



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

# Søer 1999

*Faglig rapport fra DMU, nr. 335*



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

---

NOVA 2003

# Søer 1999

*Faglig rapport fra DMU, nr. 335  
2000*

*Jens Peder Jensen*

*Martin Søndergaard*

*Erik Jeppesen*

*Rikke Bjerring Olsen*

*Frank Landkildehus*

*Torben L. Lauridsen*

*Lisbet Sortkjær*

*Anne Mette Poulsen*

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

## Datablad

Titel:	Søer 1999	
Undertitel:	NOVA 2003	
Forfattere:	Jens Peder Jensen, Martin Søndergaard, Erik Jeppesen, Rikke Bjerring Olsen, Frank Landkildehus, Torben L. Lauridsen, Lisbet Sortkjær og Anne Mette Poulsen	
Afdeling:	Afdeling for Sø- og Fjordøkologi	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 335	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>	
Udgivelsesår:	December 2000	
Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang Anne Mette Poulsen	
Bedes citeret:	Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Bjerring Olsen, R., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Sortkjær, L. & Poulsen, A.M. (2000): Søer 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 108 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 335.	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Emneord:	Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan	
Redaktionen afsluttet:	November 2000	
ISBN:	87-7772-578-6	
ISSN (trykt):	0905-815X	
ISSN (elektronisk):	1600-0048	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk EMAS registreret nr. DK-D-0084	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Oplag:	300	
Sideantal:	108	
Pris:	kr. 125,- (inkl. 25 % moms, ekskl. forsendelse)	
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapporter er en fortsættelse af rapporter om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).	
Internet:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside ( <a href="http://www.dmu.dk">www.dmu.dk</a> ).	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf. 89 20 14 00 Fax 89 20 14 14	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf. 33 95 40 00 Fax 33 92 76 90 <a href="mailto:butik@mem.dk">butik@mem.dk</a> <a href="http://www.mem.dk/butik">www.mem.dk/butik</a>

# Indhold

## Forord 5

## Sammenfatning 7

### 1 Baggrund 13

- 1.1 Vandmiljøplanen 13
- 1.2 Overvågningsprogrammet for søer 13
- 1.3 Overvågnings søerne 16
- 1.4 Årets rapport 17

### 2 Klimaforhold i 1999 19

- 2.1 Indledning 19
- 2.2 Temperatur og globalindstråling 19
- 2.3 Nedbør og fordampning 21
- 2.4 Ferskvandsafstrømning 22
- 2.5 Vindforhold 22
- 2.6 Sammenfatning 23

### 3 Oplandsbeskrivelse samt kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne 25

- 3.1 Indledning 25
- 3.2 Metode 25
- 3.3 Oplandsbeskrivelse 27
- 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen – status 28
- 3.5 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder 31
- 3.6 Sammenfatning 34

### 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof og fosfor 37

- 4.1 Indledning 37
- 4.2 Metoder 37
- 4.3 Vandbalancer for søerne 39
- 4.4 Fosforbalancer for søerne 40
- 4.5 Kvælstofbalancer for søerne 44
- 4.6 Sammenfatning 46

### 5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable 47

- 5.1 Indledning 47
- 5.2 Metode 47
- 5.3 Fosfor 48
- 5.4 Kvælstof 51
- 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 54
- 5.6 Planteplankton 57
- 5.7 Dyreplankton 60

- 5.8 Undervandsplanter 64
- 5.9 Fiskeyngel 68
- 5.10 Samlet vurdering af de biologiske ændringer i perioden 1989-99 73
- 5.11 Brakvandssøerne 78
- 5.12 Søernes målsætning og aktuelle tilstand 82
- 5.13 Sammenfatning 84

## **6 Hjuldyr i overvågningssøerne 87**

- 6.1 Antal og arter 87
- 6.2 Hjuldyrs relation til fosfor, klorofyl *a* og middeldybde 91
- 6.3 Hjuldyrsamfund 94
- 6.4 Hvilke tilstande og arter findes i hvilke søer? 101
- 6.5 Sammenfatning 102

## **7 Referencer 103**

## **8 Oversigt over amtsrapporter 107**

### **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter fra DMU**

# Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen i 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 ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet 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 amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb og kilder" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 1999" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

*[Tom side]*

## Sammenfatning

*31 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer*

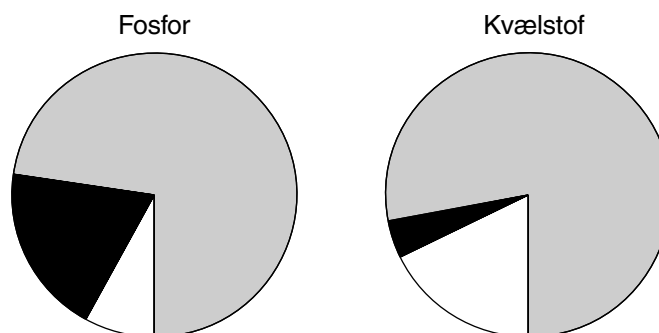
I alt 31 søer indgår i det landsdækkende Overvågningsprogram. Søerne er udvalgt, så de er repræsentative for danske søer, og spænder fra helt rene, klarvandede søer til søer, der er stærkt forurenede som følge af eksisterende eller tidligere tiders spildevandsudledninger. Ud over 27 ferskvandssøer er også 4 brakvandssøer med i overvågningsprogrammet.

*Amtterne varetager drift af programmet*

Amtskommunerne forestår den standardiserede prøveindsamling og beskriver hvert år de enkelte søers miljøtilstand i regionale rapporter. De indsamlede data indberettes til Danmarks Miljøundersøgelser, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udviklingen i alle søerne. Dette års rapport omfatter således såvel status for miljøtilstanden i 1999 samt resultater for udviklingstendenser i perioden fra 1989 til 1999.

*Det åbne land bidrager med flest næringsstoffer til søerne*

Stoftilførslen af såvel fosfor som kvælstof til søerne har i 1999 som tidligere år været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med ca. 73 % af fosfortilførslen og ca. 78 % af kvælstoftilførslen (Fig. 0.1). Punktkildernes andel udgjorde henholdsvis ca. 20 % og ca. 6 %, heraf hidrører en stor del fra spredt bebyggelse og regnvandsbetingede overløb. Spildevandsandelen inklusive regnvandsbetingede overløb udgjorde i 1999 alene henholdsvis ca. 3 % og ca. 2 %. Spildevandsbidraget til søerne har været faldende, især for de mest belastede søer. Således er både fosfor- og kvælstofbidraget fra byspildevand og industrispildevand fra 1989 til 1999 reduceret meget markant fra ca. 22 % til ca. 3 %.



Figur 0.1 Kildefordeling for fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne i 1999.  
Grå: Åbent land (landbrug + baggrund).  
Sort: Punktkilder.  
Hvid: Andet (atmosfærisk deposition mv.).

*Stor vandtilførsel og dermed korte opholdstider i 1999*

1999 var det vådeste år, der nogensinde er registreret (siden 1874), og vandtilførslen til søerne var derfor betydeligt højere end normalt. Opholdstiden i søerne var derfor kortere end i de fleste af måleårene, men dog ikke helt så kort som i det hidtil vådeste år 1994.

*Tilbageholdelsen af næringsstoffer afhænger bl.a. af opholdstiden*

Den relative kvælstoftilbageholdelse i søerne falder med faldende opholdstid. Uafhængigt ændringerne i de hydrologiske forhold er kvælstoftilbageholdelsen steget i nogle af overvågningssøerne, efter at søer-



ne er blevet klarvandede som følge af ændringer i fiskebestanden. I halvdelen af søerne var kvælstoftilbageholdelsen i 1999 højere end 26 %. Medianen og gennemsnittet for den absolutte kvælstoftilbageholdelse var 93 og 111 mg N m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> svarende til 340 og 405 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

*Fosfortilbageholdelse eller -frigivelse i søerne*

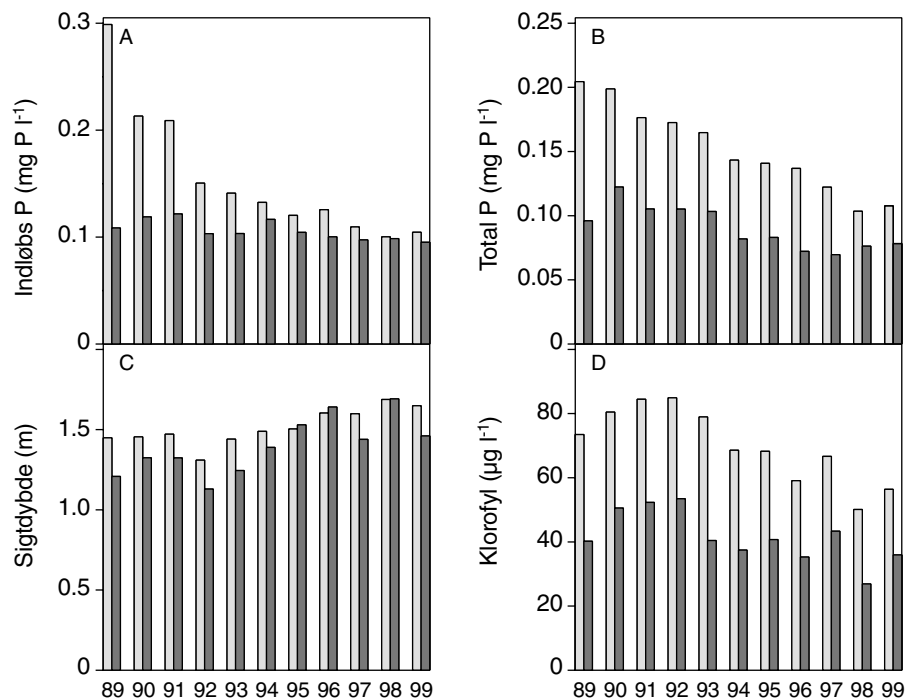
Fosfortilbageholdelsen i overvågnings søerne er kun i mindre grad afhængig af opholdstiden i søerne og var i 1999 mindre end 8 % i halvdelen af søerne. Omkring en tredjedel af søerne havde en negativ fosforbalance, dvs. at de afgav mere, end de modtog, som følge af frigørelse af fosfor fra søbunden efter at belastningen er reduceret. Der er tendens til, at den gennemsnitlige fosfortilbageholdelse efter en reduktion i midten af 1990'erne atter er steget i 1999.

*Fosfor er reduceret markant*

Siden overvågningsprogrammets iværksættelse i 1989 er fosforkoncentrationen i det vand, der strømmer til søerne, som helhed faldet markant (Fig. 0.2). Årsmiddelværdien af totalfosfor er næsten halveret fra 0,204 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,108 mg P l<sup>-1</sup> i 1999. Faldet har været størst i de mest næringsrige og spildevandsbelastede søer. Mindsket tilførsel af fosfor har også ført til mindsket søkoncentration af fosfor. I 19 af de 27 søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet som årgennemsnit, mens koncentrationen er steget i blot en enkelt sø.

*Mindre fald i kvælstof*

Tilførslen af kvælstof til søerne er også reduceret om end mindre end fosfortilførslen. Tilsvarende er der sket et fald i kvælstofkoncentrationen i søvandet, dog kun i 9 af de 27 søer.



Figur 0.2 Udviklingen i gennemsnits- (lys grå) og medianværdier (mørk grå) for de 27 ferske overvågnings søer igennem årene fra 1989 til 1999.

A: Indløbskoncentration af total fosfor (mg P l<sup>-1</sup>). Årsværdier.

B: Totalfosfor i søvand (mg P l<sup>-1</sup>). Årsværdier.

C: Sigtdybde (m). Sommerværdier.

D: Klorofyl (µg l<sup>-1</sup>). Sommerværdier.

Tabel 0.1 Miljøtilstanden i 1999 i overvågningssøerne illustreret ved udvalgte nøgleparametre. Kvælstof og fosfor er angivet som årsgennemsnitlige værdier, mens de øvrige er sommergennemsnitlige værdier (1/5-1/10).

Parameter	n	Gns	25 %	Median	75 %
P-indløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	27	0,105	0,078	0,095	0,122
P-søkoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	27	0,108	0,053	0,078	0,152
P-tilbageholdelse (%)	16	12,0	-5,9	8,1	23,9
N-indløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	27	4,75	1,92	4,73	7,25
N-søkoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	27	2,31	1,03	1,53	3,98
N-tilbageholdelse (%)	16	30,1	14,8	25,5	45,8
Sigtdybde (m)	27	1,7	0,7	1,5	2,1
Klorofyl <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	27	56	12	36	100
Planteplankton (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	27	9,4	3,0	8,4	14,4
Blågrønalger (%)	27	20,5	1,1	11,3	35,2
Dyreplankton (mg tv l <sup>-1</sup> )	27	0,73	0,35	0,45	1,07
Dyreplanktons græsning (% d <sup>-1</sup> )	27	30,3	14,4	26,7	36,0

Tabel 0.2 Statistisk signifikante udviklinger i miljøtilstanden i 27 overvågningssøer i perioden 1989-1999 for en række udvalgte nøgleparametre. Med hensyn til fosfor og kvælstof er angivet udviklingen for årsgennemsnit, mens det for de øvrige er for sommergennemsnit (1/5-1/10).

Parameter	Forbedret	Forværret
P-indløbskoncentration	13	1
P-søkoncentration	19	0
P-tilbageholdelse (%)	3	2
N-indløbskoncentration	10	0
N-søkoncentration	4	0
N-tilbageholdelse (%)	2	1
Sigtdybde	13	2
Klorofyl <i>a</i>	9	1
Planteplanktonbiomasse	7	3
Blågrønalger (%)	8	4
Dyreplanktonbiomasse	2	5
Dyreplanktons græsning	4	2

### Sigtdybde og klorofyl

Den årsgennemsnitlige sigtdybde er i perioden 1989 til 1999 steget med ca. 0,25 m til 1,9 m, hvilket især skyldes en forøgelse i sigtdybden i de mest klare 25 % af søerne fra 2,1 til 2,5 m. Dette modsvares af en halvering i klorofyl *a* for denne gruppe fra 21 til 10 µg l<sup>-1</sup> i samme tidsrum. En reduktion i klorofyl *a* i de mest uklare 25 % af søerne fra 85 til 67 µg l<sup>-1</sup> afspejles ikke i en tilsvarende forøgelse af sigtdybden. Medianværdierne er stort set uændrede. På sommerniveau viser udviklingen stigende sigtdybde både hos de 25 % mest klare søer med ca. 0,3 m og 25 % mest uklare søer med ca. 0,2 m med tilsvarende reduktioner i koncentrationen af klorofyl *a*. Også her er medianværdierne stort set uforandrede, mens gennemsnitssigtdybden steget.

### Planteplankton

I 7 af de 27 søer er der sket et signifikant fald i biomassen af planteplankton, mens den er steget i 3 søer. Det er især inden for gruppen af blågrønalger og grønalger samt kisel-, fure- og gualger, at ændringerne har fundet sted. Den relative sammensætning af planteplanktonet har også ændret sig i mange søer, blandt andet er procenten af blågrønalger steget i 4 søer, mens den er faldet i 8 søer. Rentvandsgruppen gualger er også gået væsentligt frem i mange søer.

### Dyreplankton

Den gennemsnitlige totale biomasse er faldet med 0,1 mg TV l<sup>-1</sup>, og medianværdien af biomassen af dyreplankton er faldet fra 0,69 til 0,45 mg TV l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 1999. Der ses en reduktion i bio-

massen af små cladoceer og hjuldyr, og især er maksimumsforekomsterne af calanoide vandlopper og de små og store cladoceer og dafnier gået tilbage. Den gennemsnitlige biomasse af dafnier er derimod øget især p.g.a. stigning i de 25 % af søerne med størst forekomster.

#### *Dyreplanktons græsning*

Betragtet under et er der tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplankton er øget i overvågnings søerne. Beregninger viser, at både sommerværdierne for det gennemsnitlige græsningstryk og især medianen er steget fra perioden 1989-93 til 1999, sidstnævnte fra 19 til 27 % dag<sup>-1</sup> som følge af en forøgelse i de 25 % af søerne med lavest græsningstryk.

#### *Undervandsplanter*

Undervandsplanterne, som generelt har været i fremgang fra undersøgelsen af disse startede i 1993 indtil 1999, reduceredes i 1999 i mange søer. Medianen for dækningsgraden af undervandsplanterne var i 1999 således blot 5 % mod 21 % for søerne i perioden fra 1993 til 1998. Dette afspejler, at mængden af undervandsplanter blev reduceret markant i 6 ud af de 14 søer, hvor undersøgelserne foretages. Årsagerne til tilbagegangen er ikke entydige, men kan dog i en del af søerne henføres til forringede lysforhold, betinget af mindsket sigtdybde og/eller højere vandstand.

#### *Fiskeyngelundersøgelser*

Ved fiskeyngelundersøgelserne er aborre og skalle de langt almindeligste arter. De blev fundet i næsten alle søerne, mens der i omkring en tredjedel af søerne tillige blev fanget brasen og hork. I forbindelse med undersøgelserne er det i mange søer påvist, at der i 1999 var forholdsvis mere aborreyngel både absolut og sammenlignet med skalle yngel sammenlignet med 1998. Det kan således forventes, at 1999-årgangen af aborre alt andet lige bliver en stærk årgang.

#### *Hjuldyr i søerne*

Dyreplanktonundersøgelserne i overvågnings søerne omfatter blandt andet hjuldyrene. I et særskilt kapitel i årets rapport er en grundig gennemgang af hjuldyrenes forekomst i søer samt de styrende faktorer herfor foretaget. 106 arter af hjuldyr er registreret i overvågnings søerne, men relativt få arter dominerer i de enkelte hjuldyrsamfund. I de fleste søer registreres 20-50 arter om sommeren. Enkelte arter er nøglearter, men selve artssammensætningen i søerne er vigtig information, da denne er relateret til de samlede omgivelsesvariable og derved afspejler søens tilstand. Dette illustreres ved multivariabel analyse, der viser betydelig forskel i artssammensætningen i søer med forskellig pH samt ved skift fra uklar til klarvandet tilstand. Tilsvarende illustrerer de enkelte søers placering m.h.t. samme analyse hvilke arter, der vil kunne forventes at findes i den enkelte sø.

