgelserne vist, at skiftende gydesucces hos fisk og forskelle i fiskebestandens og planteplanktonets sammensætning kan betyde store forskelle i dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet i søer, der ellers har nogenlunde samme fosforkoncentration.

*Vigtigt at inddrage plankton- og fiskeundersøgelser*

Undersøgelserne har derfor vist vigtigheden af at inddrage både kvantitative bestemmelser af plante- og dyreplankton, samt fisk i beskrivelsen af udviklingstendenser som led i vurderingen af effekterne af en ændring i næringsstofftilførslen. Kendskab til disse forhold kan bidrage væsentligt til at mindske støjen på det generelle udviklingsforløb, betinget af en reduktion i næringsstofftilførslen, ligesom det kan give væsentlige oplysninger om de biologiske ændringer i søerne.

## 10. Kilder til næringsstofftilførslen, den fremtidige miljøtilstand og muligheden for at forbedre den

### 10.1 Indledning

*Ekstern næringsstofftilførsel*

Søernes miljøtilstand er især bestemt af den eksterne næringsstofftilførsel, der stammer fra:

- atmosfærisk deposition direkte på søoverfladen,
- udledninger fra punktkilder, dvs. fra rensningsanlæg, overfaldsbygværker og regnvandsudløb, samt fra dambrug,
- afstrømning fra det åbne land, dvs. afstrømning fra det udyrkede areal og fra det dyrkede areal og herunder også udledninger fra mindre bysamfund og enkeltbeliggende huse.

*Stor næringsstofftilførsel er stoppet til mange søer*

Fra midten af 1970'erne har amtskommunerne ført tilsyn med miljøtilstanden i de danske søer. Som konsekvens heraf er der for mange af søerne med dårlig miljøtilstand grebet ind overfor næringsstofftilførslen. Således er der i oplandet til hovedparten af søerne, som tidligere modtog en stor tilførsel fra spildevandssanlæg, foretaget indgreb for at reducere tilførslen fra anlæggene, enten ved at indføre bedre rensningsforanstaltninger eller ved at føre udledningerne fra anlæggene uden om søen.

*Den eksterne tilførsel er ikke reduceret tilstrækkeligt*

Miljøtilstanden er dog som illustreret i de foregående kapitler stadig dårlig i de fleste af søerne. Der skyldes delvist, at der i perioden med stor tilførsel fra punktkilder i mange søer er ophobet store mængder af fosfor i søbunden. Dette fosfor frigives nu. Men en anden og vigtigere grund er, at den eksterne tilførsel mange steder ikke er reduceret tilstrækkeligt til, at der kan opnås en god miljøtilstand i søerne. Nogle søer vil altså få det bedre, når "fortidens synder", dvs. fosforet er frigivet og udvasket fra søen, men i mange af søerne vil tilstanden fortsat være dårlig på grund af for store eksterne tilførsler. For at kunne forbedre miljøtilstanden er det vigtigt at kende, fra hvilke kilder de eksterne næringsstofftilførsler kommer, og hvilken effekt det vil have på miljøtilstanden at reducere de forskellige kilder.

*Vandmiljøplanen*

I følge Vandmiljøplanen skal udledninger af fosfor og kvælstof til vandmiljøet reduceres med henholdsvis 80 og 50%. I Vandmiljøplanen opnås størstedelen af reduktionen i fosforudledningerne ved at reducere udledningerne fra de kommunale rensningsanlæg, der modtager spildevand fra mere end 5000 personer (PE), og ved at reducere udledninger fra store industrier. Samtidig vil der også ske en reduktion i udledningerne af fosfor fra dambrug (Miljøstyrelsen, 1988). Reduktionen i kvælstofudledningen skal især opnås ved en reduktion i afstrømningen fra de dyrkede arealer. I søer med punktkildeudledninger kan amtskommunerne yderligere stille krav om reduktion i tilledningerne ved at fastsætte krav til den maksimalt udledte mængde fra punktkilderne.

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.

## Indhold

I dette kapitel vurderes de forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen til de 37 overvågningssøer, og det vurderes, hvilken effekt på miljøtilstanden det vil have at reducere de forskellige kilder.

## 10.2 Metode

Den samlede tilførsel af fosfor og kvælstof til overvågningssøerne er opgjort af amtskommunerne, og endvidere er udledninger fra punktkilder i oplandet til søen opgjort. Tilførsler fra det åbne land er opgjort ved at anvende erfaringstal fra udyrkede og dyrkede arealer (Kristensen et al., 1990a og Kronvang et al., 1991). Åbent lands bidrag (tons) er beregnet på følgende måde:

$$P_{\text{åbent land}} = 0,138 Q \text{ dyrk\%/100} + 0,058 Q \text{ udyrk\%/100}$$

$$N_{\text{åbent land}} = 7,2 Q \text{ dyrk\%/100} + 1,6 Q \text{ udyrk\%/100}$$

hvor 0,138 og 7,2 er den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) af totalfosfor og totalkvælstof i dyrkede vandløbsoplande uden punktkildeudledninger, 0,058 og 1,6 er den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) af totalfosfor og totalkvælstof i udyrkede vandløbsoplande, Q er den årlige totale vandtilførsel til søen ( $10^6 \text{ m}^3$ ) og dyrk% samt udyrk% er henholdsvis procent dyrket og procent ikke dyrket areal i oplandet til søen. Baggrundsbidraget fra det åbne land er beregnet ved at antage, at hele oplandet er udyrket (udyrk%=100). Den atmosfæriske deposition direkte på søoverfladen antages at være  $15 \text{ kg P km}^2$  og  $2000 \text{ kg N km}^2$  (Miljøstyrelsen, 1988, og Hovmand, 1991).

### Middelsituationen for de danske søer

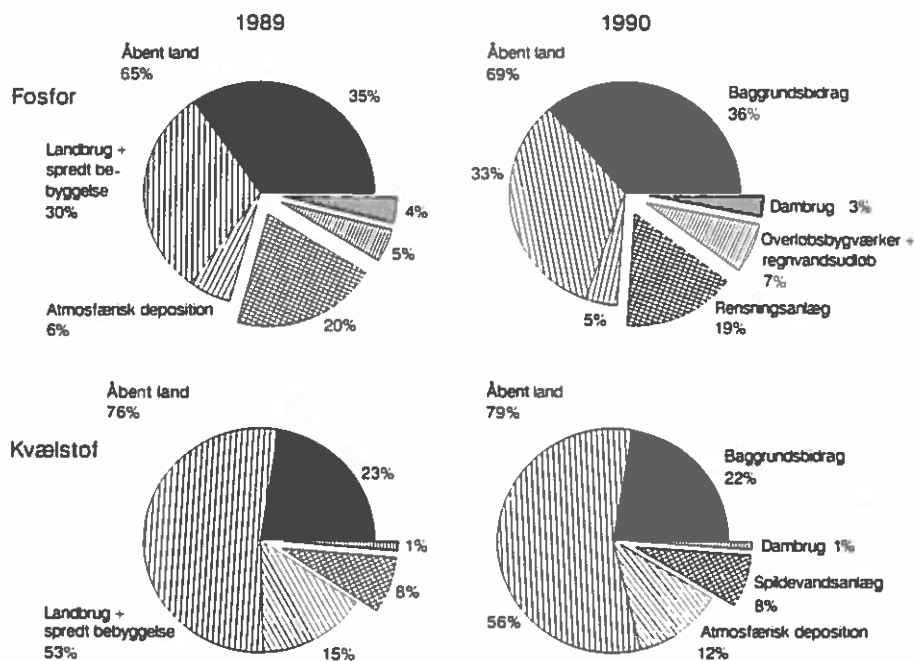
Ved disse beregningsforudsætninger foretages der en generalisering af størrelsen af det åbne lands bidrag. Således kan den vandføringsvægtede koncentration fra dyrkede oplande uden punktkildeudledninger variere fra mindre end  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  til større end  $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$  (Kristensen et al., 1990a). Ligeledes kan den atmosfæriske deposition i nogle områder være større, end den her anvendte (Fyns Amt, 1991). Derfor bør de generelle tolkninger og vurderinger i dette kapitel opfattes som middelsituationen for de danske søer.

## 10.3 De forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen

### Tilførsel fra det åbne land den væsentligste enkelt kilde

Fordelingen af fosfor- og kvælstofftilførslen til overvågningssøerne på de forskellige kildetyper er angivet på figur 10.1. For begge stoffer var bidraget fra det åbne land den væsentligste enkeltkilde. Som gennemsnit kom 65-70% af fosfor- og 75-79% af kvælstofftilførslen fra det åbne land. Tilførslen fra det åbne land kan opsplittes i et baggrundsbidrag, som er den tilførsel, der vil forekomme, hvis hele oplandet lå hen i naturtilstand,

samt et bidrag fra dyrkede arealer og udledninger fra spredt bebyggelse (fig. 10.1). Tilførslen fra de dyrkede arealer og spredt bebyggelse udgjorde således omkring en tredjedel af den samlede fosfortilførsel og omkring halvdelen af kvælstoftilførslen.



Figur 10.1. Den gennemsnitlige fordeling af tilførsler af fosfor og kvælstof til overvågningssøerne i 1989 og 1990.

#### Fosfortilførsel fra punktkilder

Fosfortilførsel fra punktkilder udgjorde også en stor andel af den samlede tilførsel (fig. 10.1). Således udgjorde udledninger fra spildevandsanlæg, dvs. rensningsanlæg og overløbsbygværker, omkring 25% af den samlede tilførsel. Da kun 2/3 af søerne modtog tilførsler fra spildevandsanlæg, er betydningen af disse generelt undervurderet i denne samlede vurdering. For søerne med spildevandsudledninger udgjorde udledningerne som gennemsnit 40% af den samlede tilførsel af fosfor.

#### Dambrug

Udledninger fra dambrug udgjorde gennemsnitlig en lille andel af den samlede tilførsel. Det skyldes, at der kun var fire af de 37 overvågningssøer, som modtog tilførsler fra dambrug. For disse fire søer udgjorde dambrugsudledningerne omkring 30% af fosfortilførslen og omkring 10% af kvælstoftilførslen.

Betydningen af punktkildetilførsler var generelt lavere i 1990 end i 1989. Det skyldes især, at der i 1990 var en højere afstrømning og dermed en højere næringsstofftilførsel fra det åbne land, men også at der for en række af søerne er sket reduktion i tilførslen fra punktkilder fra 1989 til 1990.

Kvælstoftilførslen fra punktkilder udgjorde mindre end 10% af den samlede tilførsel. Ved enkelte søer med stor tilførsel fra punktkilder kunne tilførslen dog udgøre op til 60% af den samlede tilførsel.

#### Atmosfærisk deposition

Næringsstofftilførslen via atmosfærisk deposition direkte på søoverfladen udgjorde 5-6% af den samlede fosfortilførsel og 12-15% af kvælstoftilførslen (fig. 10.1).

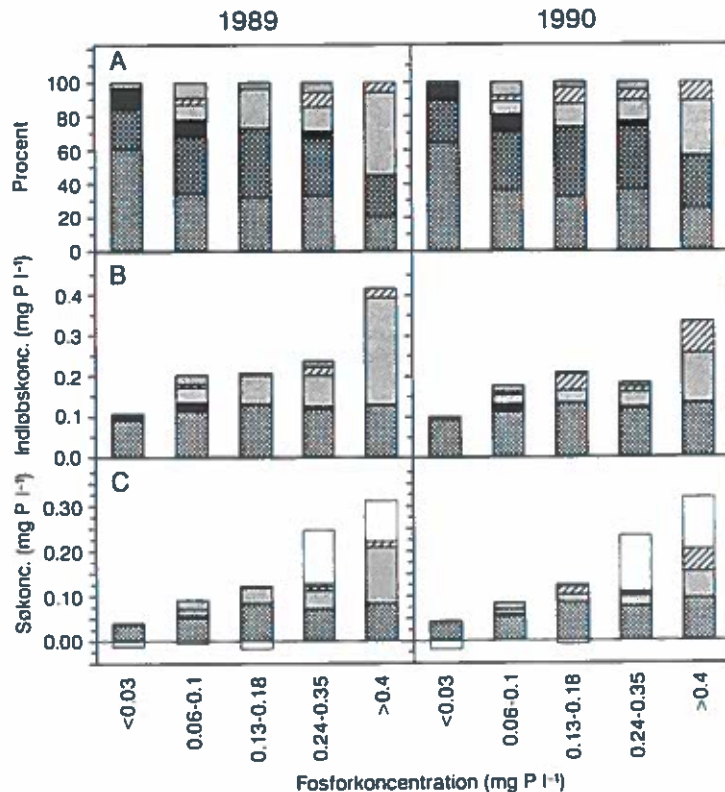
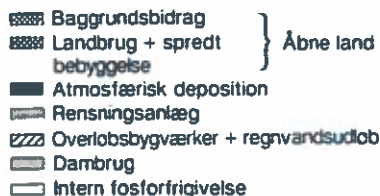
## 10.4 Kildefordeling i de fem fosforgrupper

Vurderes de forskellige kilders andel af fosfor- og kvælstoftilførslen i de fem fosforgrupper fås et mere nuanceret billede af de forskellige kilders betydning.

### Fosfor

Fosfortilførslen fra det åbne land var i alle fem grupper den væsentligste enkeltkilde og udgjorde generelt mere end 50% af tilførslen i alle fem grupper (fig 10.2A). Andelen af bidrag fra det åbne land var dog aftagende og andelen fra punktkilder stigende med stigende fosforgruppe.

Figur 10.2. A. Den procentvise fordeling af de eksterne tilførsler af fosfor til søerne i de fem fosforgrupper. B. Indløbskoncentration af fosfor til søerne. C. Beregnet søvandskoncentration ud fra den eksterne tilførsel og vandopholdstiden vha. Vollenweider-relationen. Intern fosforfrigivelse er beregnet som differens mellem den målte søkoncentration og den modelberegne.



Indløbskoncentrationen afspejler forskelle i fosfortilførslen til søerne (fig. 10.2B). Der var lavest indløbskoncentration i den laveste fosforgruppe, mens indløbskoncentrationen var nogenlunde ens i de tre næste fosforgrupper, og endelig var der størst indløbskoncentration i gruppen med højest fosforkoncentration (fig. 10.2B).