#### *Brakvandssøer*

I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet i 1998 blev der startet undersøgelser i 4 brakvandssøer, hvorfra der nu er to års data. Næringsstofniveauerne og dermed klorofyl er forholdsvis høje i de 4 søer og vandets klarhed følgelig lavt. Der har vist sig at være karakteristiske forskelle mellem fersk- og brakvandssøerne i overvågningsprogrammet. Dyreplanktonbiomassen er væsentlig lavere i brakvandssøerne. Det domineres helt af calanoide vandlopper og hjuldyr, mens andelen af cladoceer er lav. Forholdet mellem dyre- og planteplankton og dermed græsningstrykket på planteplankton er ligeledes væsentligt lavere. Den lavere biomasse af dyreplankton kan især tilskrives høj prædation fra fisk og mysider i brakvandssøerne.

Det gør det vanskeligere at opnå græsningsregulering af planteplanktonet end i ferskvandssøerne.

#### *Reaktioner på faldende fosforkoncentrationer*

En analyse af det hidtidige udviklingsforløb viser, at overvågningsøerne reagerer forskelligt på faldende fosforkoncentrationer betinget af en reduceret næringsstofftilførsel. Der er dog tendens til et mønster. I de mest næringsrige søer sker der umiddelbart et fald i klorofyl *a* (mængden af planteplankton) i takt med faldet i totalfosfor, men faldet i klorofyl *a* kan her ikke tilskrives et øget græsningstryk fra dyreplanktonet, idet fisk og dermed dyreplankton reagerer trægt på ændringerne. I de lidt mindre næringsrige søer sker der ligeledes et fald i klorofyl *a*, som her både kan tilskrives færre tilgængelige næringsstoffer og øget græsning, det sidste betinget af ændringer i fiskebestanden i retning af flere rovfisk og færre planktivore fisk.

#### *Tilstand og målsætning*

På baggrund af resultaterne fra undersøgelserne af miljøtilstanden i 1999 har amtskommunerne vurderet, om overvågningsøernes målsætninger er opfyldt. Heraf fremgår, at hovedparten af de 31 søer ikke lever op til deres målsætninger, kun for 7 af de 31 søer var målsætningen opfyldt i 1999. Det er således nødvendigt med yderligere reduktioner i fosfortilførslerne til søerne for at opnå en tilstrækkelig god miljøtilstand i søerne, svarende til kravene i målsætningerne.

#### *Samlet vurdering*

Samlet set er miljøtilstanden i overvågningsøerne forbedret fra 1989 til 1999 især på grund af reduktioner i fosfortilførslen. Forbedringer i miljøtilstanden er registreret især for de vandkemiske parametre (bl.a. fosforkoncentration og sigtdybde) og også i den biologiske struktur (især planteplankton). Reduktionen i fosfortilførslen til søerne hidrører både fra regionale tiltag til forbedring af spildevandsrensningen fra før 1989, og fra kravene til samme i medfør af Vandmiljøplanen. Kun den diffuse fosfortilførsel inklusiv landbrugsbidraget fra det åbne land er ikke reduceret igennem perioden og er således en af de sidste væsentligste kilder, der kan skrues på, for at tilstanden i søerne kan forbedres yderligere. Som situationen er i dag, har de hidtidige forbedringer i miljøtilstanden ikke været tilstrækkelige til, at søernes målsætninger generelt har kunnet opfyldes, idet kun 7 af de 31 søer opfylder målsætningen.

*[Tom side]*

# 1 Baggrund

## 1.1 Vandmiljøplanen

### *Vandmiljøplanen*

I 1987 vedtog Folketinget "Handlingsplan mod forurening af det danske vandmiljø med næringsalte" kaldet Vandmiljøplanen. Formålet med Vandmiljøplanen var at nedbringe udledningerne af kvælstof og fosfor fra landbrug og rensningsanlæg. Vandmiljøplanen forudsætter blandt andet reduktioner i næringsstofftilførslerne til søerne. Ifølge planen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder reduceres med henholdsvis 80 og 50 %. Størstedelen af reduktionen i fosforudledningen opnås ved at reducere udledningerne fra de kommunale spildevandsanlæg, der modtager spildevand fra mere end 5000 personer, og ved at reducere udledninger fra store industrier. Samtidig vil der ske en reduktion i udledningerne fra dambrug (*Miljøstyrelsen, 1988*).

### *Yderligere krav*

For yderligere at forbedre miljøtilstanden i søerne kan amterne stille skrapere krav til punktkilderne, end der er krævet i Vandmiljøplanen. Der er kun få danske søer, der i dag modtager udledninger fra store spildevandsanlæg, som er omfattet af foranstaltningerne i Vandmiljøplanen. Derimod er der for mange søer opstillet krav til udledningerne fra de mindre punktkilder. Såfremt disse tiltag ikke er tilstrækkelige til at forbedre den enkelte søs miljøtilstand, er det i dag meget vanskeligt at reducere fosfortilførslen, med mindre der gribes ind over for bidragene fra de dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse. I Vandmiljøplanen skal reduktionen i kvælstofudledningen især opnås ved en reduktion i afstrømningen fra de dyrkede arealer.

## 1.2 Overvågningsprogrammet for søer

Formålet med det nationale overvågningsprogram for søer er at bestemme, beskrive og forklare tilstand og udvikling i fysiske, kemiske og biologiske forhold. Overvågningsprogrammet skal kunne dokumentere og adskille, hvordan og i hvilket omfang de økologiske forhold og udviklingen heri afhænger af de naturgivne forhold og de menneskeskabte påvirkninger. Overvågningen skal kunne belyse søernes økologiske tilstand og skal kunne fremvise effekten af miljøforbedrende tiltag.

Formålet med søovervågningen kan summeres som:

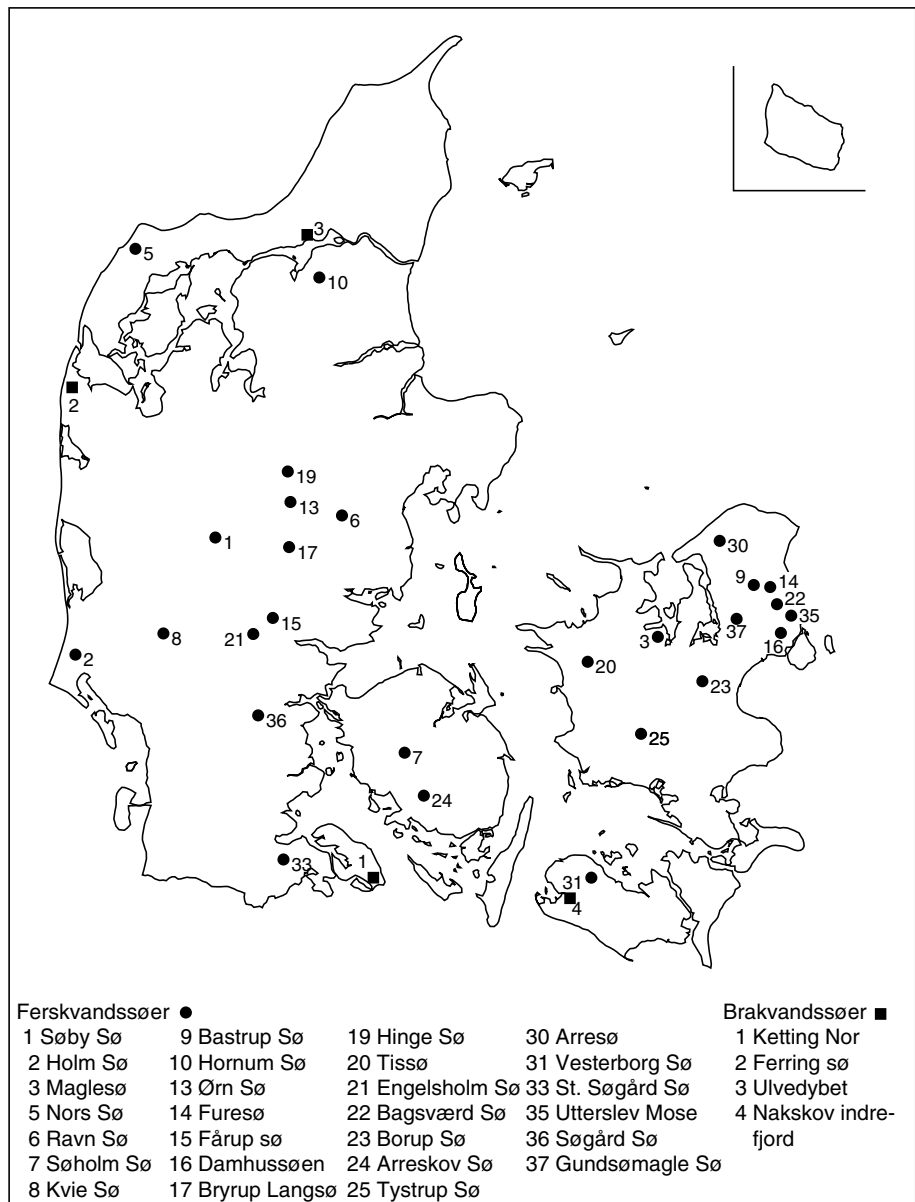
- at belyse tilstand og udviklingen i økologiske forhold i de danske søer,
- at opgøre udvalgte søers tilførsel af næringsstoffer,
- at belyse forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i udvalgte søer, og
- belyse effekterne af ændringer i tilledninger for søernes økologiske tilstand.

Herudover er et yderligere formål med overvågningen at øge den generelle viden om det akvatiske miljø, og dermed blandt andet forbedre vidensgrundlaget for effektivt at få forbedret miljøtilstanden.

### Overvågningsprogrammet

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev vedtaget i 1988 og påbegyndt i 1989, hvor 37 søer (i alt 40 søebassiner) blev udvalgt således, at de kunne anses for at være repræsentative for de danske søer med hensyn til søtyper, belastningsforhold mv. Overvågningsprogrammet for søer fortsatte nogenlunde uændret til og med 1997, dog blev der udvidet med undersøgelser af undervandsvegetationen i 17 søer i 1993. Med påbegyndelsen af NOVA 2003 i 1998 er der blevet reduceret væsentligt i det nationale overvågningsprogram for søer, blandt andet er en række tilløbsstationer skåret væk, en række søer og søebassiner er fjernet, og prøvetagningen af plankton foretages ikke mere i vintermånederne. Overvågningsprogrammet omfatter i dag i alt kun 27 ferskvandssøer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel. Herudover er der 4 brakvandssøer med i overvågningsprogrammet (Undersøgellesprogrammet i Nakskov Indrefjord startede af tekniske årsager først i 1999). Den geografiske placering af de i alt 31 søer i NOVA fremgår af Figur 1.1.

Figur 1.1 Oversigtskort med de 31 overvågningssøer



Hvert år undersøges miljøtilstanden i de 31 overvågningsløb, og udviklingstendenser vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af overvågningsprogrammet for søer og rapporterer årligt om miljøtilstanden i det foregående år.

Disse regionale rapporteringer danner sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. En oversigt over de amtskommunale rapporteringer i 1999 findes i kapitel 8. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. DMUs Overvågningssekretariat laver hvert år tværgående, samlede fremstillinger af alle overvågningsaktiviteterne i NOVA.

Der er årligt fra 1990 til 1999 udsendt rapporter for resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for søer (*Kristensen et al.*, 1990d; *Kristensen et al.*, 1991; *Kristensen et al.*, 1992; *Windolf et al.*, 1993; *Jensen et al.*, 1994a; *Jensen et al.*, 1995a, *Jensen et al.*, 1996, *Jensen et al.*, 1997, *Jensen et al.*, 1998, *Jensen et al.*, 1999), der beskriver miljøtilstanden i det givne år samt udviklingen i miljøtilstanden for hele overvågningsperioden.

Table 1.1 Oversigt over måleprogrammer for søovervågning herunder årlige prøvetagningsfrekvenser.

	Søvand	Tilløb/afløb
Vandkemiske og fysiske analyser:		
pH	19	12-26
Alkalinitet	19	
Nitrit+nitratkvælstof	19	(12-26)
Ammoniumkvælstof	19	(12-26)
Total kvælstof	19	12-26
Total fosfor	19	12-26
Opløst fosfor	19	12-26
Klorofyl <i>a</i>	19	
Totaljern	19	12-26
Silikat+silicium	19	
Måling af vandføring		12-26 eller kontinuert
Suspenderet stof	19	
Sigt dybde	19	
Ilt- og temperaturprofil	19	
Vandstand *)	19	
Salinitet	19 (brakvand)	
Sedimentkemi	1/6 (hvert 6. år)	
Miljøfremmede stoffer **)	6	
Biologiske analyser:		
Planteplankton: sammensætning, antal og biomasse	16	
Dyreplankton: sammensætning, antal og biomasse	16	
Fiskeyngel	1	
Fiskeundersøgelse	1/6 (hvert 6. år)	
Undervandsplanter ***)	1	
Rørskoven ***)	1/6 (hvert 6. år)	

\*) Helst kontinuert, \*\*) I 8 udvalgte søer, \*\*\*) I 14 udvalgte søer.



Søernes miljøtilstand vurderes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet samt måling af næringsstoftransporten til og fra søerne (Tabel 1.1). En nærmere beskrivelse af måleprogrammerne for søovervågning findes i programbeskrivelsen: *Miljøstyrelsen (1999)* samt i tekniske anvisninger: *Rebsdorf et al. (1988)*, *Kristensen et al. (1990a)*, *Mortensen et al. (1990)*, *Olrik (1991)*, *Hansen et al. (1992)*, *Jensen et al. (1994b)*, *Jensen et al. (1996a)*, *Moeshund et al. (1996)*, *Lauridsen et al. (1999)*, *Kronvang et al. (1999a, 1999b)*.

Undersøgelserne i de 31 overvågnings søer er ikke alene tilstrækkelige til at give en generel beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i de danske søer. Derfor er der forsøgt indgået en frivillig aftale med de fleste amter om et ekstensivt overvågningsprogram for søer. Det er dog desværre ikke lykkedes at etablere et landsdækkende stationsnet på dette grundlag. Det ekstensive program skal ifølge planerne rapporteres første gang efter en turnus (3 år), dvs. i 2001. Herudover forsøger Fagdatacentret i muligt omfang at inddrage relevante data fra det regionale tilsyn med søerne for at forbedre det landsdækkende datagrundlag.

### 1.3 Overvågnings søerne

Hver overvågnings sø er tildelt et entydigt "sønr". Oprindeligt blev nummeret tildelt i forhold til koncentrationsniveauet af totalfosfor i søvandet. Denne inddeling holder dog ikke længere. Dels har ændringer i søvandkoncentrationerne ændret søernes indbyrdes placering, dels er der kommet nye søer til. De 4 brakvandssøer er således tildelt numrene 41-44. For at mindske mulighederne for forveksling mv. er den oprindelige nummerering bibeholdt. I tabel 1.2 er yderligere angivet fosfortilførsel, sigtddybde og fosforkoncentration i 1999 og søernes middeldybde samt oplandsareal. Som det ses, er tiden ved at løbe fra den oprindelige placering af søerne, idet en række søer har ændret sig i perioden 1989-90 til 1999. De mest markante ændringer er sket for de søer, der tidligere havde en høj punktkildebelastning.

De 27 ferskvandssøer har stadig en rimelig god dækning sammenlignet med danske søer generelt med hensyn til morfometrien (tabel 1.2), således at både store (inkl. Danmarks arealmæssigt største ferskvandssø: Arresø) og relativt små søer (<1km<sup>2</sup>) samt lavvandede og dybe (inkl. Danmarks dybeste naturlige sø: Furesøen) søer er repræsenteret. Også belastningsforholdene er ret forskellige. Således er søer med ringe stoftilførsel (f.eks. Søby Sø) repræsenteret, og søer med overvejende diffus stoftilførsel fra landbrug og spredt bebyggelse (f.eks. Store Søgård Sø) samt søer med stor punktkildebelastning (f.eks. Gundsømagle Sø) er også inkluderede.

De 4 brakvandssøer repræsenterer også på rimelig vis de typiske danske, lavvandede brakvandsområder. Det beskedne antal gør det dog ikke muligt at vurdere den generelle tilstand og udvikling for brakvandssøerne i Danmark.

Table 1.2 Oversigt over de 31 overvågningssøer med angivelse af en række karakteristika. Middel, minimum og maksimum er angivet for hver enkel parameter i bunden af tabellen. Fosfortilførsel, totalfosfor, klorofyl og sigtddybe er 1999-data. Punktkilder er inklusive spredt bebyggelse.

Sø- nr	Sø	Sø- areal (km <sup>2</sup> )	Middel- dybde (m)	Opland- sareal (km <sup>2</sup> )	Dyrket areal (% af opland)	Fosfor- tilførsel (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Punkt- kilder (% P tilført)	Total- fosfor (µg P l <sup>-1</sup> )	Klo- rofyl (µg l <sup>-1</sup> )	Sigt år (m)
1	Søby	0,73	2,8	0,8	37	0,07	0	25	10	2,9
2	Holm	0,12	0,8	1,0	0	0,23	0	12	2	1,6
3	Maglesø	0,15	3,6	1,2	80	0,16	0	22	8	3,3
5	Nors	3,47	3,6	20,5	49	0,06	78	22	9	3,6
6	Ravn	1,82	15,0	57,2	77	1,19	20	33	6	3,7
7	Søholm	0,26	6,5	5,7	64	0,82	53	76	20	2,3
8	Kvie	0,30	1,2	0,6	35	0,04	0	66	10	1,6
9	Bastrup	0,33	3,5	4,1	74	0,26	21	48	11	3,7
10	Hornum	0,22	1,5	7,9	76	0,58	0	53	10	1,8
13	Ørnsø	0,42	4,0	56,0	60	8,26	0	78	18	1,4
14.1	Furesøen	7,39	16,5	69,6,0	30	0,23	39	104	26	3,7
15	Fårup	0,99	5,6	13,8	94	1,07	29	76	13	2,5
16	Damhussøen	0,46	1,6	54,0	9	0,30	0	54	19	1,6
17	Bryrup Langsø	0,38	4,6	48,2	81	2,88	28	68	18	2,5
19	Hinge	0,91	1,2	53,8	93	3,88	11	132	61	0,7
20	Tissø	12,3	8,2	417,9	80	1,43	40	84	31	2,1
21	Engelsholm	0,44	2,6	16,1	94	1,19	10	62	27	2,2
22	Bagsværd	1,21	1,9	6,8	4	0,16	10	79	67	0,8
23	Borup	0,10	1,1	7,6	62	2,32	8	130	69	0,8
24	Arreskov	3,17	1,9	24,9	58	0,25	17	152	53	1,7
25	Tystrup	6,62	9,9	682,5	80	4,20	42	134	76	2,1
30	Arresø	39,9	3,1	216,1	63	0,31	56	186	162	0,4
31	Vesterborgsø	0,21	1,4	30,3	68	3,76	24	159	34	1,2
33	St. Søgårdsø	0,60	2,7	44,9	76	4,62	11	250	33	0,7
35.1	Utterslev mose	0,30	1,1	62,6	12	0,28	43	289	87	0,8
36	Søgård	0,27	1,6	22,7	94	15,82	8	178	74	0,7
37	Gundsømagle	0,32	1,2	66,0	88	4,41	61	336	126	0,7
41	Ulvedybet	5,80	1,0	55,4	71	1,32	4	300	45	0,8
42	Ferring	3,17	1,4	17,0	71	0,74	5	244	184	0,3
43	Ketting Nor	0,39	(1,0)	18,9	88	2,69	7	124	50	0,8
44	Nakskov Indref	0,69	0,6	140,9	81	5,71	63	185	49	0,9
Maksimum		39,87	16,5	682,5	94	15,82	78	336	184	3,7
Gennemsnit		3,01	3,6	71,8	63	2,23	21	121	45	1,7
Minimum		0,10	0,6	0,6	0	0,04	0	12	2	0,3

## 1.4 Årets rapport

### Indhold af rapporten

Som i tidligere års rapporter gives der i denne rapport en generel beskrivelse af miljøtilstanden samt en eventuel udvikling heri. NOVA-overvågningen omfatter 31 søer, 27 af disse har tidsserier således at den tidlige udvikling har kunnet analyseres. Data for de resterende 4 søer (brakvandssøer) er medtaget i status for miljøtilstanden i 1999.