Indløbskoncentrationen fra det åbne land var lidt lavere i den laveste fosforgruppe, fordi en større del af oplandet til søerne i denne gruppe var naturarealer, mens indløbskoncentrationen fra det åbne land var nogenlunde ens i de fire øvrige grupper.

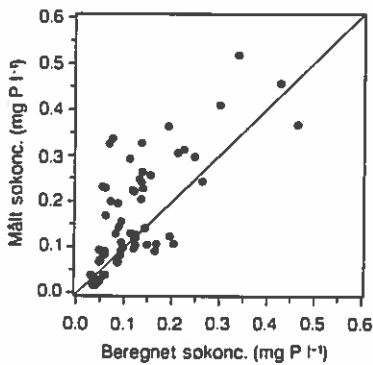
Således skyldes forskelle i den samlede indløbskoncentration forskelle i andelen af punktkilder. Bidraget fra punktkilder var generelt stigende med fosforgrupperne, og i den højeste fosforgruppe udgjorde tilførsler fra spildevandsanlæg omkring 40-60% af den samlede tilførsel.

Bidrag fra den atmosfæriske deposition direkte på søoverfladen var kun betydende i de to laveste fosforgrupper og udgjorde her omkring 10% af den samlede tilførsel.

Ud fra indløbskoncentrationen af fosfor og vandets opholdstid i søen kan der beregnes en årsmiddelsøvandskoncentration:

$$[P]_{so} = [P]_{ind} / (1 + Tw^{0.5}) \quad ((1), \text{Vollenweider, 1976})$$

hvor  $[P]_{so}$  og  $[P]_{ind}$  er henholdsvis søvands- og indløbskoncentration af fosfor, og  $Tw$  er vandets opholdstid i år.



Figur 10.3. Sammenhængen mellem den målte årsmiddelsøvandskoncentration af fosfor og den modelberegnete koncentration.

Når denne model anvendes på indløbskoncentration og opholdstid i overvågningssøerne i 1989 og 1990 er der en forskel mellem den aktuelt målte søkoncentration og den modelberegnete koncentration (fig. 10.3). Forskellen skyldes både, at modellen er en forenklet udgave af virkeligheden, og at der er usikkerheder på opgørelse af indløbskoncentrationen, samt at en række af søerne tidligere har modtaget større fosfortilførsel, som i dag giver en øget intern fosforfrigivelse i disse søer. Differencen mellem den målte koncentration og den modelberegnete er således tildels et udtryk for, hvordan den tidligere fosfortilførsel påvirker søkoncentrationen i dag. Når fosforpuljen i søbunden i løbet af en årrække er udvasket, vil søerne generelt have en søkoncentration, der er omtrentlig lig med den modelberegnete koncentration.

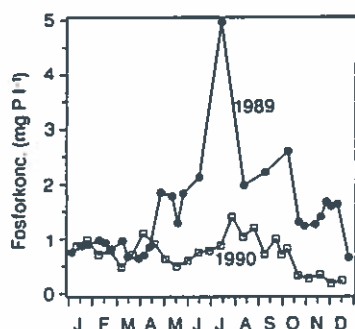
Søvandskoncentrationen med markering af betydning af de forskellige kilder i de fem fosforgrupper er angivet på figur 10.2C.

En negativ intern frigivelse angiver, at den modelberegnete koncentration var højere end den aktuelt målte søkoncentration. Det var de laveste fosforgrupper, som havde en negativ intern fosforfrigivelse. Det skyldes sandsynligvis både, at den eksterne tilførsel er vurderet for høj, da procent dyrket areal generelt er overvurderet (Kristensen et al., 1990a), og at der ved de lavere fosforkoncentrationer foregår en mere effektiv fosfortilbageholdelse, end den generelle model forudsiger.

#### Intern frigivelse

I de to højeste fosforgrupper var den målte søvandskoncentration højere end den beregnede. Hvilket indikerer, at der må være en stor intern frigivelse i disse to grupper. Dette afspejles også i sæsonforløbet af fosfor i søvandet i disse to grupper, hvor der i sommerperioden var en kraftig stigning i koncentrationen af fosfor (jvf. kapitel 4). Den interne frigivelse i de to højeste fosforgrupper bevirkede, at søvandskoncentration i gennemsnit var 0,1-0,15 mg P l<sup>-1</sup> højere end forventet ud fra den eksterne tilførsel. Hvor lang tid denne interne frigivelse vil påvirke søtilstanden varierer fra sø til sø og afhænger af, hvor meget fosfor søen har ophobet i søbunden, og af hvor hyppigt søen gennemskylls. Sandsynligvis vil søerne være påvirket af disse "fortidens synder" i de næste 5-20 år, for enkelte søer måske endda længere.

Tilførslen af fosfor fra punktkilder er også med til at øge fosforkoncentrationen i søerne og bevirkede, at søvandskoncentrationen i de tre øverste fosforgrupper var højere end 0,1 mg P l<sup>-1</sup> (fig. 10.2C). Afskæres samtlige fosfortilførsler fra punktkilder, således at søerne kun modtager bidrag fra det åbne land og

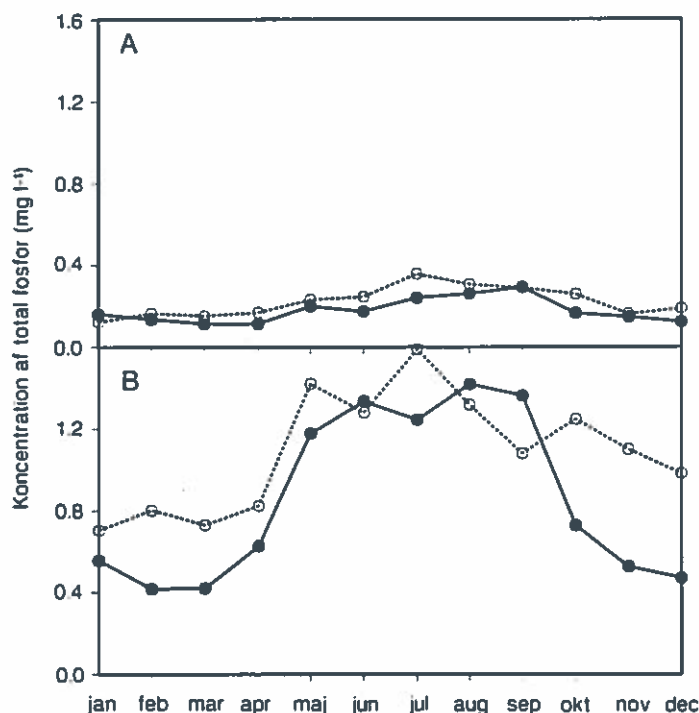


*Eksempel.* Årsvariation i fosforkoncentration i Lyngby Å, som er et tilløb til Arresø. Fra 1989 til 1990 skete en reduktion i udledningerne fra punktkilder fra 4,4 til 1,9 tons fosfor (data fra Frederiksborg Amt).

atmosfærisk deposition, vil der i løbet af en årrække i søerne i fosforgruppe 2 kunne forventes fosforkoncentrationer omkring  $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$  og i de tre øverste fosforgrupper omkring  $0,07\text{--}0,09 \text{ mg P l}^{-1}$ . Nogle søer beliggende i oplande, hvor der er stor udvaskning af fosfor fra det åbne land, vil dog have højere koncentrationer. I naturtilstand med kun lidt menneskelig påvirkning i oplandet vil koncentrationen i søerne generelt være mindre end  $0,03 \text{ mg P l}^{-1}$ .

Punktkildernes betydning for miljøtilstanden i søerne er dog reelt undervurderet. Sæsonvariation i udledningerne fra rensningsanlæggene er generelt lille, mens tilførslen fra de øvrige kilder er tæt koblet til vandtilførslen, og derfor især foregår i vinterhalvåret. I sommerperioden vil tilførsler fra rensningsanlæggene således udgøre en større del af tilførslen end illustreret ved årsfordelingen. På figur 10.4 er der vist, at der i vandløb med stor punktkildetilførsel var høj koncentration i sommerperioden, mens der i vandløb uden punktkilder kun var mindre sæsonvariation i koncentrationen. Ved afskæring eller reduktion af udledningerne fra punktkilder vil der sandsynligvis opnås en større effekt end direkte forventet ud fra reduktionens størrelse, fordi reduktionen specielt vil være mærkbar i sommerperioden (se også eksempel).

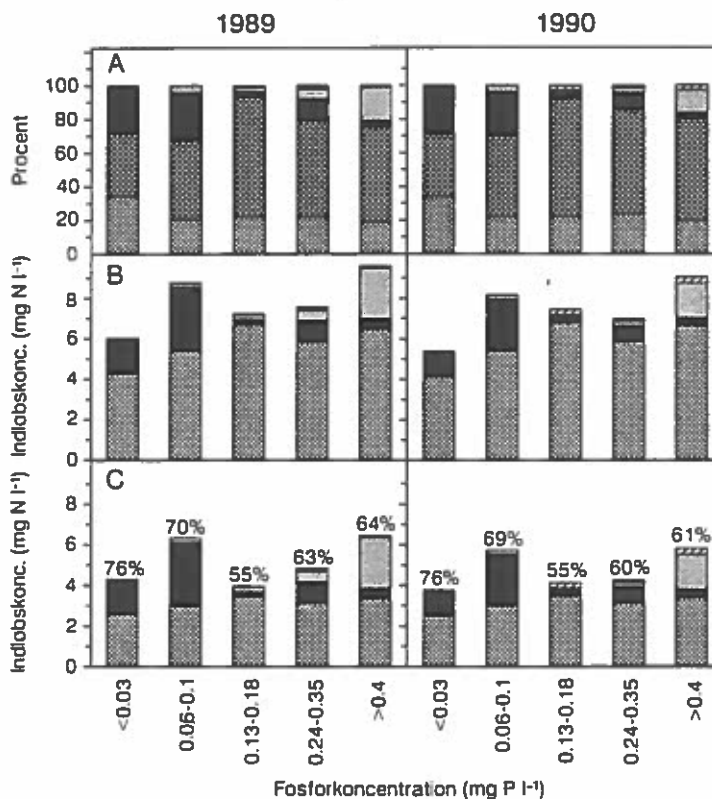
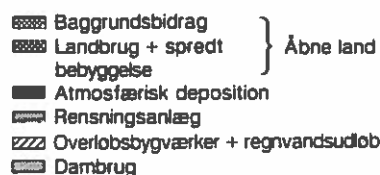
Figur 10.4. Sæsonvariation i totalfosforkoncentration i 1989 ○ og 1990 ● i vandløb uden punktkildeudledninger (A) og i vandløb med stor tilførsel fra punktkilder (B) (fra Kronvang et al., 1991).



### Kvælstof

Kvælstoftilførslen fra det åbne land udgjorde mere end 70% af den samlede tilførsel i alle fem fosforgrupper (fig. 10.5A). Heraf udgjorde bidraget fra de dyrkede marker generelt omkring  $3/4$ . I de to laveste fosforgrupper var kvælstoftilførslen via atmosfærisk deposition også en vigtig enkeltkilde og udgjorde her omkring 25% af den samlede tilførsel. Punktkilderne udgjorde generelt en lille del af den samlede tilførsel, og kun i den øverste fosforgruppe udgjorde de mere end 15%.

Figur 10.5. A. Den procentvise fordeling af de eksterne tilførsler af kvælstof til søerne i de fem fosforgrupper. B. Indløbskoncentration af kvælstof til søerne. C. Indløbskoncentration af kvælstof efter at tilførslerne fra de dyrkede arealer er halveret.



Indløbskoncentrationen varierede kun lidt mellem fosforgrupperne (fig. 10.5B). Koncentrationen var lavest i den laveste fosforgruppe på grund af større andel af naturareal. I de øvrige grupper var der nogenlunde ens indløbskoncentration, 7-9 mg N l<sup>-1</sup>.

Som følge af Vandmiljøplanen skal udledningerne af kvælstof fra de dyrkede arealer halveres, og det vil betyde en kraftig reduktion i indløbskoncentrationen af kvælstof til søerne (fig. 10.5C). Generelt vil indløbskoncentrationen reduceres til omkring 4 mg N l<sup>-1</sup>, og indløbskoncentrationen vil kun være omkring 60% af den nuværende. Søvandskoncentrationen af kvælstof er tæt koblet til indløbskoncentrationen (jvf. afsnit 3.3), og såfremt den eksterne tilførsel reduceres som forventet i Vandmiljøplanen, vil der kunne forventes en tilsvarende reduktion i søvandskoncentrationen.

## 10.5 Den fremtidige miljøtilstand

Der er foretaget en analyse af, hvordan miljøtilstanden i søerne i de fem fosforgrupper vil ændre sig under følgende forudsætninger:

- 1) Den nuværende interne fosforfrigivelse er ophørt, og søvandskoncentrationen er bestemt af den nuværende eksterne tilførsel,
- 2) som 1, men uden tilførsler fra punktkilder,
- 3) i naturtilstand med kun ringe menneskelig påvirkning i oplandet.



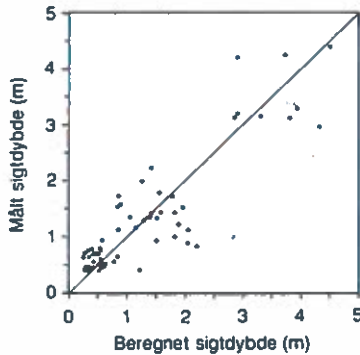
Først er der opstillet en sammenhæng mellem fosforkoncentrationen og sommermiddelsigtdybden i overvågningssøerne:

$$\text{sigt dybde (m)} = 0,25 [P]_{\text{m}}^{-0,61} Z^{0,25} \quad (2)$$

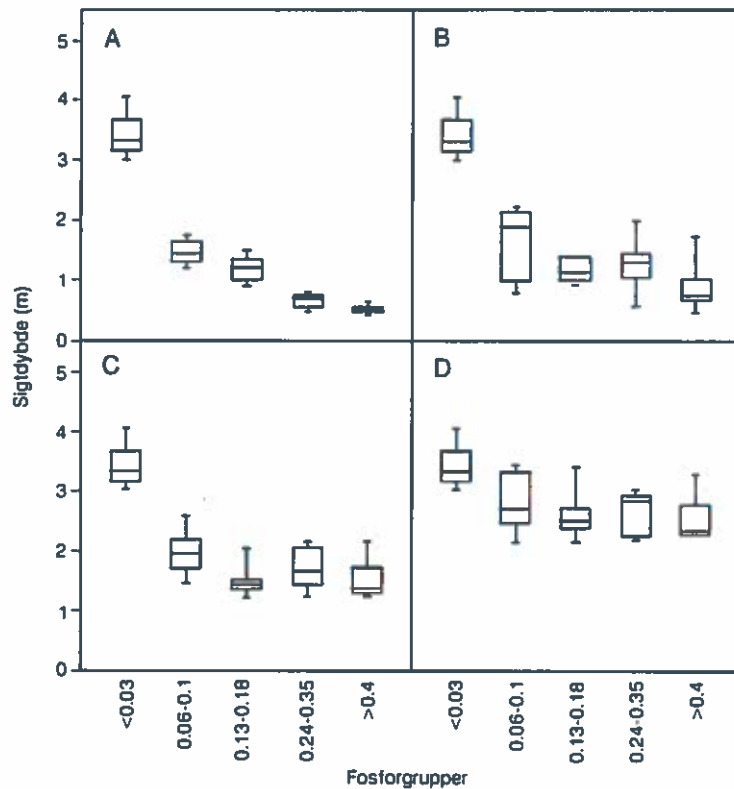
hvor  $[P]_{\text{m}}$  er søvandskoncentrationen (mg P l<sup>-1</sup>), og Z er middeldybde (m) i søerne. Generelt beskriver den opstillede sammenhæng rimeligt den målte sigt dybde (fig. 10.6), således at sammenhængen kan anvendes til at vurdere, hvordan de ændrede fosforkoncentrationer vil ændre sigt dybden.

I dag er sigt dybden omkring 3-4 meter i den laveste fosforgruppe, mellem 1 og 2 meter i de næste to fosforgrupper og mindre end 1 meter i de to øverste fosforgrupper (fig. 10.7A).

Når den nuværende interne fosforfrigivelse er ophørt, vil søvandskoncentrationen især reduceres i de to øverste fosforgrupper (10.2C), og sigt dybden vil forbedres i disse to grupper (10.7B). Men med den nuværende eksterne tilførsel vil sigt dybden i den øverste fosforgruppe stadig være mindre end 1 meter, ligesom der vil være søer i de øvrige grupper med ringe sigt dybde.



Figur 10.6. Sammenhængen mellem den modelberegnete sommermiddelsigt dybde ud fra (2) og den målte sigt dybde.



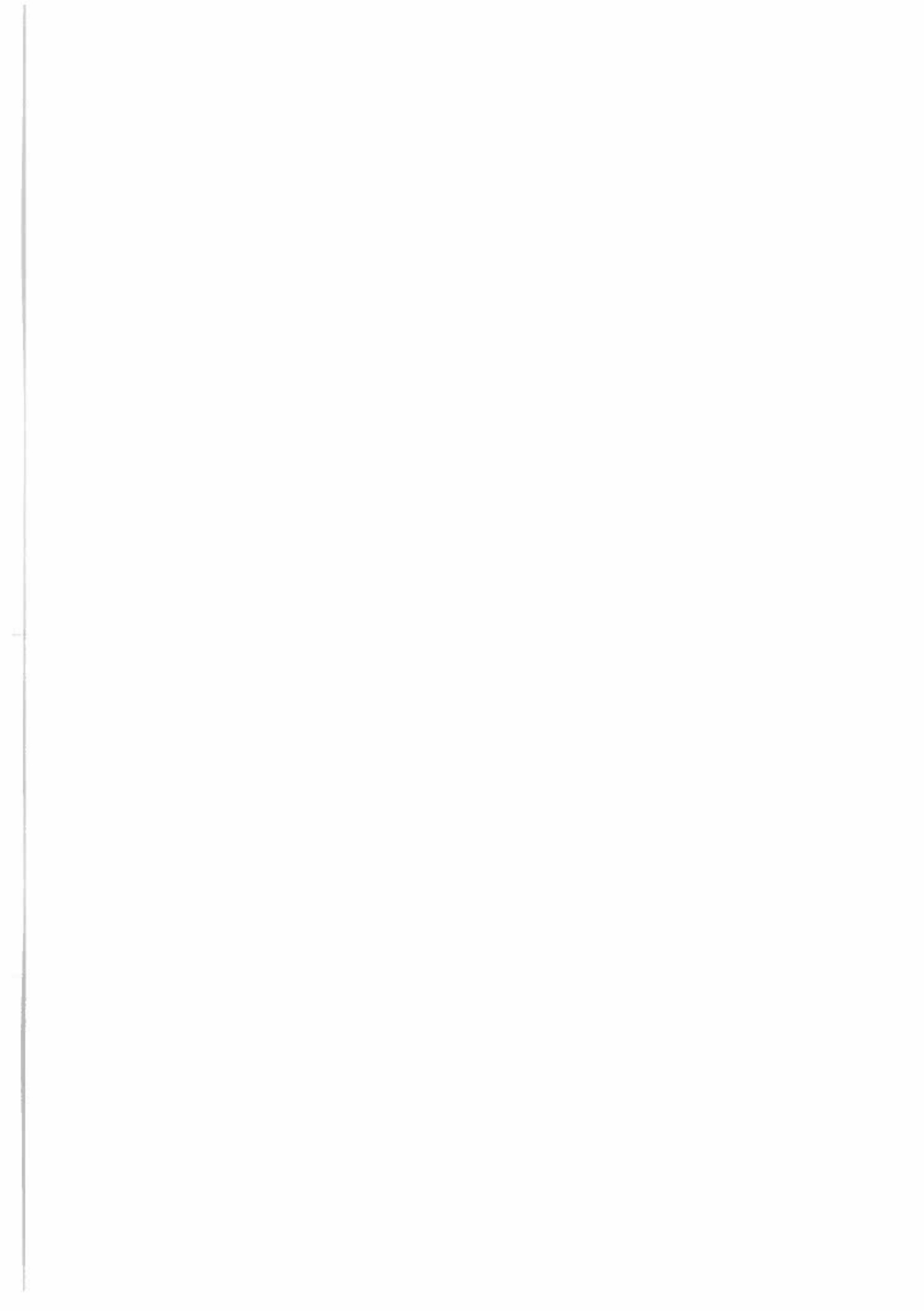
Figur 10.7. A. Den nuværende sommermiddelsigt dybde i søerne i de fem fosforgrupper. B. Sommermiddelsigt dybden efter at den interne fosforfrigivelse er ophørt. C. som B, men uden punktkildetilførsler til søerne. D. Sommermiddelsigt dybden i naturtilstand.

Ved yderligere reduktion i tilførslen ved at fjerne alle punktkildetilførsler til søerne vil der ske en betydelig forbedring af sigt dybden (fig. 10.7C). Således vil sigt dybden i de fleste af søerne i de tre øverste fosforgrupper være omkring 1,5 meter. I de fleste tilfælde vil det ikke være realistisk helt at fjerne alle tilførsler fra punktkilder, således at den fulde effekt opnås.

Som det ses af ændringerne i sigt dybden fra figur 10.7B og C til 10.7D kan der opnås markante forbedringer i sigt dybden ved at begrænse tilførslerne fra det åbne land. Tilførslerne fra det

åbne land kan reduceres ved at begrænse udledningerne fra spredt bebyggelse og fra de dyrkede arealer. I naturtilstand vil alle søerne have sigtddybder bedre end 2 meter.