Følgende emner er ikke medtaget i dette års rapport: fiskeundersøgelser og sedimentundersøgelser, da der endnu ikke er tilstrækkeligt

med nye data fra disse undersøgelser (fisk og sediment undersøges kun en gang i løbet af NOVA-perioden 1998-2003).

Det var planlagt at rapportere data fra oplandsanalyser mere detaljeret i dette års rapport, og det var fastlagt, at data fra oplandsanalyserne skulle være indberettet i forbindelse med dataindberetningerne i 1999 og 2000. Eftersom kun ca. halvdelen af data er blevet indberettet, er det imidlertid besluttet at vente til næste års rapport med rapportering heraf.

Efter kapitlerne med den egentlige afrapportering af overvågningsprogrammet for søer, er der medtaget et supplerende kapitel, der beskriver hjuldyrenes forekomst i søer.

## 2 Klimaforhold i 1999

### 2.1 Indledning

Variationer i de klimatiske forhold kan både direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større næringsstofftilførsel til søerne - specielt af kvælstof. Vandopholdstiden vil til gengæld være kort, og derfor vil der være tendens til, at stoff tilbageholdelsen i søerne i procent af tilførslen vil være relativt mindre end i et 'tørt' år. Temperaturen påvirker direkte en række processer i søerne, og forskelle i temperaturniveauet og sæsonforløbet kan derfor være en medvirkende årsag til forskelle i den generelle miljøtilstand de enkelte år. Også de øvrige klimatiske faktorer påvirker alle i højere eller mindre grad søernes tilstand og udvikling. Kendskab til variationer i de klimatiske forhold er således nødvendig, når resultaterne fra søovervågningen skal tolkes.

I dette kapitel gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 1999 sammenlignet med de forudgående overvågningsår. De klimatiske data er baseret på oplysninger fra Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for arealdata (Data før 1998, Statens Planteavlsvforsøg, pers. medd.), Meteorologiske Institut (DMI, 2000; DMI, pers. medd. og [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk)) og Fagdatacenter for Hydrometri (Ovesen, pers. medd.). Herudover er benyttet egne data.

### 2.2 Temperatur og globalindstråling

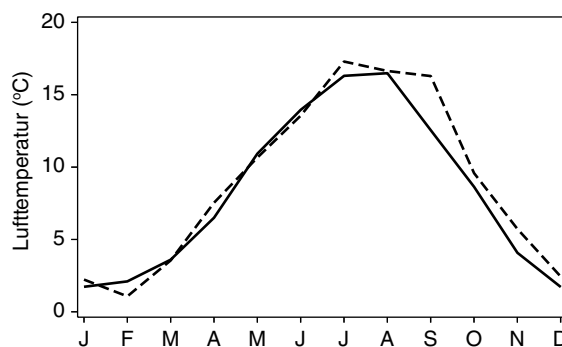
Middeltemperaturen højere i 1999

Året 1999 var generelt varmere sammenlignet med de øvrige overvågningsår. Årsmiddeltemperaturen var 8,9 °C i 1999 mod 8,2 °C som gennemsnit for de foregående overvågningsår (1989-1998) (Tabel 2.1). I forhold til normalen for 1971-90 var temperaturen hele 1,2 °C højere i 1999. Temperaturerne i Jylland var både i 1999 og de foregående år lidt lavere end på Fyn og Sjælland.

*Tabel 2.1* Oversigt og sammenligning af de klimatiske forhold i 1999 og perioden 1989 til 1998. For nedbør, potentiel fordampning, ferskvandsafstrømning og global indstråling er den samlede årlige mængde angivet. For lufttemperatur og vindhastighed er det årlige gennemsnit vist. Gennemsnit og summer er arealvægtede (baseret på gridværdier). Således er værdierne for hele landet ikke blot et simpelt gennemsnit af værdier for landsdelene. Bornholm er udeladt af beregningerne for hele landet. For referencer se afsnit 2.1.

	Temperatur (°C)	Indstråling (MJ m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Nedbør (mm år <sup>-1</sup> )	Fordampning (mm år <sup>-1</sup> )	Afstrømning. (mm år <sup>-1</sup> )	Vindhast. (m s <sup>-1</sup> )
<b>1989-1998</b>						
Jylland	8,1	3548	721	514	376	4,6
Fyn	8,6	3660	626	540	170	4,6
Sjælland	8,5	3644	603	554	238	4,6
Hele Landet <sup>*)</sup>	8,2	3585	679	528	305	4,6
<b>1999</b>						
Jylland	8,8	3541	986	494	471	4,7
Fyn	9,2	3700	757	523	408	4,6
Sjælland	9,0	3777	698	537	253	4,5
Hele Landet <sup>*)</sup>	8,9	3624	894	509	427	4,7

<sup>\*)</sup> Eksklusive Bornholm

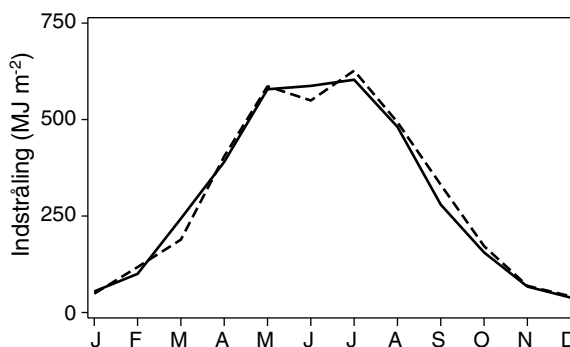


Figur 2.1 Sammenligning af den månedlige middeltemperatur (°C) i 1999 (- - -) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

De højere temperaturer i 1999 var i høj grad betinget af højere temperaturer i månederne september til december (Fig. 2.1), især september var væsentligt over normalen. Også juni var noget varmere end normalt, mens februar var koldere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår.

#### Globalindstråling normal i 1999

Globalindstrålingen i 1999 var nogenlunde som normalt sammenlignet med de foregående overvågningsår (Tabel 2.1), dog var indstrålingen i marts og juni under gennemsnittet, hvorimod juli var over gennemsnittet (Fig. 2.2).



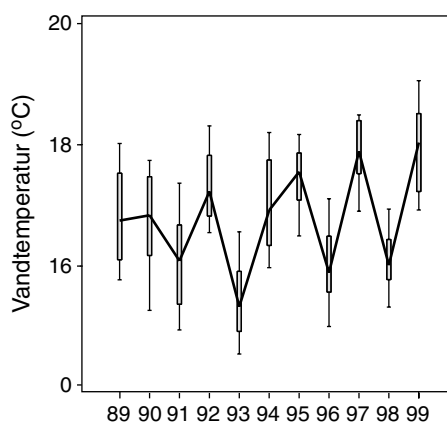
Figur 2.2 Sammenligning af den månedlige globalindstråling ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ mdr}^{-1}$ ) i 1999 (- - -) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Indstrålingen var som normalt generelt højest på Fyn og Sjælland. Det skal dog bemærkes, at antallet af solskinstimer var væsentlig (ca. 10%) over normalen i 1999 (DMI, 2000).

#### Høj vandtemperatur i 1999

Vandtemperaturerne i søerne responderer på de aktuelle lufttemperaturer og indstrålingsforhold (Fig. 2.3), hvorimod der ikke synes at være nogen sammenhæng med nedbørsvariationen. Vandtemperaturen var således også høj i søerne i sommeren 1999, nogenlunde på niveau med 1997, og den højeste målte for hele overvågningsperioden.

Årsmiddelnedbør rekordhøj  
i 1999

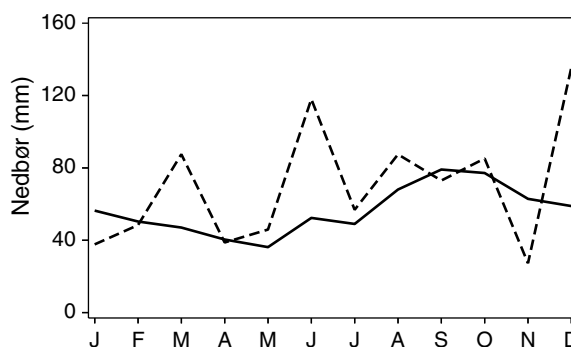


Figur 2.3 Den gennemsnitlige vandtemperatur i overfladevandet i de 27 fer-ske overvågningssøer for sommerperioden.

## 2.3 Nedbør og fordampning

1999 blev det vådeste år, ikke blot i overvågningsprogrammets løbetid, men i det hele taget siden målingerne startede i 1874. I 1999 var årsnedbøren 894 mm, hvilket er 182 mm over normalen for 1961-1990. Også sammenlignet med gennemsnittet for de foregående overvågningsår var 1999 et meget nedbørsrigt år (Tabel 2.1), men det er værd at bemærke, at de 3 vådeste år siden 1874 er faldet i overvågningsperioden (1999, 1998 og 1994). Nedbørsmængden på Fyn og Sjælland var som normalt væsentlig lavere end i Jylland. Tørrest var der på Sjælland, der som gennemsnit fik 118 mm mindre nedbør end Jylland i 1999.

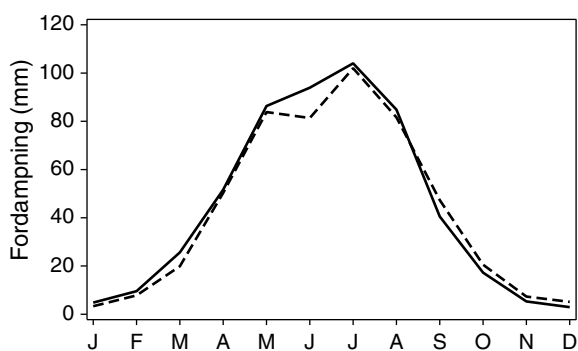
De enkelte måneders nedbør afveg væsentlig fra gennemsnittet for månederne i perioden 1989 til 1998 (Fig. 2.4). Specielt oktober, men også april, juni og august havde betydeligt mere nedbør i 1999 end i de foregående overvågningsår. Månedsnedbøren var ikke på noget tidspunkt væsentligt under normalen for de foregående overvågningsår.



Figur 2.4 Sammenligning af den månedlige nedbør (mm mdr<sup>-1</sup>) i 1999 (- - -) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Fordampningen var i 1999  
normal

Omvendt var den potentielle fordampning i 1999 lidt lavere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Tabel 2.1). Sæsonforløbet af den potentielle fordampning var nogenlunde som gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Fig. 2.5), fordampningen var dog væsentlig lavere i juni 1999 sammenlignet med perioden 1989 til 1998.



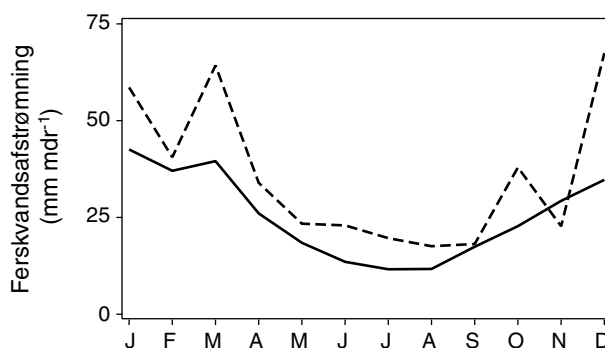
Figur 2.5 Sammenligning af den månedlige potentielle fordampning (mm mdr<sup>-1</sup>) i 1999 (---) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

## 2.4 Ferskvandsafstrømning

*Ferskvandsafstrømningen var meget stor i 1999.*

Den betydeligt større mængde nedbør og lidt mindre fordampning betød, at årsafstrømningen var hele 122 mm større end gennemsnittet for perioden 1989 til 1998 (Tabel 2.1). Den gennemsnitlige årsafstrømning for hele landet var således 427 mm i 1999.

Det var specielt den højere afstrømning i marts, juni og december, der medførte den meget høje årsafstrømning i 1999 (Fig. 2.6). Kun november havde omvendt en lavere afstrømning end normalt. De øvrige måneders afstrømning var alle højere end gennemsnittet for perioden 1989 til 1998.



Figur 2.6 Sammenligning af den månedlige ferskvandsafstrømning (mm mdr<sup>-1</sup>) i 1999 (- - -) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark.

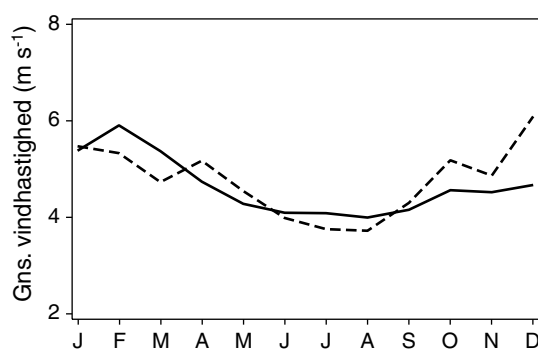
## 2.5 Vindforhold

Den gennemsnitlige vindhastighed for hele Danmark var i 1999 lidt højere end gennemsnittet for perioden fra 1989 til 1998 (Tabel 2.1), og der var ikke væsentlige regionale forskelle hverken i 1999 eller i perioden fra 1989 til 1998.

*Mere blæst i forår og efterår-vinter 1999*

Vindhastighederne var væsentlig højere i månederne april, maj, oktober, november og især december end de foregående overvågningsår (Fig. 2.7). Den 3-4. december 1999 blev Danmark således også ramt af en kraftig orkan. I februar og marts samt juli og august var vinden

svagere end normalt. I de resterende måneder var der ikke større forskelle mellem 1999 og perioden 1989 til 1998.



Figur 2.7 Sammenligning af den månedlige middel-vindhastighed ( $\text{m s}^{-1}$ ) i 1999 (---) og middelen for perioden 1989 til 1998 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

## 2.6 Sammenfatning

Årsmiddeltemperaturen var i 1999 forholdsvis høj sammenlignet med de øvrige overvågningsår, især temperaturen i juli og september var højere end normalt.

Globalindstrålingen i 1999 var tæt på gennemsnittet for de foregående overvågningsår. Marts og juni var lidt under gennemsnittet, hvorimod juli-oktober var lidt over.

Vandtemperaturen var omkring  $18\text{ }^{\circ}\text{C}$  for sommeren 1999, hvilket er den højeste målte i overvågningsperioden.

Årsnedbøren var 894 mm, hvilket er 118 mm over normalen for 1961-90. Også sammenlignet med de foregående overvågningsår, lige på nær 1994 og 1998, var nedbøren meget høj. Den højere mængde nedbør var mest udpræget i marts, juni og december måned i 1999.

Den potentielle fordampning var i 1999 lavere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår

Afstrømningen var høj i 1999. Dette skyldtes næsten udelukkende den meget store afstrømning i marts og december samt den høje afstrømning i oktober.

Vindforholdene var ikke helt så rolige som i de foregående overvågningsår. Dette skyldtes især kraftigere vind end normalt i april, maj, oktober, november og især december.



*[Tom side]*

## 3 Oplandsbeskrivelse samt kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne

### 3.1 Indledning

*Fosfortilførslen formindskes*

Der er såvel før som efter iværksættelsen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1989 gennemført omfattende forureningsbegrænsende tiltag for at mindske tilførslen af fosfor via spildevand til danske søer. Fosfortilførslen til en række af de mest forurenede søer er reduceret markant, dels fordi spildevandet renses bedre, og dels fordi udledningerne fra en del spildevandsanlæg nu ledes uden om søerne (Jensen *et al.*, 1994a). Næringsstofftilførslen til mange danske søer er dog stadig så høj, at en markant forbedring i disse søers tilstand ikke kan forventes, uden at den eksterne tilførsel af især fosfor begrænses yderligere.

*Kendskab til kilder vigtigt*

Et kendskab til kilderne til den aktuelle næringsstofftilførsel er en væsentlig forudsætning for at kunne vurdere, hvordan og med hvilken effekt yderligere indgreb vil kunne iværksættes.

I dette kapitel gives en status for kvælstof- og fosfortilførslen til søerne, herunder fordelingen på kilder og udviklingen siden Overvågningsprogrammets start i 1989.

### 3.2 Metode

Oplandsanalysen for søoplandene gennemføres i hele perioden 1998-2003. I dette års rapport gives en oversigt over oplandskarakteristikken for overvågningssøerne.

*Hvor godt kan stoftilførslerne til søerne opgøres?*

Til 16 af de 31 søer er den eksterne vand- og stoftilførsel veldefineret på baggrund af omfattende målinger i til- og afløb, og der kan opstilles detaljerede vand- og stofbalancer (se kap. 4). Tilførslen til resten af overvågningssøerne kan vurderes ud fra kendskab til den topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse (Wiggers *et al.*, 1994).