Som beskrevet i ovenstående vil der først kunne opnås en god miljøtilstand i overvågningssøerne og derfor også de danske søer generelt, såfremt der sættes effektivt ind overfor at reducere tilførslerne fra punktkilder, og at der samtidig foretages indgreb for at begrænse tilførslerne fra det åbne land. Efter sådanne tiltag vil søerne være klarvandede med en alsidig flora og fauna. Søernes planteplankton biomasse vil reduceres markant, og samtidig vil sammensætningen ændres fra dominans af blågrønalger og grønalger til mere rentvandsarter som furealger og gulalger (jvf. kapitel 6). Den øvrige biologiske struktur i søerne vil også ændres markant. Fiskebestanden vil ændres fra at være domineret af små skaller og brasen til større dominans af rovfisk især gedde og store aborrer (jvf. kapitel 8), og i de lavvandede søer vil undervandsplanterne igen indvandre og få stor udbredelse. Disse ændringer betyder, at søernes dyreplanktonet får bedre livsbetingelse og bedre er i stand til at kontrollere planteplanktonet i søvandet (jvf. kapitel 7 og 9).



## Konklusion

Tilførslen af kvælstof og fosfor til søerne var større i 1990 end i 1989 på grund af en større vandtilførsel. Tilførslen var især større i vinterperioden, og derfor var betydningen af den øgede tilførsel for miljøtilstanden lille.

Søerne tilbageholdt omkring 50% af den tilførte kvælstofmængde i både 1989 og 1990 og omkring 30% af den tilførte fosformængde i 1989 og 10% i 1990. Tilbageholdelsen af kvælstof i absolut mængde var størst i 1990 på grund af den større tilførsel, mens fosfortilbageholdelsen i absolut mængde var markant mindre i 1990 end i 1989.

Næringsstofindholdet i søvandet er generelt ikke ændret fra 1989 og til 1990. Ligeledes er der ikke konstateret nogen ændring i søvandets gennemsligtighed og mængden af alger.

Miljøtilstanden i overvågningssøerne og i de danske søer er generelt dårlig på grund af for store tilførsler af næringsstoffer. Tilførslerne kommer fra det åbne land og fra punktkilder.

Som følge af høje næringsstofkoncentrationer i søvandet er algemængden stor om sommeren og vandet derfor uklart. I mange af søerne er der endvidere dominans af blågrønalger om sommeren.

Fiskebestanden i søerne afspejler de høje næringsstofniveauer. Fredfisk (også kaldet skidtfisk) er totalt dominerende i hovedparten af søerne. De udgør her mere end 75% af det samlede antal fisk og mere end 50% af den samlede fiskebiomasse. Fredfiskene æder dyreplankton, og især på grund af de store antal fredfisk er dyreplanktonets kapacitet til at begrænse algevæksten lav.

En permanent bedre balance mellem rovfisk og byttfisk, og dermed en øget kapacitet hos dyreplanktonet til at begrænse algevæksten, kan kun opnås ved at reducere næringsstofftilførslen.

Tiltag i forbindelse med Vandmiljøplanen vil begrænse tilførslen af næringsstoffer til søerne, men i mange tilfælde vil tilførslen også herefter være stor, og miljøtilstanden vil fortsat generelt være dårlig i søerne. For at forbedre tilstanden bør der også sættes effektivt ind overfor bidraget fra mindre punktkilder samt de dyrkede arealer og spredt bebyggelse.

For at forkorte perioden indtil en ny og bedre miljøtilstand opnås, kan det endvidere være nødvendigt med sørestaurering i form af biologiske eller fysisk-kemiske indgreb i søerne.



## Referencer

*de Bernardi, R. & G. giussani, 1990: Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. Hydrobiologia 200/201: 29-41.*

*Danmarks Statistik, 1968: Danmarks Areal. Danmarks Statistik, København. 228 pp.*

*Fyns Amt, 1991: Atmosfærisk nedfald 1990. Rapport fra Fyns Amt, 14 pp.*

*Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen, 1990: Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990, under udarbejdelse.*

*Hovmand, M.F., 1991: Atmosfæren. Nedfald af kvælstofforbindelser. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Faglig rapport fra DMU.*

*Højbye, J., 1991: Ferskvandstilstrømningen til danske farvande 1990. Publ. nr. 9 fra Fagdatacenter for Hydrometriske Data. 85 pp.*

*Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø., 1990: Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 pp.*

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

*Jensen, H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen og A. Skytthe, 1991: Iron:Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. Hydrobiologia, i trykken.*

*Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R., 1987: Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299 pp.*

*Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard, A.M. Hansen og J.P. Jensen, 1991: Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8: 394-398.*

*Kristensen, P., B. Kronvang, E. Jeppesen, P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, A. Bruhn og M. Søndergaard, 1990a: Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 130 pp. - Faglig rapport fra DMU nr. 5.*

*Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen, 1990b: Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4.5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen:120 sider.*

Kristensen, P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, E. Mortensen og Aa. Rebsdorf, 1990c: Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990: 27 sider.

Kristensen, P., Søndergaard, M. & Jeppesen E., 1991: Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* (i trykken).

Kronvang, B., P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, P. Kristensen og E. Mortensen, (under udarbejdelse): Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990.

Lijklema, L., Jansen, J.H. & Roijackers, R.M.M., 1989: Eutrophication in The Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* 21: 1899-1902.

Miljøstyrelsen, 1988: Fosfor - kilder og virkninger. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2 1988. 120 pp.

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

Olrik, K., 1991: Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del I, Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen (i trykken).

Pick, F.R. & Lean, D.R.S., 1987: The role of macronutrients (C,N,P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 425-34.

Rebsdorf, Aa., M. Søndergaard og N. Thyssen, 1988: Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988: 59 sider. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98.

Redfield, A.C., 1958: The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-22.

Redfield, A.C., Ketchum, B.H. & Richards, F.A., 1963: The influence of organisms of sea-water. In "The Sea" (Ed. M.N. Hill). Vol. 2: 26-79. Wiley Interscience, New York.

Rhee, G.-Y. & Gotham, T.J., 1980: Optimum N:P atomic ratios and coexistence of planctonic algae. *J. Phycol.* 16: 486-89.

Sas, H. (ed.), 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. Acad. Ver. Richarz GmbH, 497 pp.

Vollenweider, R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.

# Bilag 1. Oversigt over amtsrapporter

## Københavns Kommune

Overvågning af søer og vandløb 1990. Rapport fra Københavns Kommune, Afløbskontoret, Miljøafdelingen, Ferskvandssektionen til Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 56 + 24 pp + bilag.

Zooplankton i Damhussøen 1990. Datarapport udarbejdet af Carl Bro for Miljøafdelingen, Afløbskontoret, Københavns Kommune, 1991. 13 pp + bilag.

Damhussøen. Notat fra Københavns Kommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 4 pp + bilag.

Zooplankton i Utterslev Mose 1990. Datarapport udarbejdet af Carl Bro for Miljøafdelingen, Afløbskontoret, Københavns Kommune, 1991. 23 pp + bilag.

Utterslev Mose 1950-1987. Tidligere og nuværende recipientkvalitet. Rapport udarbejdet for Hovedstadsrådet af COWIconsult 1989. 125 pp.