Amtskommunerne har i de regionale rapporter opstillet vand- og stofbalancer for alle søerne og angivet stoftilførslen fordelt på følgende kilder:

Spildevand fra:

- Rensningsanlæg
- Industri
- Regnvandsbetingede udløb
- Dambrug
- Spredt bebyggelse

Diffus tilførsel fra:

- Dyrkningsbidrag

- "Naturlig tilførsel"/"Baggrunds bidrag"
- Atmosfærisk deposition

Usikkerhed om den atmosfæriske deposition af N og P

Disse data er præsenteret i dette kapitel, idet der dog for enkelte af søerne er foretaget visse standardiseringer. Som generel værdi for atmosfærisk deposition af N og P har tidligere været anvendt 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og 0,2 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Et bedre estimat for depositionen, der tager højde for den nedgang der er registreret gennem årene, er forsøgt anvendt i dette års rapportering (tabel 3.1). Disse værdier er p.t. det bedste skøn på den ændrede atmosfæriske deposition, indtil der kommer en endelig udmelding fra Fagdatacentret for luftkvalitet. Reduktionen i fosfordepositionen virker umiddelbart høj. Der er i dag bedre viden om de potentielle udledninger fra spildevand fra spredt bebyggelse, herunder erkendt, at fosformængden pr. PE er reduceret i perioden siden 1989 (Miljøstyrelsen, 1994). Spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse er beregnet under antagelse af, at en spildevands-PE har været 1,5 kg P/PE år i 1989-90 og 1,0 kg P/PE år siden 1991. Der er dog stadig en betydelig usikkerhed om, hvor meget spildevand fra spredt bebyggelse, der når frem til vandløb og søer, idet de alternative processer som nedsivning og omsætning undervejs ikke er godt kendte. Ligesom der også vil være væsentlige forskelle mellem tilførslerne fra spredt bebyggelse i tørre og våde år.

P i spildevand er mindre nu end tidligere

Tabel 3.1 Skøn over den atmosfæriske depositions udvikling fra 1989 til 1999. Skønnet er bl.a. baseret på Fagdatacenter for luftkvalitetsmålinger. Der forventes stadig en endelig udmelding fra Fagdatacenter for luftkvalitet på dette område.

År	P-deposition (kg P ha <sup>-1</sup> )	N-deposition (kg N ha <sup>-1</sup> )
1989	0,20	20,0
1990	0,19	19,4
1991	0,18	18,9
1992	0,17	18,3
1993	0,16	17,8
1994	0,14	17,2
1995	0,13	16,7
1996	0,12	16,1
1997	0,11	15,6
1998	0,10	15,0
1999	0,09	14,4

Øvrige bidrag

Bidragene fra de enkelte stofkilder er fundet ud fra målinger eller erfaringstal. Det diffuse bidrag er beregnet som en simpel difference mellem total stoftilførsel og tilførsel fra de øvrige stofkilder. Herved akkumuleres usikkerheden i det diffuse bidrag, bl.a. bliver en eventuel stofretention i oplandet indregnet i dette bidrag.

Fosfortilførsel underestimeret?

Ud over usikkerheden på beregningerne af stoftilførsel fra umålt opland har resultaterne fra overvågningen af stoftransport i vandløb vist, at der for nogle vandløbs vedkommende sker en betydelig underestimering af transporten af totalfosfor, når man anvender den gængse prøvetagningsmetodik med punktprøvetagning (Larsen et al., 1995). Dette har betydning ikke alene for beregningen af fosfortilførslen til og retentionen i søerne, men også for vurderingen af de enkelte kilders relative bidrag. Desuden er det sandsynligvis en medvirkende årsag til, at der for enkelte søer i nogle år beregnes et

negativt fosforbidrag fra det åbne land. I et efterfølgende kapitel er der foretaget en nærmere analyse af, hvor sikkert vand- og stoftilførslen er beregnet for de enkelte søer.

Af hensyn til sammenligneligheden af resultater er kun de søer med data for samtlige år i perioden 1989-1999 medtaget.

### 3.3 Oplandsbeskrivelse

Med revisionen af overvågningsprogrammet blev der gennem indførslen af egentlige oplandsanalyser for søoplandene lagt større vægt på oplandssiden ved overvågningsprogrammet for søer. Disse analyser er først lige startet hvorfor der i årets rapport kun medtages en kort gennemgang af overvågnings søernes oplandskarakteristika (tabel 3.2)

Tabel 3.2 Oplandskarakteristik for overvågnings søerne.

Sønr	Navn	Opland (km <sup>2</sup> )	Dominerende jordtype	Punktkilder (% af P tilført)	Landbrug	Skov	Natur --- % af opland ---	Befæstet	Ferskvand
1	Søby Sø	0,8	Grovsand	0	37	13	43	0	0
2	Holm Sø	1,0	Grovsand	0	0	30	70	0	0
3	Maglesø	1,2	Lerblandet sand	0	80	0	20	0	0
5	Nors Sø	20,5	Lerblandet sand	78	49	25	18	1	7
6	Ravn Sø	57,2	Lerblandet sand	20	77	20	3	0	0
7	Søholm Sø	5,7	Lerblandet sand	53	64	34	0	0	0
8	Kvie Sø	0,6	Grovsand	0	35	0	52	0	8
9	Bastrup Sø	4,1	Lerblandet sand	21	74	11	8	0	0
10	Hornum Sø	7,9	Finsand	0	76	13	3	3	5
13	Ørnsø	56,0	Grovsand	0	60	34	1	5	0
14	Furesøen	69,6	Lerblandet sand	39	30	0	0	(28)	15
15	Fårup Sø	13,8	Lerblandet sand	29	94	4	0	0	0
16	Damhussøen	56,9	?	0	9	0	1	66	19
17	Bryrup Langsø	48,2	Lerblandet sand	28	81	10	2	0	0
19	Hinge Sø	53,8	Lerblandet sand	11	93	5	2	0	0
20	Tissø amt	417,9	?	40	80	13	4	2	0
21	Engelsholm Sø	16,1	Lerblandet sand	10	94	5	0	0	0
22	Bagsværd Sø	6,8	Sandblandet ler	10	4	0	35	(52)	1
23	Borup Sø	7,6	Sandblandet ler	8	62	37	1	0	0
24	Arreskov Sø	24,9	Lerblandet sand	17	58	36	1	3	0
25	Tystrup Sø	682,5	?	42	80	15	0	4	0
30	Arresø	216,1	Lerblandet sand	56	63	20	0	14	0
31	Vesterborgsø	30,3	Lerjord	24	68	21	1	0	0
33	Store Søgårdsø	44,9	Grovsand	11	76	7	0	1	0
35	Utterslev mose	1,3	?	43	12	0	1	62	24
36	Søgård Sø	22,7	Lerblandet sand	8	94	6	0	0	0
37	Gundsømagle Sø	66,0	Sandblandet ler	61	88	3	0	0	0
41	Ulvedybet	55,4	Sandblandet ler	4	71	10	11	0	7
42	Ferring Sø	17,0	Lerblandet sand	5	71	0	0	0	4
43	Ketting Nor	18,9	Lerblandet sand	7	88	2	2	0	3
44	Nakskov Indrefjord	140,9	Sandblandet ler	63	81	12	4	0	3
Minimum		0,6		0	0	0	0	0	0
Gennemsnit		71,8		21	63	14	8	8	3
Maksimum		682,5		78	94	37	70	66	24

Overvågnings søernes oplande dækker forskellige oplandstyper (Tab. 3.2), og på trods af det ringe antal søer fås der et rimeligt billede af de forskellige belastningssituationer, der er almindelige for danske søer, ligesom der er såvel meget små oplande (ca. 1 km<sup>2</sup>) såvel som meget store oplande (>500 km<sup>2</sup>). Med hensyn til jordtype er også forskellige typer repræsenteret, men de fleste søoplande er dog for landet som helhed domineret af lerblandet sand.

Med hensyn til punktkildernes andel af den samlede belastning er der også en stor variation, gennemsnittet for andelen er 21 %, men det dækker over en variation fra 0 til 78 %.

Mange søoplande er domineret af landbrugsarealer, i gennemsnit er 63 % af oplandene landbrugsarealer, men igen er der stor variation, og andelen varierer således fra 0 til 94 %. I de fleste oplande er der også en mindre andel af skovarealer (gns. 14 %), og denne andel er over 30 % i de oplande, hvor den er højest (Søholm sø, Ørnsø, Borup Sø og Arreskov Sø).

Kun få søer har naturarealer som den dominerende del af oplandet (Søby sø, Holm sø og Kvie Sø). I gennemsnit udgøres kun 8 % af oplandene af naturarealer, og i mange oplande udgør naturarealerne et ubetydeligt element.

Søerne i hovedstadsområdet (Damhussøen og Utterslev Mose) har oplande, hvor det befæstede areal udgør en væsentlig andel (ca. 20 %), men for de øvrige søer er denne andel typisk meget lille, og den gennemsnitlige andel er blot på 3 %.

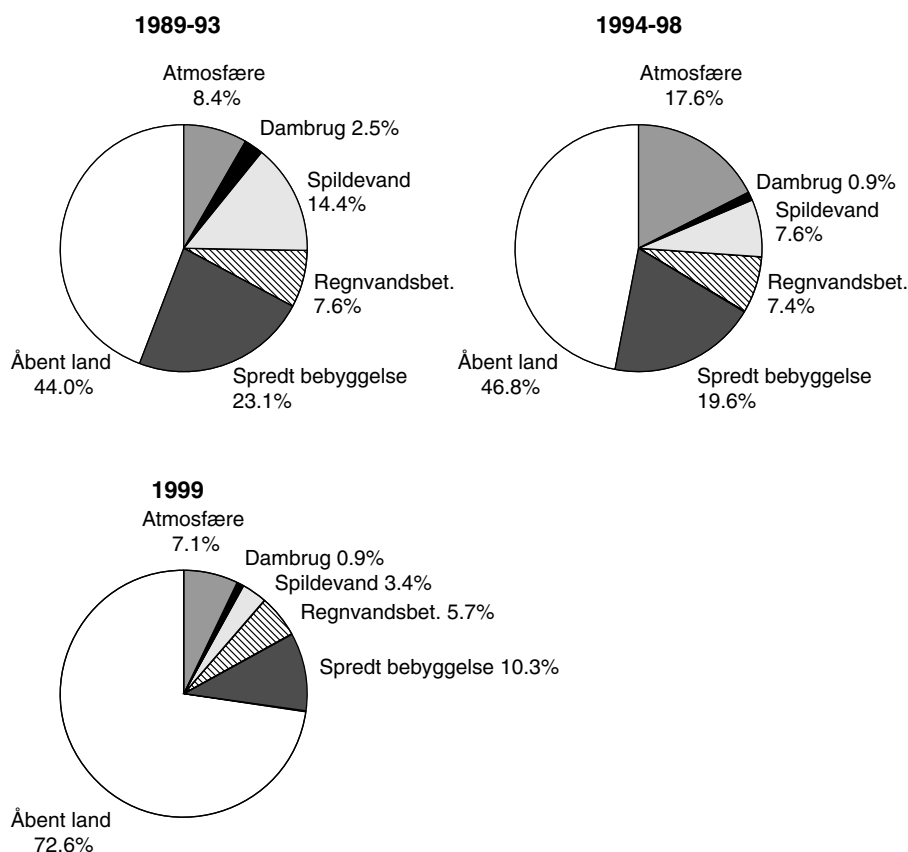
Overvågnings søernes oplande dækker over mange forskellige typer både størrelsesmæssigt og indholdsmæssigt. Der er således både naturoplande og landbrugsoplande samt oplande, hvor den største del af stoftilførslen kommer fra punktkilder.

### 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen – status

Den gennemsnitlige kildefordeling for tilførslen af fosfor i perioderne 1989-93 og 1994-1998 samt for året 1999 fremgår af Fig. 3.1 og tilsvarende for kvælstof af Fig. 3.2. Formålet med denne præsentation er at give et billede af belastningstypernes betydning for de danske søer generelt, men det skal understreges, at kildernes relative betydning for de enkelte søer kan variere fra 0 % til op mod 100 %. Derfor er tabellerne 3.3 og 3.4 også medtaget, hvor sammenstillingen er foretaget på baggrund af den aktuelle tilførsel i tons fosfor og kvælstof, og fordelingen af enkeltkilder er medtaget.

*Det meste fosfor kommer fra det åbne land (baggrund+landbrug)*

Hovedkilden til fosforbelastningen af søerne er bidraget fra det åbne land (baggrund+landbrug), der som gennemsnit af den procentuelle fordeling til søerne udgør knapt halvdelen af totalbelastningen i perioden 1989-99 (Fig. 3.1). I 1999 er det åbne lands relative andel dog væsentligt større (ca. 73 %). Dette hænger blandt andet sammen med, at 1999 var et nedbørsrigt år. Men det forhold, at fosfortilførslen fra spildevand er reduceret, er også en meget væsentlig faktor. Fosfor fra spildevand er således reduceret fra et gennemsnit på ca. 14 % i perioden 1989-93 til ca. 3 % i 1999.



Figur 3.1 Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen til overvågningssøerne for perioden 1989-93 (øverst til venstre) og perioden 1994-98 (øverst til højre) som for 1999 (nederst). Fordelingen er beregnet som gennemsnit af de enkelte søers procentfordeling.

#### Spredt bebyggelse

Den spredte bebyggelse bidrog med en lidt mindre andel i 1999 sammenlignet med 1989-93 og 1994-98 (10 % mod 23 % og 20 %). Det er værd at notere sig, at hvis søerne betragtes generelt, er tilførslen fra spredt bebyggelse væsentlig højere end den egentlige spildevandstilførsel.

#### Dambrug

Andelen af fosfortilførslen fra dambrug var mere end halveret i 1999 sammenlignet med 1989-93, men på nogenlunde samme niveau som i perioden 1994-98.

Vurderes kildefordelingen til søerne på mængdebasis i stedet for som gennemsnittet af de enkelte søers procentfordeling af kilderne er det tydeligt, at fosfortilførslen fra spildevand var mindre væsentlig end de øvrige kilder for mere end halvdelen af søerne (Tabel 3.3). I 1999 er endog 3. kvartil (75 %-fraktilen lille, 0,04 tons P år<sup>-1</sup>). Både 3. kvartil og max-værdien for tilførslen af fosfor med spildevand er reduceret med en faktor 6 fra perioden 1989-93 til 1999. Den reducerede fosfortilførsel fra spildevand har også betydet, at den samlede tilførsel til søerne er næsten halveret. Relativt er tilførslen af fosfor fra det åbne land forøget væsentligt fra perioden 1989-93 til 1999, mens den var lavest i perioden 1994-98. Det lave niveau i 1994-98 skyldes især de tørre år 1996 og 1997.

Tabel 3.3 Kildefordeling af fosfortilførslen til søerne. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er tons P år<sup>-1</sup>.

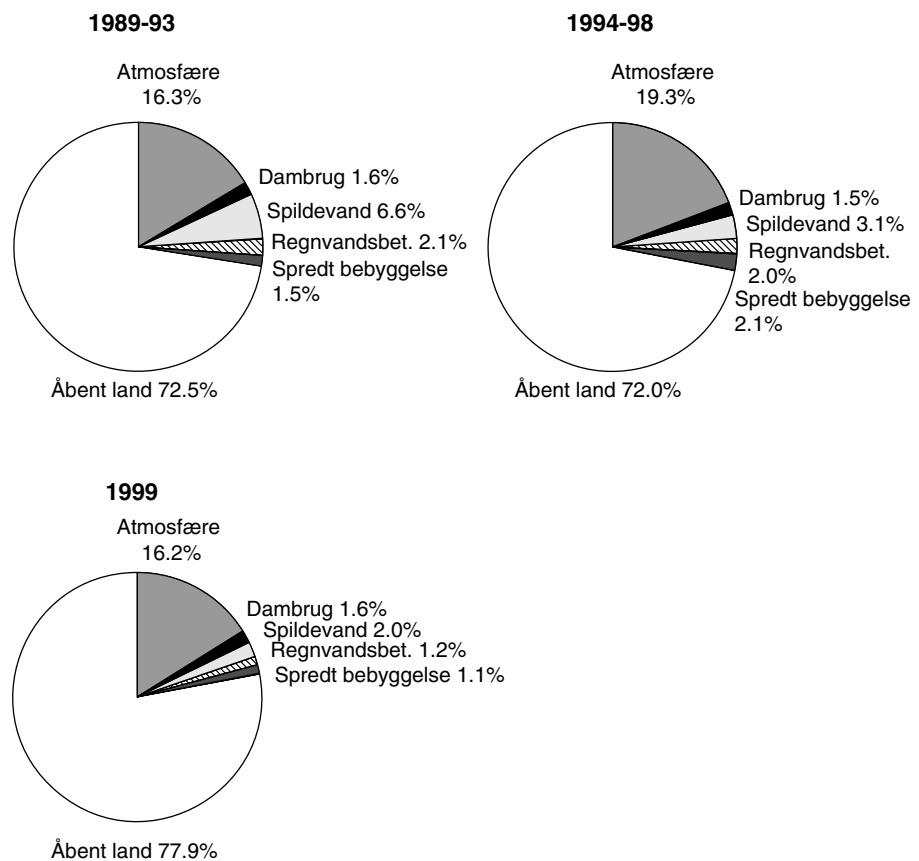
		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Total tilførsel	1989-93	4,31	0,02	0,15	0,71	2,55	52,63
	1994-98	2,24	0,01	0,18	0,66	2,20	24,18
	1999	2,81	0,01	0,14	0,82	2,43	28,65
Tilførsel fra spildevand	1989-93	2,09	0	0	0	0,23	25,97
	1994-98	0,68	0	0	0	0,10	9,00
	1999	0,35	0	0	0	0,04	3,98
Tilførsel fra regnvandsbet. udløb	1989-93	0,29	0	0	0,01	0,08	2,14
	1994-98	0,29	0	0	0,01	0,11	2,73
	1999	0,25	0	0	0,01	0,10	2,61
Tilførsel fra spredt bebyggelse	1989-93	0,61	0	0	0,13	0,40	7,48
	1994-98	0,57	0	0,00	0,11	0,26	8,20
	1999	0,40	0	0	0,09	0,23	5,18
Tilførsel fra dambrug	1989-93	0,09	0	0	0	0	2,19
	1994-98	0,02	0	0	0	0	0,38
	1999	0,01	-0,17	0	0	0	0,24
Tilførsel fra åbent land	1989-93	1,25	0,00	0,06	0,26	0,79	15,60
	1994-98	0,82	0,01	0,06	0,35	0,82	7,02
	1999	1,87	0,01	0,09	0,51	1,46	19,22

*75 % af kvælstoftilførslen kommer fra det åbne land*

Kvælstofbelastningen fra det åbne land udgjorde i 1999 mere end  $\frac{3}{4}$  af den totale tilførsel (Fig. 3.2). I de foregående år var denne andel dog lidt mindre. Det atmosfæriske bidrag er den næstvigtigste kilde med en andel på 16-19 % såvel i perioderne 1989-93 og 1994-98 som i 1999. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger, dambrug og spredt bebyggelse er som gennemsnit betragtet mindre væsentlige kilder til kvælstoftilførslen til søerne.

*Kvælstof fra spildevand reduceret*

Som for fosfor er kvælstoftilførslen til søerne fra spildevand reduceret meget fra 1989-93 til 1999 (Tabel 3.4). Gennemsnittet er faldet med næsten  $\frac{2}{3}$  fra 16,9 tons N år<sup>-1</sup> til 6,1 tons N år<sup>-1</sup>. Den samlede tilførsel er også reduceret fra 1989-93 til 1999 på trods af, at tilførslen af kvælstof fra det åbne land er steget i samme tidsrum.



Figur 3.2 Den procentuelle kildefordeling af kvælstoftilførslen til overvågningssøerne for perioden 1989-93 (øverst til venstre) og perioden 1994-98 (øverst til højre) samt for 1999 (nederst). Fordelingen er beregnet som gennemsnit af de enkelte søers procentfordeling.

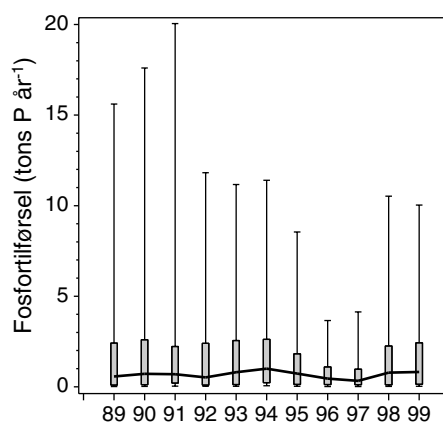
### 3.5 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder

Der var stor variation i næringsstofftilførslen fra sø til sø og fra år til år i de enkelte søer. I det følgende er denne variation illustreret ved de såkaldte boxplot, der viser 10%-fraktilen, 25%-fraktilen (1. kvartil), 50 %-fraktilen (medianen), 75 %-kvartilen (3. kvartil) og 90 %-kvartilen.

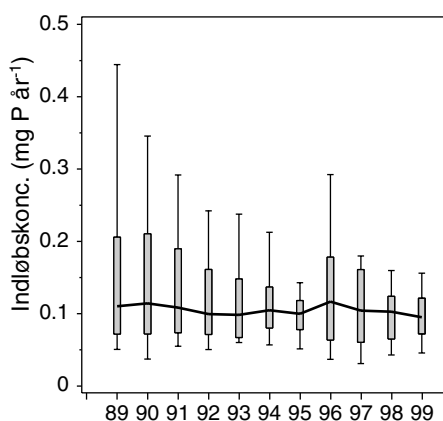
*Fosfortilførsel faldet i de mest belastede søer*

Medianfosfortilførslen til søerne er i store træk uændret i perioden fra 1989 til 1999, men den følger dog i høj grad afstrømningen i de enkelte år. Således var tilførslen også højere i 1998 og 1999 sammenlignet med 1996 og 1997. Der er dog sket et væsentligt fald i tilførslen til de mest belastede søer frem til 1998 og 1999 (90 %-fraktilen og 75 %-fraktilen, Fig. 3.3).





Figur 3.3 Boxplot for den totale tilførsel af fosfor (tons P år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.



Figur 3.4 Boxplot for den vandføringsvægtede totalfosfor indløbskoncentration (mg P l<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.

Belastningen kan også vurderes ud fra den vandføringsvægtede indløbskoncentration, og den har været faldende i den halvdel af søerne, der har de højeste koncentrationer (Fig. 3.4). Dog var der tendens til en stigning til nogle søer i 1997 og især 1996, men den faldende tendens er herefter fortsat i 1998 og 1999. Stigningen i de to tørre år 1996 og 1997 kan muligvis hænge sammen med en mindre fortynding af punktkildebidragene. I søer med de laveste koncentrationer, har koncentrationen derimod været nogenlunde uændret. De faldende indløbskoncentrationer er stort set uafhængige af variationen i belastningen fra det åbne land (Fig. 3.5).

Stoftilførslen fra det åbne land, der var ret lav i de tørre år 1996 og 1997 og høj i 1998, var i 1999 endnu højere (Fig. 3.5). Der er således en tydelig tendens til øget udvaskning ved stigende nedbørsmængde. Derudover ser det ud til, at andre faktorer gør sig gældende, men det er svært at konkludere, om eventuelle ændringer i landbrugspraksis kan have en indflydelse. Den umiddelbare sammenhæng mellem stoftilførsel og vandtilførsel er dog også tydelig og samtidig den væsentligste faktor.

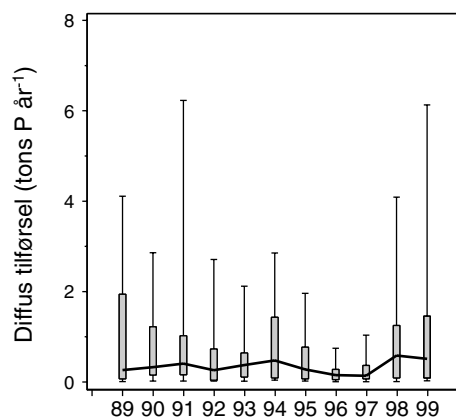
*Fald i kvælstoftilførslen i 1996 og 1997*

Den totale kvælstoftilførsel til søerne (Fig. 3.7) har i høj grad fulgt år til år variationen i vandafstrømningen (Fig. 3.6). Kvælstoftilførslen til

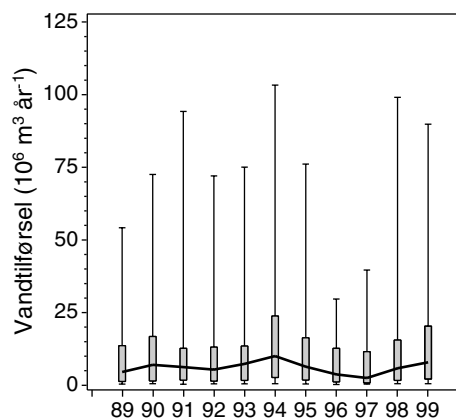
søerne var således også høj i 1999, dog generelt ikke helt så høj som i 1998.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof er ikke i samme grad ændret i perioden 1989 til 1999 (Fig. 3.8), men der er dog tendens til et fald igennem overvågningsperioden 1989-99. Indløbskoncentrationen, der var høj i 1998 især sammenlignet med de tørre år (1996 og 1997), faldt igen lidt i 1999. En mulig forklaring på dette kan være, at der i 1998 var en ekstra høj udvaskning på grund af den forholdsvis mindre udvaskning i 1996 og 1997. Således at der er opbygget en pulje i 1996 og 1997, der blev udvasket i 1998.

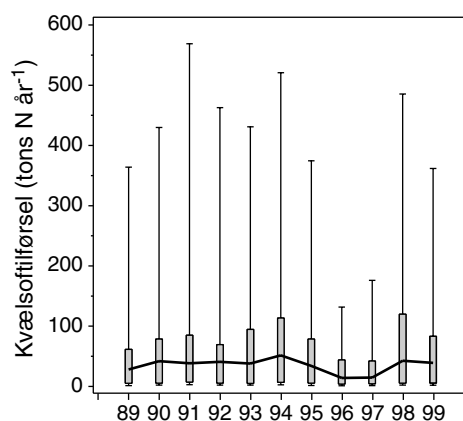
Den diffuse tilførsel af kvælstof var høj i 1999 (Fig. 3.9). I de to tørre år (1996 og 1997) var den noget lavere end normalt, men i 1998 og 1999 var niveauet næsten som i 1994. Den væsentligste faktor af betydning for dette er tydeligvis vandafstrømningen.



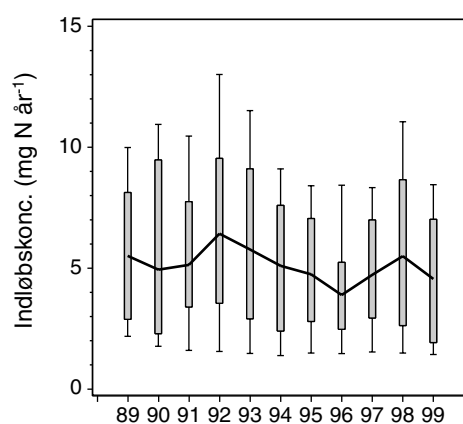
Figur 3.5 Boxplot for den diffuse tilførsel af fosfor (tons P år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.



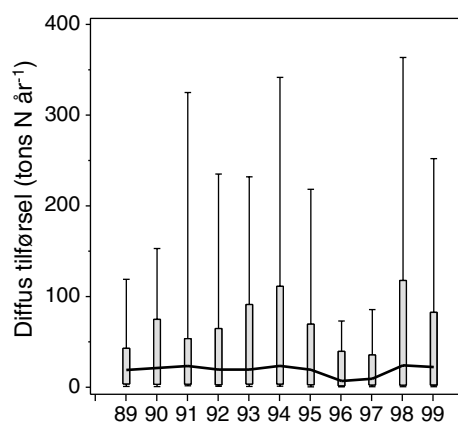
Figur 3.6 Boxplot for den totale vandtilførsel (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.



Figur 3.7 Boxplot for den totale tilførsel af kvælstof (tons N år<sup>-1</sup>) til i søerne 1989-99, n=27.



Figur 3.8 Boxplot for den vandføringsvægtede totalkvælstof indløbskoncentration (mg N l<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.



Figur 3.9 Boxplot for den diffuse tilførsel af kvælstof (tons N år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-99, n=27.

### 3.6 Sammenfatning

En oversigt over overvågningssøernes oplande viser, at disse dækker en række forskellige typer, herunder oplande domineret af landbrugsdrift, naturoplande og oplande, hvor punktkilder er den væsentligste kilde til stoftilførslen.

Den største kilde til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne i dag er bidraget fra det åbne land, dvs. bidrag fra landbruget samt baggrundsbidrag.

Fosfortilførslen er blevet reduceret til mange af søerne - hovedsageligt som følge af en øget rensningsindsats på spildevandsanlæg eller afskæring af byspildevand.

Kvælstoftilførslen følger stort set afstrømningen, og var i både 1998 og 1999 næsten tilbage på et niveau som i 1994.

*[Tom side]*

## 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof og fosfor

### 4.1 Indledning

*Næringsstoffer bestemmer søtilstand*

Søvandets næringsstofkoncentrationer og dermed miljøtilstanden er i høj grad styret af tilløbskoncentrationen af næringsstoffer og af vandtilstrømningen. Modeller til beskrivelse af søvandskoncentrationen af fosfor og kvælstof i danske søer indeholder da også både indløbskoncentrationer og vandets opholdstid som de primære forklarende variable (Kristensen et al., 1990b; Jensen et al., 1994a, Jensen et al., 1997). Søvandskoncentrationen af fosfor er tillige ofte påvirket af udvekslingen mellem søvandet og sedimentpuljen, specielt ved markante belastningsændringer.

*Beskrivelse af den eksterne tilførsel*

En veldokumenteret beskrivelse af den eksterne tilførsel af næringsstoffer og vand er en vigtig forudsætning både for vurdering af den øjeblikkelige tilstand og udvikling, og ikke mindst når man skal vurdere mulighederne for at forbedre miljøtilstanden.

I dette kapitel er vand- og næringsstofbalancerne for fosfor og kvælstof behandlet for overvågningssøerne i perioden 1989-99.

### 4.2 Metoder

*Massebalancer på baggrund af månedsbalancer for vand og stof*

For at kunne opstille pålidelige massebalancer er det vigtigt, at der måles på en betydelig del af det vand, som tilføres og fraføres søen. Dette vurderes muligt for 16 af de 31 overvågningssøer. Balancerne for disse søer er beregnet ved månedsvis afstemning af vandbalancen på baggrund af amtskommunernes indberetning af månedlige vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning samt direkte tilledninger til søerne.

*Vandbalancer*

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

$$Q_{\text{målt}} + Q_{\text{umålt}} + Q_{\text{nedbør}} + Q_{\text{indsivning}} = Q_{\text{afløb}} + Q_{\text{fordampning}} + Q_{\text{udsivning}} + \Delta_{\text{volumen}} \quad (1)$$

*Beregningsmetode*

$Q_{\text{målt}}$  er summen af målte tilløb (målt opland),  $Q_{\text{umålt}}$  er ikke-målt beregnet tilløb (umålt opland), ofte beregnet ved simpel oplandskorrektion til det målte tilløb,  $Q_{\text{nedbør}}$  og  $Q_{\text{fordampning}}$  er beregnet på baggrund af oplysninger fra Statens Planteavlsvforsøg i Foulum samt DMI,  $Q_{\text{afløb}}$  er det målte afløb. Henholdsvis  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  er derefter beregnet ved afstemning af ovenstående ligning (1), og der er således tale om et nettoresultat. Enten  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  må nødvendigvis antages at være 0 i den givne måned. Årsbalancer er herefter beregnet ved summering af de enkelte måneders resultater.

*Grundvandsudveksling*

En fare ved beregningen af grundvandsudvekslingen ( $Q_{\text{indsivning}}$  og  $Q_{\text{udsivning}}$ ) som en differens mellem de målte og estimerede størrelser er naturligvis, at metoden akkumulerer eventuelle usikkerheder eller fejl i dette ligningsled. Det er dog tidligere blevet sandsynliggjort, at

der er tale om en reel grundvandsudveksling (Jensen et al., 1995). Ligesom måneds- og årsafstemte vandbalancer stort set er identiske.

### Stofbalancer

Efter opstillingen af vandbalancerne er stofbalancerne (for stof S) beregnet efter samme princip som (1):

$$\text{Til}_S - S_{\text{soretention}} = \text{Afl}_S + \Delta_{\text{magasin}_S} \quad (2)$$

hvor

$$\text{Til}_S = \text{Til}_{S_{\text{målt}}} + \text{Til}_{S_{\text{umålt}}} + \text{Til}_{S_{\text{direkte}}} + \text{Atm}_S + \text{Indsiv}_S \quad (3)$$

og

$$\text{Afl}_S = \text{Afl}_{S_{\text{målt}}} + \text{Udsiv}_S \quad (4)$$

$\Delta_{\text{magasin}_S}$  er ændringen i stofindhold over måneden.  $\text{Til}_S$  er den samlede stoftilførsel fra det målte opland ( $\text{Til}_{S_{\text{målt}}}$ ), umålt opland ( $\text{Til}_{S_{\text{umålt}}}$ ), direkte spildevandstilledninger ( $\text{Til}_{S_{\text{direkte}}}$ ), atmosfærisk deposition ( $\text{Atm}_S$ ) og beregnet udsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Samlet stoffrørsel ( $\text{Afl}_S$ ) er summen af målt frørsel i afløbet ( $\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$ ) og beregnet udsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Retentionen af stof i søen ( $S_{\text{soretention}}$ ) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

### Koncentrationer for målte vand til- og frørsler

Stofbalancerne er således opgjort ved at tildele de enkelte komponenter i vandbalancen enten målte eller estimerede stoffkoncentrationer, samt ved at addere bidrag fra direkte punktkilder. Såvel  $Q_{\text{umålt}}$  som  $Q_{\text{indsivning}}$  er som udgangspunkt tildelt den koncentration, der er fundet i det målte tilløb,  $Q_{\text{udsivning}}$  er som udgangspunkt tildelt søvands koncentration. Hvor amtskommunerne har dokumenteret rimeligheden i anvendelsen af andre koncentrationer, er disse dog anvendt. For nedbøren er anvendt standardværdierne (se Tabel 3.1), hvor amtskommunerne ikke har dokumenteret andre værdier.

### Beregning af stofretention

Ved beregning af absolutte stofretentioner er der korrigeret for magasinændringer i søvolumenet. De relative tilbageholdelser (retentionsprocenter) er beregnet som procent af den samlede stoffmængde til rådighed for retention, dvs. som procent af den tilførte mængde samt den tilstedeværende mængde i søvolumenet ved beregningsperiodens start. Dette betyder, alt andet lige, at tilbageholdelsesprocenterne er mindre end dem, man ellers finder i litteraturen.

### Stoftransportberegning

I næsten alle søtilløb er stoftransporten beregnet ved punktprøvetagning af vandkemi og kombineret med kontinuert målte vandføringer (C-lineær-interpolations metoden). I enkelte tilløb er der dog tillige opsat en station til kontinuert prøvetagning af vandkemi.

### Usikkerheder på stoftransportberegninger

Ud over usikkerheden på beregningen af stoftilførslen til søerne fra de umålte oplande og eventuel grundvandsindsivning er der naturligvis også en vis usikkerhed på de beregnede stoftransporter i de 'målte' vandløb. Punktprøvetagning i vandløb i små oplande underestimerer generelt transporten af total fosfor. I 13 vandløb i dyrkede oplande (5-40 km<sup>2</sup>) med intensiv, kontinuert prøvetagning (ugepuljede prøver) var fosfortransporten således i gennemsnit 26 % større end transporten beregnet på baggrund af punktprøvetagning (Larsen et al., 1995). Forskellen skyldes især en underestimering af trans-

porten af partikulært P. Det må derfor antages, at der i de målte søtilløb generelt også beregnes en for lille partikulær fosfortransport. Dog viser beregninger baseret på søer med kontinuert prøvetagning i tilløb, at underestimeringen af fosfortransporten for disse søer er væsentlig mindre (<10 %) end de 26 % fundet for de 13 vandløbsoplande.

*Fosfortilførslen underestimeret?*

Det er imidlertid ikke muligt umiddelbart at korrigere fosfortransporten i søtilløbene til en 'mere sand' transport, fordi de relative afvigelser mellem de to førnævnte metoder varierede meget i de 13 undersøgte vandløb, og fordi afvigelserne ikke har kunnet relateres til vandløbsspecifikke parametre. Problemstillingen er dog relevant ikke alene af hensyn til et korrekt estimat af fosfortilførslen til søerne, men også af hensyn til beregning af stofretention og kildeopsplitningen af tilførslen. Det dyrkningsbetingede bidrag til fosfortilførslen beregnes ud fra differencen mellem den totale tilførsel og tilførsel fra øvrige kilder til fosfortilførslen. En generel underestimering af fosfortilførslen med den anvendte prøvetagnings-metodik vil således også medføre en underestimering af de dyrkningsbetingede bidrag og tilsvarende generelt overestimere de relative bidrag fra øvrige kilder. Det er dog usikkert, i hvor høj grad det partikulært tilførte fosfor er eller bliver tilgængeligt for planteplanktonets vækst.