Utterslev Mose. Notat fra Københavns Kommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 2 pp + bilag.

## Københavns Amt

Overvågning af søer 1990. Rapport fra Københavns Amt, Teknisk Forvaltning, 1991. Miljøserie nr. 27. 130 pp + bilag.

Overvågning af søer 1989. Rapport fra Københavns Amt, Teknisk Forvaltning, 1990. Miljøserie nr. 16. 233 pp.

Søndersø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Københavns Amt, 1990.

Fiskebestanden i Søndersø 1990. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Københavns Amt, 1991. Miljøserie nr. 32. 72 pp.

Furesø 1989. Phyto- og zooplankton. Miljønotat nr. 8.

Furesø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Københavns Amt.

Furesøens plantesamfund 1987. Københavns Amt, 1991. Miljøserie nr. 22.

Fiskebestanden i Bagsværd Sø - Hoveddel. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Københavns Amt, 1990. Miljønotat nr. 20. 62 pp.



## **Frederiksborg Amt**

Arresø - Tilstand og udvikling 1990. Rapport fra Frederiksborg Amt, 1991. 13 pp + bilag.

Arresø 1989. Notat fra Frederiksborg Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 2 pp + bilag.

Arresø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991.

Arresø 1990. Fyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Carl Bro for Frederiksborg Amt, 1991. 20 pp + bilag.

Bastrup Sø - Tilstand og udvikling 1990. Rapport fra Frederiksborg Amt, 1991. 28 pp + bilag.

Bastrup Sø 1989. Notat fra Frederiksborg Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 2 pp + bilag.

Bastrup Sø 1987-88. Phyto- og zooplankton. Rapport udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991.

Bastrup Sø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991.

Bastrup Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991. 14 pp + bilag.

Fiskeundersøgelse i Bastrup Sø 1989. Rapport udarbejdet af Det Danske Hedeselskab for Frederiksborg Amt, 1991. 55pp + bilag.

Fuglesø 1989. Notat fra Frederiksborg Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 2 pp + bilag.

Fuglesø - Tilstand og udvikling 1990. Rapport fra Frederiksborg Amt, 1991. 13 pp + bilag.

Fuglesø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991.

Fuglesø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Frederiksborg Amt, 1991. 12 pp + bilag.

## **Roskilde Amt**

Søovervågning - Gundsømagle Sø - Borup Sø. Rapport fra Roskilde Amt, 1990. 95 pp + bilag.

Zoo- og Fytoplankton i Borup og Gundsømagle Sø 1989. Rapport udarbejdet af Carl Bro for Roskilde Amt, 1990. 35 pp + bilag.

Zoo- og Fytoplankton i Borup og Gundsømagle Sø 1990. Rapport udarbejdet af Carl Bro for Roskilde Amt, 1990. 35 pp + bilag.

Fiskebiologisk undersøgelse af Borup Sø - August 1988. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Roskilde Amt, 1989. 34 pp + bilag.

Fiskebestanden i Gundsømagle Sø - september 1990. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Roskilde Amt, 1991. 71 pp+bilag.

### Vestsjællands Amtskommune

Søovervågning 1989. Notat fra Vestsjællands Amtskommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Vandmiljøovervågning 1990. Samlerapport fra Vestsjællands Amtskommune 1991. 28 pp.

Søovervågning i Vestsjællands Amt 1990. Datanotat til Danmarks Miljøundersøgelser 1991.

Tystrup 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1990. 18 pp + bilag.

Tystrup 1990. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1991. 12 pp + bilag.

Phyto- og zooplankton i Maglesø v. Brorfelde. Rapport udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1987. 51 pp + bilag.

Maglesø v. Brorfelde 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1990. 26 pp + bilag.

Maglesø v. Brorfelde 1990. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1991. 14 pp + bilag.

Maglesø v. Brorfelde - Fiskeundersøgelse. Rapport udarbejdet af ENVO for Vestsjællands Amtskommune, 1991. 35 pp.

Phyto- og zooplankton i Tissø 1987. Rapport udarbejdet for Vestsjællands Amtskommune af Miljøbiologisk Laboratorium, 1988. 54 pp + bilag.

Tissø 1990. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Vestsjællands Amtskommune, 1991. 12 pp + bilag.

Tissø - Fiskeundersøgelse 1990. Rapport udarbejdet af Birch & Krogboe Skjern A/S for Vestsjællands Amtskommune, 1991. 64 pp.

Vegetationsundersøgelser i Maglesø ved Holbæk, Tissø og Tystrup Sø 1989. Artslistes og kort udarbejdet af Vestsjællands Amtskommune, 1990.

## **Storstrøms Amt**

Vesterborg Sø 1989. Rapport udarbejdet af Storstrøms Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Hejrede Sø 1989. Rapport udarbejdet af Storstrøms Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Røgbølle Sø 1989. Rapport udarbejdet af Storstrøms Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Maribo Søerne 1989. Rapport fra Storstrøms Amt, 1990. 55 pp + bilag.

Overvågningssøerne 1990 - Vesterborg Sø, Hejrede Sø og Røgbølle Sø. Rapport udarbejdet af Storstrøms Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1991.

Forureningstilstanden i Vesterborg Sø 1980-1981. Rapport udarbejdet af Storstrøms Amtskommune. 51 pp + bilag.

Maribo Søerne 1977-1988. Vurdering af søernes tidligere og nuværende tilstand. Hovedrapport + bilagsrapport udarbejdet af Carl Bro as. for Storstrøms Amt, 1990. 97 pp + bilagsrapport.

Maribo Søendersø og Hejrede Sø - Økologisk baggrundstilstand, udviklings- og belastningshistorie. Rapport udarbejdet af COWI-consult for Storstrøms Amt, 1990. 85 pp + bilag.

Fiskebestanden i Røgbølle Sø. Rapport udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning for Storstrøms Amt, 1990. 64 pp + bilag.

Fiskebestanden i Hejrede Sø. Rapport udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning for Storstrøms Amt, 1990.

Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø og Røgbølle Sø 1989. Rapport udarbejdet af Carl Bro for Storstrøms Amt, 1991. 41 pp + bilag.

Fyto- og zooplankton i Røgbølle Sø og Hejrede Sø 1990. Rapport udarbejdet af Carl Bro for Storstrøms Amt, 1991. 22 pp + bilag.

Fyto- og zooplankton i Vesterborg Sø 1989. Notat fra Storstrøms Amt til Danmarks Miljøundersøgelser.

## **Fyns Amt**

De ferske vandområder - Lange Sø 1989. Rapport fra Fyns Amt, 1990. 53 pp.

Lange Sø 1990. Rapport fra Fyns Amt, 1991. 85 pp.

Lange Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Rapport udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Fyns Amt, 1991.

Fiskebestanden i Lange Sø. Rapport udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning for Fyns Amt, 1991. 41 pp + bilag.

De ferske vandområder - Søholm Sø 1989. Rapport fra Fyns Amt, 1990. 51 pp.

Søholm Sø 1990. Rapport fra Fyns Amt, 1991. 84 pp.

Søholm Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet for Fyns Amt af Miljøbiologisk Laboratorium 1991.

Fiskebestanden i Søholm Sø. Rapport udarbejdet af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning for Fyns Amt, 1991. 49 pp + bilag.