### 4.3 Vandbalancer for søerne

*Søernes vandbalancer*

Generelt er der målt på hovedparten af vandet i de 16 søer, men for nogle søer er betydningen af det umålte opland, nedbøren eller grundvandsudvekslingen stor. Her er det af stor vigtighed, at der anvendes realistiske koncentrationer for fosfor og kvælstof (jf. *Jensen et al., 1995*).

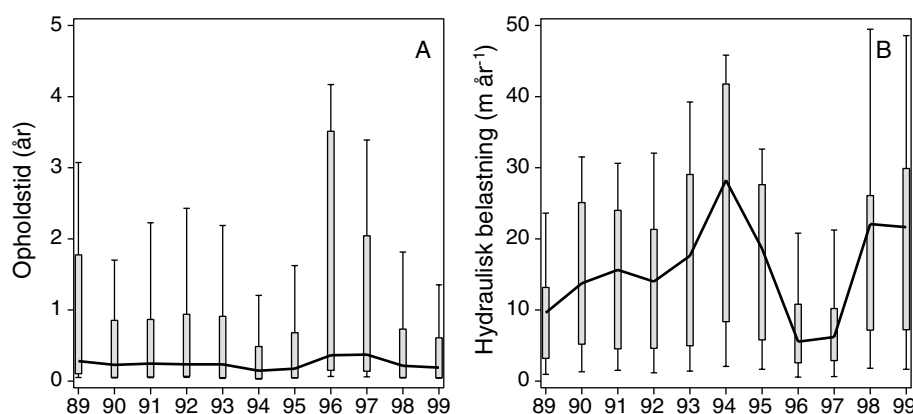
Da de danske søer generelt er små og har et lille vandvolumen, er opholdstiderne i høj grad påvirkede af det enkelte års afstrømningsforhold - næsten tre fjerdedele af de 31 overvågningssøer har en opholdstid på mindre end et år, det vil sige, at alt vandet i disse bliver udskiftet én til flere gange årligt.

År- til år variationerne i vandopholdstiderne ( $T_w$ ) og de hydrauliske belastninger ( $q_s$ ) for de 16 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, ændres også markant fra år til år afhængig af nedbørsforhold (Fig. 4.1A og 4.1B). Således var opholdstiderne lange i de tørre år 1989, 1996 og 1997. De længste opholdstider i overvågningsperioden blev registreret i 1996 og 1997. I det våde år 1994 og til dels også i 1998 og 1999 var opholdstiderne betydeligt kortere end de øvrige overvågningsår. Også i 1999 var opholdstiderne korte, dog ikke så udpræget som i 1994, men kortere end i 1998. Sammenlignes 1999 med de to perioder 1989-93 og 1994-1998 er opholdstiden væsentlig kortere og den hydrauliske belastning væsentlig større i 1999 (Tabel 4.1). Modsat var den hydrauliske belastning højest i 1994 og mindst i 1996 og 1997.



Tabel 4.1 Oversigt over vandopholdstid ( $T_w$ , år) og hydraulisk belastning ( $q_s$ ,  $m \text{ år}^{-1}$ ). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Opholdstid ( $T_w$ )	1989-93	0,707	0,048	0,064	0,241	1,006	3,495
	1994-98	0,903	0,050	0,084	0,248	1,520	4,783
	1999	0,465	0,040	0,046	0,190	0,609	2,405
Hydraulisk belastning ( $q_s$ )	1989-93	18,1	1,2	4,6	15,4	23,4	88,4
	1994-98	18,8	1,2	5,3	16,8	23,3	83,0
	1999	22,9	1,5	7,2	21,6	29,9	75,5



Figur 4.1 A: Udviklingen i opholdstiden ( $T_w$ , år) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. B: Udviklingen i den hydrauliske belastning ( $q_s$ ,  $m \text{ år}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999.

#### 4.4 Fosforbalancer for søerne

*Stor variation i fosfortilførslen og -tilbageholdelsen*

*Reduceret tilførsel af fosfor til søerne*

I Tabel 4.2 er nøgletallene for fosforbelastning og -balancer i overvågnings søerne i perioden fra 1989 til 1999 angivet.

Fosfortilførslen var stadig høj i 1999 (Tabel 4.2, Fig. 4.2A), dog er fosfortilførslen til søerne med den største tilførsel reduceret gennem overvågningsperioden. Samtidig er det tydeligt, at vandtilførslen har en afgørende betydning for fosfortilførslen de enkelte år. Fosfortilførslen har således alt andet lige været høj i våde år og lav i tørre år. Men uafhængigt heraf er fosfortilførslen reduceret signifikant for 4 af de 16 søer medtaget i analyserne i dette kapitel (Tabel 4.3).

Tabel 4.2 Fosforbalancer for 16 af overvågningssøerne i perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Indløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	1989-93	0,239	0,064	0,107	0,137	0,211	1,437
	1994-98	0,120	0,070	0,089	0,112	0,138	0,228
	1999	0,123	0,078	0,092	0,105	0,127	0,315
Udløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	1989-93	0,221	0,045	0,090	0,112	0,222	1,169
	1994-98	0,125	0,035	0,069	0,090	0,171	0,304
	1999	0,103	0,036	0,073	0,091	0,131	0,184
Tilførsel (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989-93	12,0	0,6	2,5	6,7	11,2	60,6
	1994-98	7,0	0,6	2,5	7,1	10,7	21,8
	1999	9,7	0,7	3,1	7,1	11,8	43,3
Tilbageholdelse (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989-93	1,7	-5,5	-0,2	0,6	2,3	10,8
	1994-98	0,4	-6,7	-0,3	0,5	1,8	5,5
	1999	2,3	-1,9	-0,2	0,6	1,5	25,5
Tilbageholdelse (%)	1989-93	7,7	-37,3	-5,4	7,6	16,6	50,8
	1994-98	9,1	-56,7	-4,1	14,9	23,7	40,3
	1999	12,0	-16,7	-5,9	8,1	23,9	57,9

Tabel 4.3 Udviklingen i overvågningssøernes massebalancer for fosfor fra 1989 til 1999. -/+, -/++, ---/++++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Pi er indløbskoncentrationen i mg P l<sup>-1</sup>. Pu er udløbskoncentrationen. Ptilm2 er fosfortilførslen pr. m<sup>2</sup>. Pretm2 er den arealspecifikke fosfortilbageholdelse (mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) og Pret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

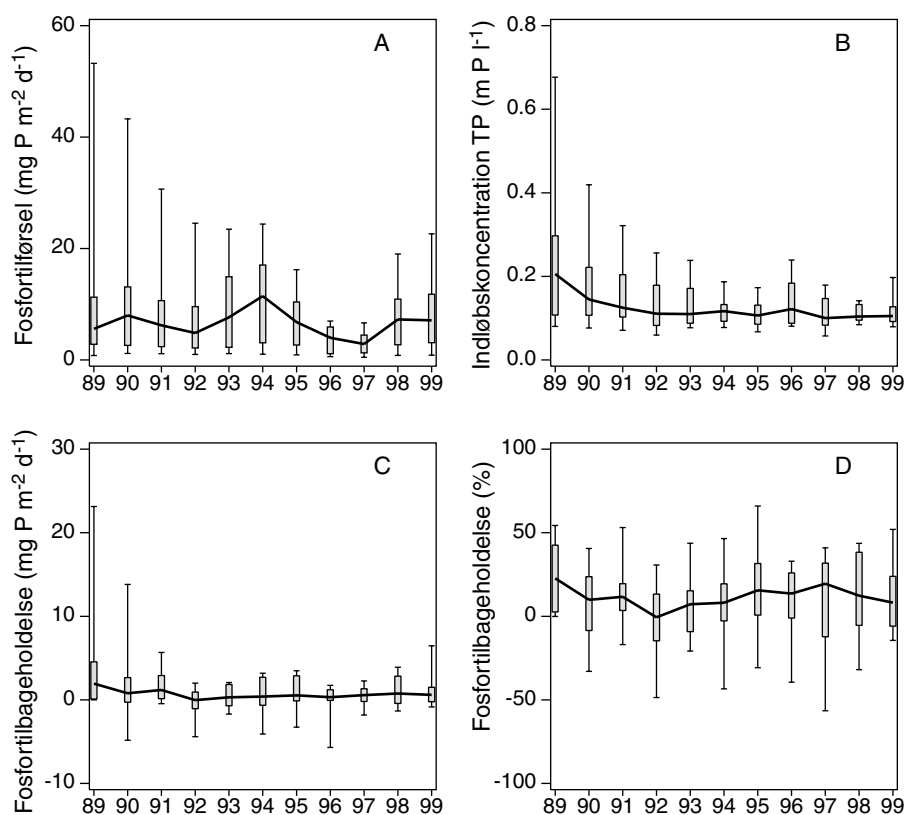
	Pi	Pu	Ptilm2	Pretm2	Pret(%)
Ravn Sø	---	--	0	0	0
Søholm Sø	+++	0	0	0	0
Ørn Sø	---	---	----	-	0
Fårup Sø	0	--	0	0	0
Bryrup Langsø	--	---	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	0
Tissø	----	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	----	0	++	++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	--	0	0	0	0
Tystrup Sø	---	-	---	---	--
Arresø	----	----	----	0	0
Vesterborg Sø	0	-	0	0	0
St. Søgård Sø	0	-	0	++	++
Søgård Sø	0	--	0	++	++
Gundsømagle Sø	----	----	----	0	-
i alt +/+/+/+/++++	1	0	0	3	3
i alt -/-/-/-/----	8	11	4	2	2

Reduceret indløbskoncentration af totalfosfor

Indløbskoncentrationen af totalfosfor er reduceret væsentligt i perioden 1989 til 1999 (Tabel 4.3, Fig. 4.2B). I 8 af de 16 søer er reduktionen signifikant.

For 11 af de 16 søer er også udløbskoncentrationen reduceret signifikant (Tabel 4.3). For det meste er der sammenfald mellem nedgang i indløbskoncentration og udløbskoncentration. For nogle søer er registreret betydeligt større fald i udløbskoncentration end i indløbskon-

centration. I f.eks. Engelsholm sø, er der sket en væsentlig formindskelse i bestanden af planktivore fisk og et skift til en klarvandet tilstand. Dette har betinget en højere stoff tilbageholdelse, og dermed en relativ større reduktion i udløbskoncentrationen sammenlignet med indløbskoncentrationen.

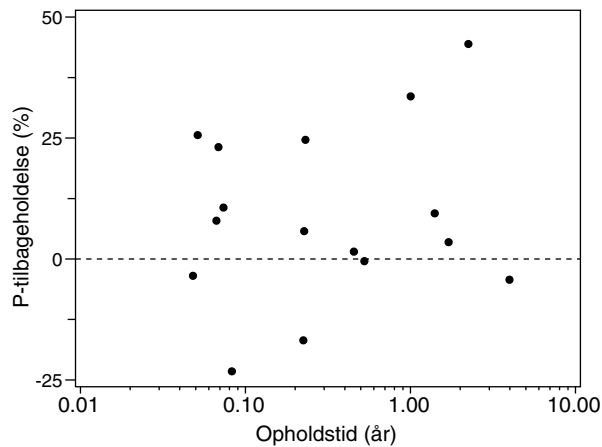


Figur 4.2 A: Udviklingen i tilførslen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. B: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. C: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. D: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor (%) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999.

#### Mindre fosfortilbageholdelse

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne i absolutte mængder ser efter en tendens til et fald ud til atter at være stigende (Tabel 4.2, Fig. 4.2C). Dog var der i ca. 1/3 af søerne en negativ tilbageholdelse. Tidligere ophobet fosfor i sedimentet bliver stadig frigivet specielt i de mere næringsrige søer. Dette betyder samtidigt, at også ændringer i søvandet (totalfosfor, klorofyl m.v.) er mindre, end man skulle forvente ud fra formindskelsen i den eksterne belastning (se Kapitel 5). De absolutte tilbageholdelsesrater af fosfor i søerne er faldet signifikant i 2 af de 16 søer i overvågningsperioden og øget i 3 (Tabel 4.3).

Den gennemsnitlige relative tilbageholdelse af fosfor er steget i overvågningsperioden (Tabel 4.2, Fig. 4.2D), blandt andet betinget af de 3 søer, Engelsholm Sø, St. Søgård og Søgård Sø, hvor den relative tilbageholdelse er øget signifikant (Tabel 4.3). Medianen for den relative tilbageholdelse var derimod højest i 1994-98.



Figur 4.3 Sammenhængen mellem fosfortilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer. Bemærk, at negativ tilbageholdelse er frigivelse.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger kun i ringe omfang de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (f.eks. Vollenweider-modellen), hvor der forudsiges øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 4.3). Andre faktorer spiller øjensynlig en vigtigere rolle, bl.a. kan ændringer i den biologiske struktur påvirke stoftilbageholdelsen markant (Jeppesen *et al.*, 1998). Den mest afgørende faktor i perioden 1989 til 1999 er, at en del af søerne ikke er i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel, men under indflydelse af intern fosforfrigivelse fra sedimentet.

Table 4.4 Kvælstofbalancer for 16 af overvågningssøerne i perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Indløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	1989-93	7,98	1,52	5,93	8,27	10,77	11,77
	1994-98	6,28	1,47	4,92	6,52	7,88	10,96
	1999	5,84	1,41	4,48	6,19	7,54	8,81
Udløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	1989-93	5,05	1,37	3,23	4,40	7,15	9,88
	1994-98	4,12	1,32	2,27	4,23	5,61	7,97
	1999	4,14	1,32	2,74	4,08	5,43	8,01
Tilførsel (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989-93	400	40	165	406	551	978
	1994-98	349	23	147	350	520	1033
	1999	401	24	167	345	580	1152
Tilbageholdelse (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989-93	122	21	60	113	164	313
	1994-98	98	13	35	81	129	297
	1999	111	7	50	93	160	337
Tilbageholdelse (%)	1989-93	32,6	10,1	19,4	31,3	41,5	57,5
	1994-98	31,2	9,5	16,5	27,4	43,9	66,6
	1999	30,1	6,2	14,8	25,5	45,8	64,5

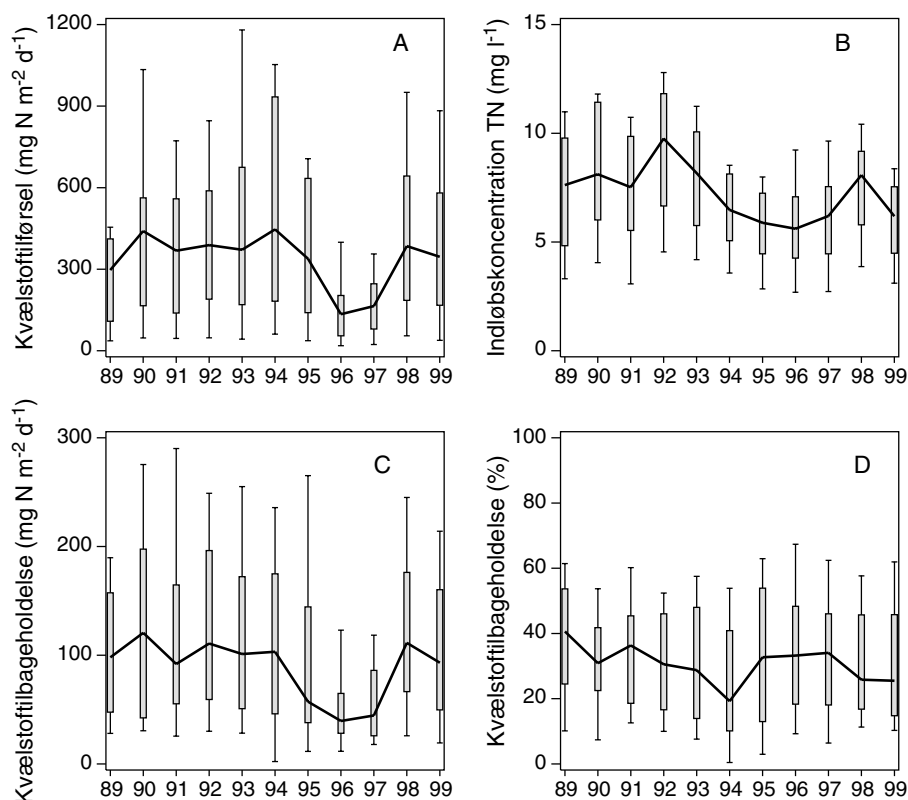
## 4.5 Kvælstofbalancer for søerne

Stor kvælstoftilførsel i 1999

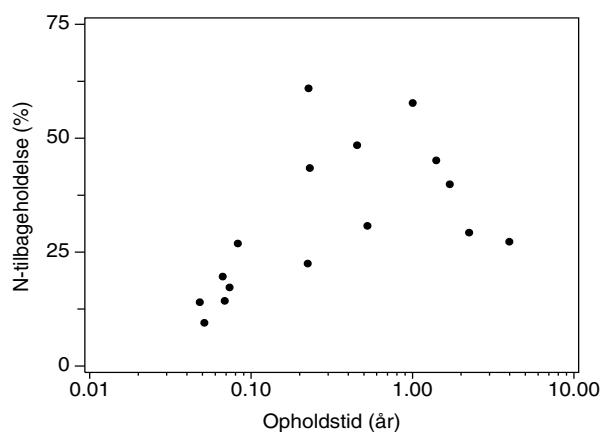
Kvælstoftilførslen til de 16 søer var i 1999 på højde med 1998 og væsentlig højere end i de to tørre år, 1996 og 1997 (Tabel 4.4, Fig. 4.4A). Kun til 2 af søerne er kvælstoftilførslen reduceret signifikant i perioden 1989 til 1999 (Tabel 4.5).

Tilløbs- og afløbskoncentrationer

Indløbskoncentrationen af kvælstof var i 1999 lavere end i 1998 og på niveau med 1996 og 1997 (Tabel 4.4, Fig. 4.4B). Indløbskoncentrationen er reduceret statistisk signifikant til 7 af de 16 søer, og udløbskoncentrationen for 5 søer (Tabel 4.5).



Figur 4.4 A: Udviklingen i tilførslen af totalkvælstof ( $\text{mg N}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. B: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. C: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof ( $\text{mg N m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999. D: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof (%) for de 16 søer i perioden 1989 til 1999.



Figur 4.5 Sammenhængen mellem kvælstoftilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer.

Kvælstoftilbageholdelsen var i 1999 gennemsnitligt  $111 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Tabel 4.4, Fig. 4.4C), hvilket svarer til 1998-niveauet, men er væsentligt højere end i 1996 og 1997, hvor tilbageholdelsen var  $50\text{-}60 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , modsvarende den mindre tilførsel i disse år.

Den relative tilbageholdelse (i % af tilførslen) har været nogenlunde konstant (30-35 %) i perioden 1989-99 (Tabel 4.4; Fig. 4.4D). Således er den relative tilbageholdelse også kun ændret signifikant i 3 af de 16 søer i løbet af de 11 år.

Tabel 4.5 Udviklingen i overvågningssøernes massebalancer for kvælstof fra 1989 til 1999. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Ni er indløbskoncentrationen  $\text{mg N l}^{-1}$ . Nu er udløbskoncentrationen. Ntilm2 er kvælstoftilførslen pr.  $\text{m}^2$ . Nretm2 er den arealspecifikke kvælstoftilbageholdelse ( $\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Nret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

	Ni	Nu	Ntilm2	Nretm2	Nret(%)
Ravn Sø	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0
Søholm Sø	-	0	---	--	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	++	0
Hinge Sø	-	0	0	0	0
Tissø	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	--	0	+	++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	-	--	0	0	+
Tystrup Sø	--	0	0	0	0
Arresø	----	-	--	-	0
Vesterborg Sø	0	0	0	0	0
St. Søgård Sø	--	---	0	0	0
Søgård Sø	0	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	---	-	0	-	-
i alt +/++/+++/++++	0	0	0	2	2
i alt -/--/---/----	7	5	2	3	1

Tilbageholdelsen af kvælstof i søerne følger i højere grad end for fosfor de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (se f.eks. Jensen *et al.*, 1997) med øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 4.12). Der er dog også andre faktorer, der spiller en rolle. Fiskedød og opfiskning i Arreskov Sø, samt indgreb i fiskebe-

standen i Engelsholm Sø som led i sørestaurering har således ført til en markant forøgelse i kvælstoftilbageholdelsen (Jeppesen *et al.*, 1998). I Arreskov Sø, for eksempel, steg tilbageholdelsesprocenten på årsbasis fra 26-38 % før fiskedøden til 48-62 % efter. Det var karakteristisk, at den procentuelle tilbageholdelse steg, når søen blev klarvandet. Forbedringer i søernes miljøtilstand vil derfor kunne øge kvælstofabet i lavvandede søer og dermed mindske transporten til N-følsomme marine områder.

## 4.6 Sammenfatning

For 16 af de 31 overvågningssøer har det været muligt at opstille rimeligt nøjagtige vandbalancer og stofbalancer for kvælstof og fosfor.

Vandets opholdstid var forholdsvis kort i søerne i 1999, og den hydrauliske belastning omvendt høj. Opholdstiden var næsten på samme niveau som i det hidtil vådeste år 1994.

Fosfortilførslen til de 16 søer er reduceret i de 11 overvågningsår, og reduktionen er signifikant til 6 af de 16 søer. Specielt søer, der tidligere har haft en meget høj tilførsel, har fået deres tilførsel reduceret.

Indløbskoncentrationen af totalfosfor er reduceret væsentligt i perioden 1989 til 1999. Til 8 af de 16 søer er reduktionen statistisk signifikant i perioden 1989 til 1999.

Kvælstoftilførslen til de 16 søer er ikke reduceret væsentligt i overvågningsperioden. Statistisk set er kvælstoftilførslen dog også kun reduceret til 2 af de 16 søer. Indløbskoncentrationen er dog signifikant reduceret til 7 af de 16 søer.

Tilbageholdelsen af kvælstof er såvel i absolutte mængder som relativt på et middelniveau for hele overvågningsperioden. Variationen i den relative tilbageholdelse er i høj grad styret af vandets opholdstid i søerne. Ved korte opholdstider er der alt andet lige altid mindre relativ kvælstoftilbageholdelse end ved lange opholdstider.

Den biologiske struktur påvirker både tilbageholdelsen af fosfor og kvælstof i søerne. Eksempler er Arreskov Sø og Engelsholm Sø, hvor fiskebestanden er blevet mindre domineret af fredfisk, og stoftilbageholdelsen er samtidig steget.

## 5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable

### 5.1 Indledning

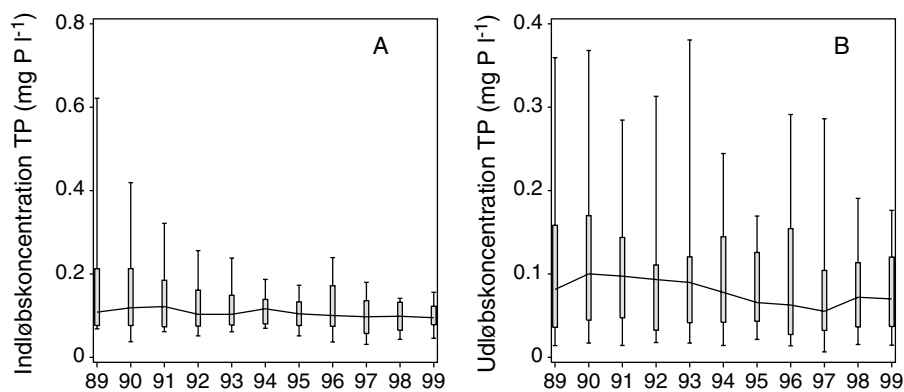
Tidsserien for overvågningssøerne er nu oppe på 11 år (1989 til 1999). Muligheden for at iagttage eventuelle signifikante ændringer i de forskellige indikatorer på miljøtilstanden er derfor øget. I dette afsnit er der foretaget en status for situationen i 1999 samt en statistisk vurdering af udviklingen af en række fysiske, kemiske og biologiske parametre.

### 5.2 Metode

#### *Databehandling*

Vurderingen er især foretaget på grundlag af tidsvægtede gennemsnit af de enkelte variable på års- eller sommerbasis (1/5 til 1/10). For plante- og dyreplankton er kun anvendt sommergennemsnit og for fiskeyngel og makrofyter en enkelt måling gennem sæsonen. De statistiske beregninger er baseret på lineær regression på de udregnede middelværdier og er testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen - d.v.s. om der gennem de 11 år har været en statistisk sikker ændring. Responsvariablen er logaritmetransformeret især for at sikre varianshomogenitet. På grund af den forholdsvis korte tidsserie har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10 % signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. Man skal være opmærksom på, at det med denne metode vil være lettere statistisk at påvise en jævn udvikling over en årrække end pludselige ændringer.

27 af de 31 søer, der er undersøgt i overvågningsprogrammet i 1999, har længere tidsserier, og den tidslige udvikling har derfor kunnet analyseres. Data for de resterende 4 søer (brakvandssøer) er medtaget i et separat afsnit til sidst, hvor der kort gøres rede for deres miljøtilstand i 1998 og 1999.



Figur 5.1 A: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1999. B: Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1999.



*Tabel 5.1 Totalfosforkoncentration i tilløb og afløb. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågnings søer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.*

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
<b>Årsværdier</b>							
Indløb,	1989-93	0,204	0,023	0,078	0,124	0,199	1,437
Total-P	1994-98	0,118	0,021	0,081	0,097	0,137	0,425
	1999	0,105	0,016	0,078	0,095	0,122	0,315
Udløb,	1989-93	0,154	0,009	0,042	0,093	0,146	1,169
Total-P	1994-98	0,096	0,007	0,043	0,071	0,115	0,304
	1999	0,081	0,002	0,037	0,070	0,120	0,218

*Tabel 5.2 Udviklingen i tilløbs- og afløbskoncentrationer for overvågnings søerne af totalfosfor (total-P) og totalkvælstof (total-N) fra 1989 til 1999. -/+ , -/+ + , ---/+ + + , ---/+ + + + svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.*

	Årsmiddel			
	Total-P, indløb	Total-P, udløb	Total-N, indløb	Total-N, udløb
Søby Sø	--	0	0	0
Holm Sø	---	0	0	0
Maglesø	0	0	0	--
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	---	--	0	0
Søholm Sø	+++	0	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	--	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	---	---	-	0
Furesøen	-	0	---	0
Fårup Sø	0	--	0	0
Damhussøen	-	---	0	0
Bryrup Langsø	--	---	0	0
Hinge Sø	0	0	-	0
Tissø	----	0	0	0
Engelsholm Sø	0	----	0	--
Bagsværd Sø	0	---	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	--	0	-	--
Tystrup Sø	----	-	--	0
Arresø	----	----	----	-
Vesterborg Sø	0	-	0	0
St. Søgård Sø	0	-	--	---
Utterslev Mose	----	0	----	0
Søgård Sø	0	--	0	0
Gundsømagle Sø	----	----	---	-
i alt +/++/+++ /++++	1	0	0	0
i alt -/- /- /- /----	13	13	10	6

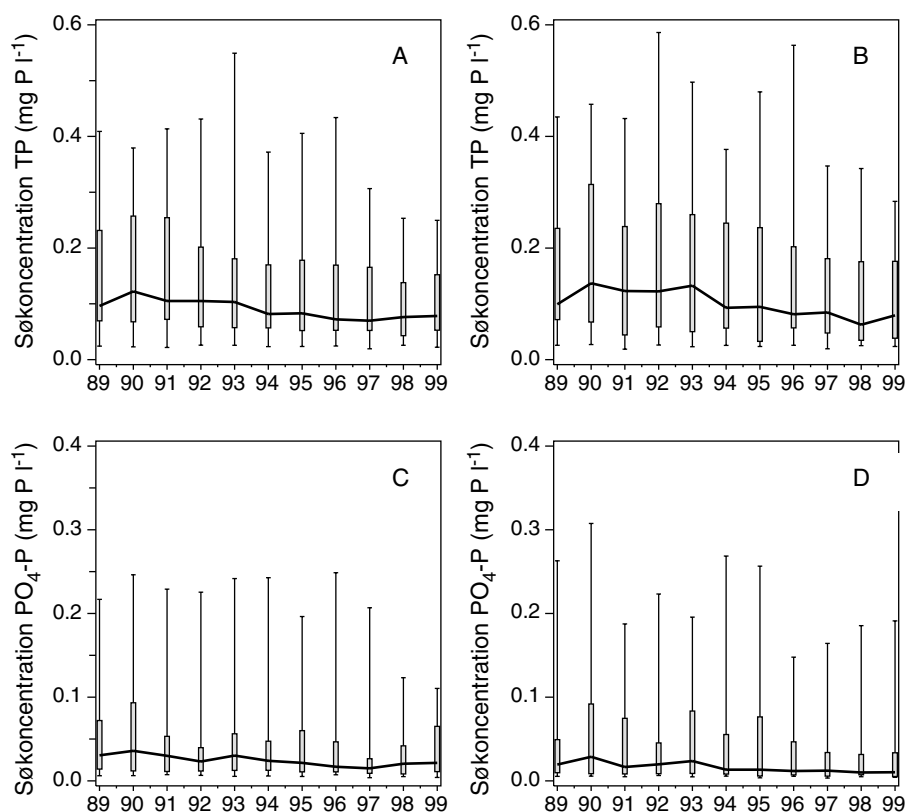
### 5.3 Fosfor

#### Alle søer

Koncentrationen af fosfor i søernes tilløb og afløb har generelt været faldende lige siden overvågningsprogrammet startede for 11 år siden (Tabel 5.1). Således er middelkoncentrationen i indløbene omtrent halveret fra 0,204 mg P l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 0,105 mg P l<sup>-1</sup> i 1999,

*Faldende fosforkoncentration i tilløb, søvand og afløb*

mens medianen på tilsvarende vis er reduceret med 23 % (Fig. 5.1A). Den mest markante nedgang ses imidlertid i 75 % og især 90 %-kvartilen, svarende til, at nedgangen i den gennemsnitlige indløbskoncentration har været størst i de mest fosforrige søtilløb. Koncentrationen af totalfosfor i udløbene er faldet i samme størrelsesorden som indløbskoncentrationen. Middelkoncentrationen i udløbet er reduceret fra 0,154 mg P l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 0,081 mg P l<sup>-1</sup> i 1999 (Tabel 5.1, Fig. 5.1B). Statistisk set er der registreret et signifikant fald i indløbs- og udløbskoncentrationen i 13 af de 27 overvågningssøer.



Figur 5.2 A: Udviklingen i søkoncentrationen af totalfosfor (mg P l<sup>-1</sup>). Årsgns.  
 B: Udviklingen i søkoncentrationen af totalfosfor (mg P l<sup>-1</sup>). Sommergns.  
 C: Udviklingen i søkoncentrationen af opløst fosfat (mg P l<sup>-1</sup>). Årsgns.  
 D: Udviklingen i søkoncentrationen af opløst fosfat (mg P l<sup>-1</sup>). Sommergns.

I overensstemmelse med faldet i indløbs- og udløbskoncentrationen viser de tidsvægtede værdier af fosforindholdet i søvandet for året som helhed også en faldende tendens gennem de 11 år (Tabel 5.3).

Tabel 5.3 Totalfosfor og opløst fosfor. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
<b>Årsværdier</b>							
Total-P	1989-93	0,183	0,019	0,063	0,105	0,230	1,049
	1994-98	0,129	0,020	0,056	0,076	0,174	0,461
	1999	0,108	0,012	0,053	0,078	0,152	0,336
PO <sub>4</sub> -P	1989-93	0,075	0,006	0,012	0,029	0,074	0,575
	1994-98	0,051	0,003	0,011	0,021	0,048	0,266
	1999	0,040	0,004	0,011	0,021	0,065	0,157
<b>Sommerværdier</b>							
Total-P	1989-93	0,209	0,018	0,057	0,111	0,238	1,117
	1994-98	0,158	0,022	0,049	0,085	0,178	0,718
	1999	0,134	0,010	0,038	0,079	0,176	0,563
PO <sub>4</sub> -P	1989-93	0,068	0,005	0,010	0,021	0,084	0,435
	1994-98	0,054	0,003	0,008	0,013	0,055	0,340
	1999	0,045	0,003	0,005	0,010	0,034	0,328

Således er gennemsnitsværdien for totalfosfor reduceret fra 0,183 mg P l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 0,108 mg P l<sup>-1</sup> i 1999 og opløst fosfat fra 0,075 til 0,040 mg P l<sup>-1</sup>. Det gennemsnitlige indhold af både totalfosfor og opløst fosfat i overvågningssøernes overfladevand er således reduceret med over 40 % siden overvågningsprogrammets start i 1989 (Fig. 5.2).

Medianen og 75 %-kvartilen for totalfosfor for året som helhed er faldet med hhv. 26 og 34 % fra perioden 1989-93 til 1999 (tabel 5.3). Hvor 75 % af søerne i perioden 1989-93 havde en årsmiddelkoncentration lavere end 0,230 mg P l<sup>-1</sup>, var 75 %-kvartilen i 1999 reduceret til 0,152 mg P l<sup>-1</sup> (Tabel 5.3).

Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor er reduceret med 36 % fra 0,209 mg P l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 0,134 mg P l<sup>-1</sup> i 1999. Samtidigt er 25 %-kvartilen faldet med 1/3, svarende til, at fosforindholdet også er faldet i nogle af de mere næringsfattige søer.

### De enkelte søers udvikling

På enkeltsoniveau (1989-1999) forsætter udviklingen også i retning af lavere fosforindhold, og i 19 ud af de 27 søer er årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor signifikant reduceret (Tabel 5.4). Ingen af de nuværende overvågningssøer udviser nogen udpræget stigende tendens.

Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor er mindsket i 18 af søerne, mens den er steget i Søby Sø. Faldet er gennemgående større på årsbasis end om sommeren. Dette kan bl.a. skyldes, at mange søer stadig har en væsentlig intern belastning i sommerperioden.

*Totalfosfor er reduceret i 19 ud af 27 tilfælde*

Tabel 5.4 Udviklingen i overvågnings søernes indhold af totalfosfor (total-P) og opløst fosfat (PO<sub>4</sub>-P) fra 1989 til 1999. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	PO <sub>4</sub> -P	Total-P	PO <sub>4</sub> -P	Total-P
Søby Sø	----	0	---	++
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	---	0	-
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	---	0	--
Søholm Sø	0	---	--	---
Kvie Sø	0	---	0	0
Bastrup Sø	0	----	0	--
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	---	----	---	---
Furesøen	--	--	0	0
Fårup Sø	0	---	0	-
Damhussøen	----	----	---	----
Bryrup Langsø	0	----	0	--
Hinge Sø	---	0	---	0
Tissø	0	0	0	0
Engelsholm Sø	++	----	0	---
Bagsværd Sø	----	----	---	---
Borup Sø	0	0	-	--
Arreskov Sø	0	--	0	-
Tystrup Sø	---	--	--	--
Arresø	----	----	---	---
Vesterborg Sø	--	----	-	----
St. Søgård Sø	0	--	0	-
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	0	----	-	---
Gundsømagle Sø	----	----	--	----
i alt +/++/+++/++++	1	0	0	1
i alt -/--/---/----	10	19	12	18

## 5.4 Kvælstof

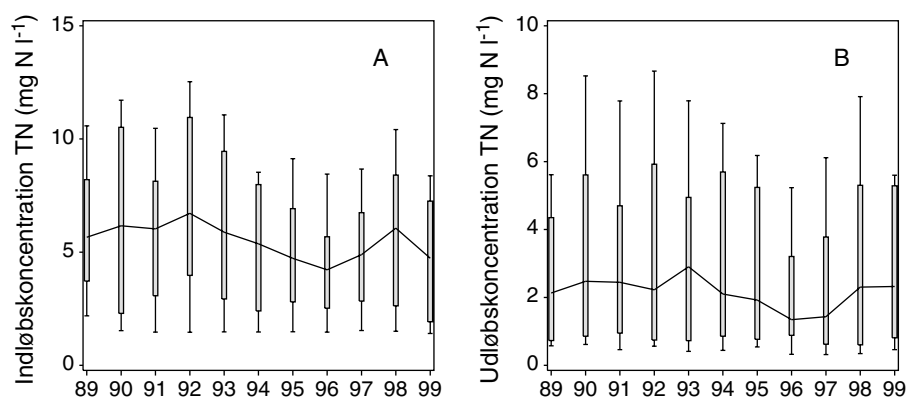
### Alle søer

#### *Svagt faldende totalkvælstof*

Koncentrationen af totalkvælstof i søerne er ikke reduceret markant som totalfosfor i søerne. I 7 (år) og 9 (sommer) af de 27 søer er der dog registreret en signifikant reduktion i koncentrationsniveauet af totalkvælstof, hvilket hænger sammen med, at den vandføringsvægtede indløbskoncentration af totalkvælstof som gennemsnit også er reduceret gennem overvågningsperioden (Tabel 5.5, Fig. 5.3A).