De ferske vandområder - Arreskov Sø 1989. Rapport fra Fyns Amt, 1990. 59 pp.

Arreskov Sø 1990. Rapport fra Fyns Amt, 1991. 90 pp.

Arreskov Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet for Fyns Amt af Miljøbiologisk Laboratorium, 1991.

### **Sønderjyllands Amt**

Vandmiljøovervågning - Søovervågning 1989. Teknisk rapport udarbejdet af Sønderjyllands Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 90 pp + bilag.

Vandmiljøovervågning - Søovervågning 1990. Teknisk rapport udarbejdet af Sønderjyllands Amt til Danmarks Miljøundersøgelser, 1991.

Fyto- og zooplanktonundersøgelser i Søgård Sø, 1990. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Sønderjyllands Amt, 1991. 24 pp + bilag.

Fyto- og zooplanktonundersøgelser i Jels Oversø, 1990. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Sønderjyllands Amt, 1991. 22 pp + bilag.

Fiskebestanden i St. Søgård Sø - august 1990. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Sønderjyllands Amt, 1991. 67 pp + bilag.

### **Ribe Amtskommune**

Vandmiljøovervågning - Ferske Vande. Rapport fra Ribe Amtskommune 1990. 98 pp.

Vandmiljøovervågning 1990. Datarapport fra Ribe Amtskommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1991.

Holm Sø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Ribe Amtskommune, 1990. 18 pp + bilag.

Holm Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Ribe Amtskommune, 1991. 18 pp + bilag.

Kvie Sø 1989. Phyto- og zooplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Ribe Amtskommune, 1990. 14 pp + bilag.

Kvie Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Ribe Amtskommune, 1991. 18 pp + bilag.

Fiskefaunaen i Kvie Sø 1989. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Ribe Amtskommune, 1990. 18 pp.

Smådyrsfaunaen i Kvie Sø 1989. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Ribe Amtskommune, 1990. 26 pp + bilag.

### **Vejle Amt**

Overvågning af søer - 1989. Rapport fra Vejle Amt, 1990. 161 pp + bilag.

Overvågning af søer - 1990. Rapport fra Vejle Amt, 1991. 105 pp + bilag.

Overvågningsøerne: Fårup Sø 1978-88 & Engelsholm Sø 1981-87. Rapport fra Vejle Amt, 1989. 34 pp + bilag.

Overvågningsøerne: Dons Nørre Sø 1977-88 & Søgård Sø 1980-88. Rapport fra Vejle Amt, 1989. 43 pp + bilag.

Fiskebestanden i Fårup Sø - September 1989. Rapport + bilagsrapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Vejle Amt 1989. 64 pp + bilag.

### **Ringkjøbing Amtskommune**

Kilen 1989. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 38 pp + bilag.

Kilen 1990. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 6 pp + bilag.

Fytoplanktonundersøgelser i Kilen, 1990. Datarapport udarbejdet af Bio/consult for Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 4 pp + bilag.

Lemvig Sø 1989. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 45 pp + bilag.

Lemvig Sø 1990. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 5 pp + bilag.

Fytoplanktonundersøgelser i Lemvig Sø, 1990. Datarapport udarbejdet af Bio/consult for Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 4 pp + bilag.

Søby Sø 1989. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 39 pp + bilag.

Søby Sø 1990. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 2 pp + bilag.

Fytoplanktonundersøgelser i Søby Sø, 1990. Datarapport udarbejdet af Bio/consult for Ringkjøbing Amtskommune, 1991. 4 pp + bilag.

### Århus Amtskommune

Stationering og oplandskarakteristik - Vandmiljøplanens Overvågningsprogram - Vandløb og søer. Teknisk rapport fra Århus Amtskommune, 1990. 25 pp.

Ravn Sø, 1989. Teknisk rapport fra Århus Amtskommune, 1990. 110 pp + bilag.

Ravn Sø, 1990. Rapport fra Århus Amtskommune, 1991. 41 pp + bilag.

Smådyr i Ravn Sø, 1988. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Århus Amtskommune, 1990. 60 pp + bilag.

Fisk i Ravn Sø, 1988. Rapport udarbejdet af Hansen & Wegner for Århus Amtskommune, 1989. 68 pp.

Ørn Sø og Funder Å, 1989. Teknisk rapport fra Århus Amtskommune, 1990. 101 pp + bilag.

Ørn Sø, 1990. Rapport fra Århus Amtskommune, 1991. 42 pp + bilag.

Smådyr i Ørn Sø, 1988. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Århus Amtskommune, 1990. 48 pp + bilag.

Fisk i Ørn Sø, 1988. Rapport udarbejdet af Hansen & Wegner for Århus Amtskommune, 1989. 68 pp.

Bryrup Langsø, 1989. Teknisk rapport fra Århus Amtskommune, 1990. 110 pp + bilag.

Bryrup Langsø, 1990. Rapport fra Århus Amtskommune, 1991. 44 pp + bilag.

Smådyr i Bryrup Langsø, 1988. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Århus Amtskommune, 1990. 49 pp + bilag.

Fisk i Bryrup Langsø, 1988. Rapport udarbejdet af Hansen & Wegner for Århus Amtskommune, 1989.

Rapport af sedimentanalyser fra Bryrup Langsø og Ørn Sø 1991. Datarapport udarbejdet af Botanisk Institut, Aarhus Universitet for Århus Amtskommune, 1991.

### Viborg Amtskommune

Vandløb og kilder 1989. 2 stk datarapporter fra Viborg Amtskommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1990.

Vandløb, kilder og søer 1990. 2 stk bilagsrapporter fra Viborg Amtskommune til Danmarks Miljøundersøgelser, 1991.

Hinge Sø, 1989. Rapport + bilagsrapport udarbejdet af Hedeselskabets Laboratorium, Miljøbiologisk Sektion for Viborg Amtskommune, 1990. 72 pp + bilag.

Miljøtilstanden i Hinge Sø 1990. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Viborg Amtskommune, 1991. 32 pp + bilag.

Fiskeundersøgelser i Hinge Sø, 1988. Rapport udarbejdet af Hansen & Wegner for Viborg Amtskommune og Århus Amtskommune, 1989.

Fytoplankton- og zooplanktonanalyse fra Hinge Sø. Analyserapport fra Det Danske Hedeselskab, Miljøbiologisk Sektion, 1990.

Nors Sø, 1989. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Viborg Amtskommune, 1990. 49 pp + bilag.

Miljøtilstanden i Nors Sø 1990. Rapport udarbejdet af Bio/consult for Viborg Amtskommune, 1991. 34 pp + bilag.

Fytoplankton- og zooplanktonanalyse fra Nors Sø. Analyserapport fra Det Danske Hedeselskab, Miljøbiologisk Sektion, 1990.

Nors Sø 1990. Plante- og dyreplankton. Notat udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium for Viborg Amtskommune, 1991.

#### **Nordjyllands Amt**

Vandmiljøovervågning - Sær. Rapport fra Nordjyllands Amt, 1990. 48 pp + bilag.

Vandmiljøovervågning - Sammenfatning af Nordjyllands Amts rapportering, maj 1990. Rapport fra Nordjyllands Amt, 1990. 61 pp.

Overvågning af søer 1990. Notat fra Nordjyllands Amt til Danmarks Miljøundersøgelser.

# 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.