Der er registreret et fald på omkring 20 % i middelkoncentrationen af totalkvælstof for året som helhed fra perioden 1989-93 til 1999. Det gælder dog ikke de reneste søer (Fig. 5.9, Tabel 5.6). Medianen er reduceret fra 2,07 mg N l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 1,53 mg N l<sup>-1</sup> i 1999 (Tabel 5.6, Fig. 5.4A). Sommergennemsnittet er procentvis reduceret på samme niveau som årsgennemsnittet (Tabel 5.6, Fig. 5.4B).

Den faldende tendens for kvælstofkoncentrationerne i søerne er overensstemmende med de ændringer, der er registreret i indløbskoncentrationerne. Indløbskoncentrationen af totalkvælstof er reduceret signifikant for 10 af søerne, mens udløbskoncentrationen er faldet signifikant for 6 af søerne (Tabel 5.2).



Figur 5.3 A: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1999. B: Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1999.

Tabel 5.5 Totalkvælstofkoncentration i tilløb og afløb. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er  $\text{mg N l}^{-1}$ .

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Årsværdier							
Indløb, Total-N	1989-93	6,41	1,40	3,83	5,95	9,33	11,77
	1994-98	5,22	1,37	2,69	5,01	7,12	10,96
	1999	4,75	0,85	1,92	4,73	7,25	9,36
Udløb, Total-N	1989-93	3,28	0,41	0,81	2,38	4,93	9,88
	1994-98	2,77	0,52	0,71	1,78	4,50	7,97
	1999	2,88	0,23	0,81	2,32	5,29	8,01

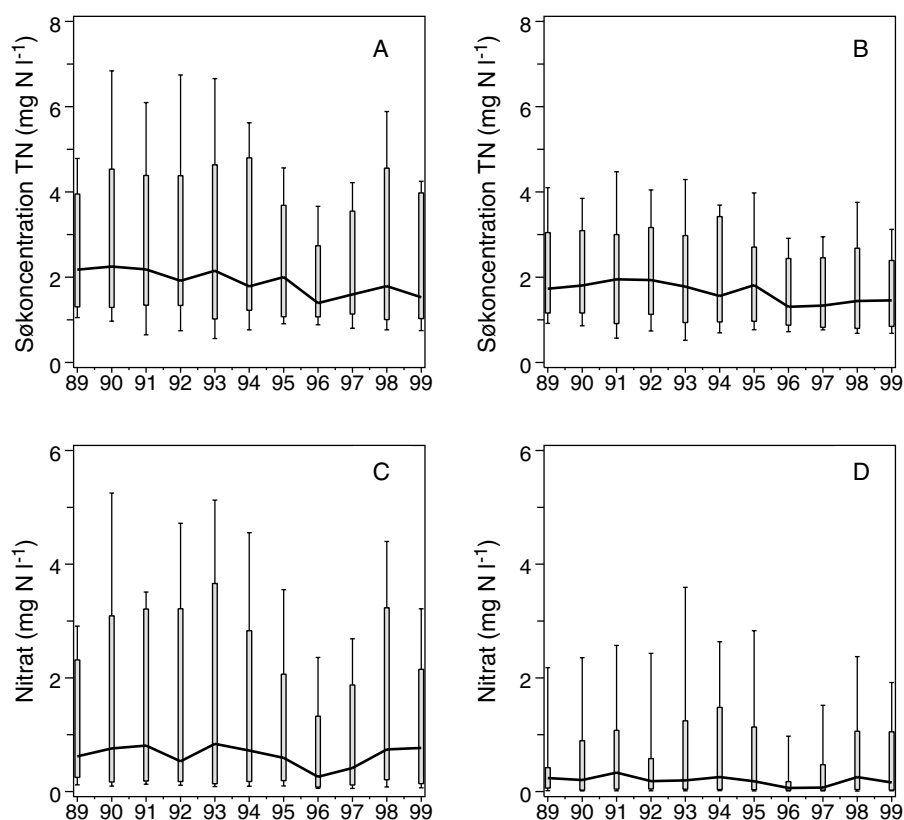
Nitratkoncentrationen i søerne ændres ikke på samme entydige måde gennem perioden, selv om der også her ses tendens til et fald gennem perioden .

Års- og sommergennemsnittet for nitrat var således hhv. 1,58 og 0,73  $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  i perioden 1989-93 og hhv. 1,29 og 0,57  $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  i 1999 (Tabel 5.6). Mens medianen for årskoncentrationen i 1999 stort set er identisk med niveauet i perioden 1989-93, er medianen for sommerkoncentrationen næsten halveret i samme tidsrum.

Sammenlignes niveauerne af nitrat for hele året og sommerperioden, er det tydeligt, at koncentrationen om sommeren er betydeligt lavere end for hele året (Fig. 5.4C og 5.4D). Det er i vintermånederne, at de højeste nitratkoncentrationer optræder i søerne. Om sommeren optages meget af nitraten i planteplanktonet eller fjernes fra søerne ved denitrifikation, og endelig er tilførslen højest om vinteren.

Tabel 5.6 Totalkvælstof og nitrat. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er  $\text{mg N l}^{-1}$ .

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
<b>Årsværdier</b>							
Total-N	1989-93	2,93	0,45	1,26	2,07	4,42	7,57
	1994-98	2,41	0,48	1,11	1,75	4,22	5,69
	1999	2,31	0,48	1,03	1,53	3,98	5,84
$\text{NO}_3\text{-N}$	1989-93	1,58	0,08	0,17	0,70	3,12	6,25
	1994-98	1,25	0,07	0,16	0,54	2,23	4,48
	1999	1,29	0,05	0,14	0,77	2,15	4,48
<b>Sommerværdier</b>							
Total-N	1989-93	2,18	0,37	1,03	1,97	3,07	6,46
	1994-98	1,85	0,43	0,97	1,77	2,58	3,80
	1999	1,70	0,42	0,85	1,46	2,39	3,76
$\text{NO}_3\text{-N}$	1989-93	0,73	0,01	0,05	0,30	0,83	5,06
	1994-98	0,56	0,01	0,04	0,20	0,95	2,92
	1999	0,57	0,01	0,03	0,16	1,05	2,96



Figur 5.4 A: Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Årsgns. B: Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Sommergns. C: Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Årsgns. D: Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Sommergns.

### De enkelte søers udvikling

*Totalkvælstof reduceret i 7 ud af 27 søer*

For de enkelte overvågningssøer ses generelt en svagt faldende tendens for totalkvælstof. I 1999 er årsmiddel af totalkvælstofkoncentrationen således reduceret signifikant i forhold til 1989 i 7 af de 27 overvågningssøer (Tabel 5.7), mens sommermiddelkoncentrationen er reduceret i 9 søer. Med hensyn til nitrat er årsmiddel- og sommer-

middelkoncentrationen kun reduceret signifikant i hhv. 4 og 3 søer (Tabel 5.7).

*Tabel 5.7* Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalkvælstof (Total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) fra 1989 til 1999. -/+, --/++, ---/++++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	NO <sub>3</sub> -N	Total-N	NO <sub>3</sub> -N	Total-N
Søby Sø	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Nors Sø	--	0	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	---	0	---
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0	0
Furesøen	----	---	--	0
Fårup Sø	0	0	0	-
Damhussøen	0	0	0	--
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hinge Sø	---	---	0	0
Tissø	0	0	0	0
Engelholm Sø	0	---	--	---
Bagsværd Sø	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	--
Arreskov Sø	0	---	0	-
Tystrup Sø	--	---	-	--
Arresø	0	--	+	-
Vesterborg Sø	0	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	--
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	0
i alt +/++/+++/++++	0	0	1	0
i alt -/--/---/----	4	7	3	9

## 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a*

### Alle søer

Sammenlignet med indholdet af næringsstoffer og især totalfosfor er ændringerne i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtdybde relativt mindre (Fig. 5.5A og 5.5B). Sigtdybden er dog generelt stigende i perioden fra 1989 til 1999, og års- og sommermiddel er i begge tilfælde forbedret i 13 ud af 27 overvågningssøer (Tabel 5.8). Det generelt reducerede næringsstofniveau i søerne har også givet sig udslag i et markant lavere klorofyl *a* indhold i søvandet (Fig. 5.5C, 5.5D). Således er klorofyl *a* indholdet som års- og sommermiddel faldet signifikant i hhv. 13 og 9 søer og kun øget i hhv. 2 og 1 søer (Tabel 5.8).

*Forbedret sigtdybde i 13 søer*

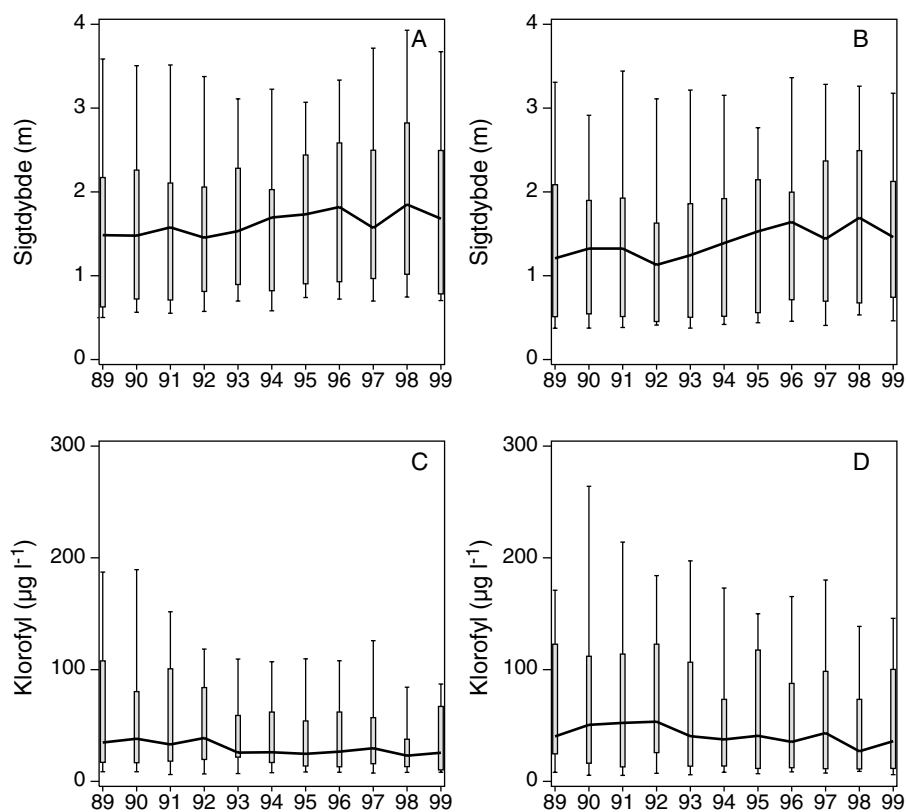
*Faldende klorofyl *a* indhold i 13 søer*

Tabel 5.8 Udviklingen i overvågningssøernes indhold af sigtddybde og klorofyl *a* fra 1989 til 1999. -/--/---/----/+, /++, /+++, /++++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	Sigtddybde	Klorofyl <i>a</i>	Sigtddybde	Klorofyl <i>a</i>
Søby Sø	0	0	--	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	++	----	+	0
Nors Sø	0	++	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	+	0
Kvie Sø	++++	---	+	--
Bastrup Sø	+	----	++	---
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	0	----	--	--
Furesøen	+	0	++	0
Fårup Sø	+++	--	++	0
Damhussøen	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø	++	0	++	0
Engelsholm Sø	++++	----	++++	---
Bagsværd Sø	+	--	+	0
Borup Sø	0	0	0	-
Arreskov Sø	+++	---	+++	--
Tystrup Sø	0	+++	-	+++
Arresø	0	--	0	0
Vesterborg Sø	+++	----	++++	----
St. Søgård Sø	++	---	++	---
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	+	---	+++	--
Gundsømagle Sø	+++	---	0	0
i alt +/++/+++/++++	13	2	13	1
i alt -/--/---/----	0	13	2	9

Årsmiddel-sigtddybden er øget fra 1,7 m i perioden 1989-93 til 1,9 m i 1999, og medianen fra 1,5 til 1,7 m. Sommermiddel-sigtddybden udviser samme relative forbedring, idet den i samme periode er øget fra 1,4 til 1,7 m (Tabel 5.9), og medianen på tilsvarende vis fra 1,4 til 1,5 m. Årsmiddel og -median for klorofyl *a* indholdet i søerne er i perioden 1989-93 til 1999 reduceret fra hhv. 66 til 40  $\mu\text{g l}^{-1}$  og 36 til 26  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Tabel 5.9). På sommerniveau er udviklingen ikke helt så kraftig. Medianen for sommerkoncentrationen af klorofyl *a* er således reduceret fra 46  $\mu\text{g l}^{-1}$  i perioden 1989-93 til 36  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1999 (Tabel 5.9).





Figur 5.5 A: Udviklingen i sigtdybden (m). Årsgns. B: Udviklingen i sigtdybden (m). Sommerngs. C: Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Årsgns. D: Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Sommerngs.

Tabel 5.9 Sigtdybde og klorofyl. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågnings søer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er henholdsvis m og  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
<b>Årsværdier</b>							
Sigtdybde	1989-93	1,65	0,37	0,78	1,54	2,09	3,68
	1994-98	1,82	0,40	0,97	1,86	2,42	3,93
	1999	1,89	0,44	0,78	1,68	2,49	3,72
Klorofyl <i>a</i>	1989-93	65,9	3,7	20,9	35,5	85,3	376,5
	1994-98	48,3	4,9	15,7	26,2	58,7	296,9
	1999	40,0	1,8	10,2	25,6	67,1	161,7
<b>Sommerværdier</b>							
Sigtdybde	1989-93	1,42	0,39	0,54	1,35	1,84	3,86
	1994-98	1,58	0,42	0,61	1,61	1,98	3,27
	1999	1,65	0,36	0,74	1,46	2,12	4,02
Klorofyl <i>a</i>	1989-93	80,1	4,2	17,8	45,5	119,7	310,5
	1994-98	62,5	4,3	12,5	39,9	86,2	228,4
	1999	56,4	1,5	11,6	35,9	100,2	177,9

## 5.6 Planteplankton

### Alle søer

*Stadig høj biomasse af planteplankton i søerne*

Som allerede udtrykt ved sigtdybde og klorofyl *a* indhold er hovedparten af de 27 overvågnings søer kendetegnet ved en høj planteplanktonmængde.

I de fleste søer er der stadig en dominans af planteplanktontyper, der er karakteristiske for næringsrige søer. Selv om blågrønnerne, grønnerne og kiselalgerne er gået markant tilbage siden 1989, udgør disse algeklasser stadig hovedparten af den totale algebiomasse, men furealgernes andel af den totale algebiomasse overstiger som gennemsnit i 1999 både grøn- og kiselalgerne andel (Tabel 5.10).

Sommermiddelen af totalbiomassen er reduceret fra 15,2 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1989-93 til 9,4 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1999 (Tabel 5.10, Fig. 5.6A), mens sommermedianen ikke er reduceret væsentligt fra 8,7 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1989 til 8,4 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1999.

*Tabel 5.10* Planteplanktonbiomasse – total og på klasseniveau. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågnings søer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup>. Sommerværdier.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Totalbiomasse	1989-93	15,2	0,5	3,2	8,7	24,7	56,5
	1994-98	11,6	0,7	2,5	8,7	20,0	44,1
	1999	9,4	0,1	3,0	8,4	14,4	35,5
Blågrønner	1989-93	7,9	0,0	0,3	5,0	9,3	53,8
	1994-98	5,1	0,0	0,4	2,4	6,3	32,6
	1999	3,3	0,0	0,1	0,6	4,8	20,7
Kiselalger	1989-93	2,6	0,0	0,2	0,9	4,5	14,5
	1994-98	2,1	0,0	0,3	1,4	2,9	13,5
	1999	1,7	0,0	0,3	0,9	2,1	10,1
Grønner	1989-93	3,1	0,0	0,2	0,9	2,7	28,9
	1994-98	1,4	0,1	0,1	0,5	1,7	11,5
	1999	1,4	0,0	0,1	0,3	1,7	8,5
Rekylalger	1989-93	0,0	0,5	0,1	0,2	0,7	2,1
	1994-98	0,0	0,6	0,2	0,3	0,6	2,4
	1999	0,0	0,5	0,1	0,2	0,6	2,1
Furealger	1989-93	0,6	0,0	0,0	0,2	0,5	3,6
	1994-98	2,0	0,0	0,0	0,2	0,8	21,8
	1999	2,1	0,0	0,0	0,2	1,0	33,0
Gulalger	1989-93	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3
	1994-98	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0
	1999	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,9

### De enkelte søers udvikling

*Fald i totalbiomassen i 7 søer*

Analyserne på enkelt sø-niveau viser en signifikant ændring i totalbiomassen i 10 søer. Heraf er der på sommerbasis kun tale om en stigning i 3 søer, men et fald i 7 søer (Tabel 5.11). De 3 søer med en signifikant stigning er Søby Sø, Maglesø og Tystrup Sø.

Sommermiddelbiomassen af blågrønalg er reduceret væsentligt fra  $7,9 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i perioden 1989-93 til  $3,3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1999 (Tabel 5.10), mens medianen er reduceret fra 5,0 til  $0,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ .

*Biomassen af blågrøn- og kiselalger falder*

Tendensen er, at blågrønalgbiomassen falder, men tendensen er ikke entydig, da blågrønalgbiomassen øges i nogle søer (Tabel 5.11). I 7 søer er blågrønalgbiomassen reduceret signifikant fra perioden 1989-93 til 1999, mens den er steget 2 søer i samme periode. Det er kun i Søby Sø og Søgård Sø, at blågrønalgbiomassen er steget signifikant (Tabel 5.11).

Den gennemsnitlige biomasse af kiselalger er faldet fra  $2,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i perioden 1989-93 til  $1,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1999 (Tabel 5.10), mens medianen er uændret. Variationen fra år til år er i mange tilfælde også større end udviklingen i hele perioden, og der er derfor også kun få søer med en statistisk signifikant udvikling i perioden (Fig. 5.6C). I 3 søer er kiselalgebio­massen således faldet signifikant (Tabel 5.11).

*Tabel 5.11* Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af planteplankton fra 1989 til 1999. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er den totale biomasse af planteplankton. Blågrøn, Kisel, Grøn, Re kyl, Fure, og Gul angiver biomassen for de respektive klasser af planteplankton.

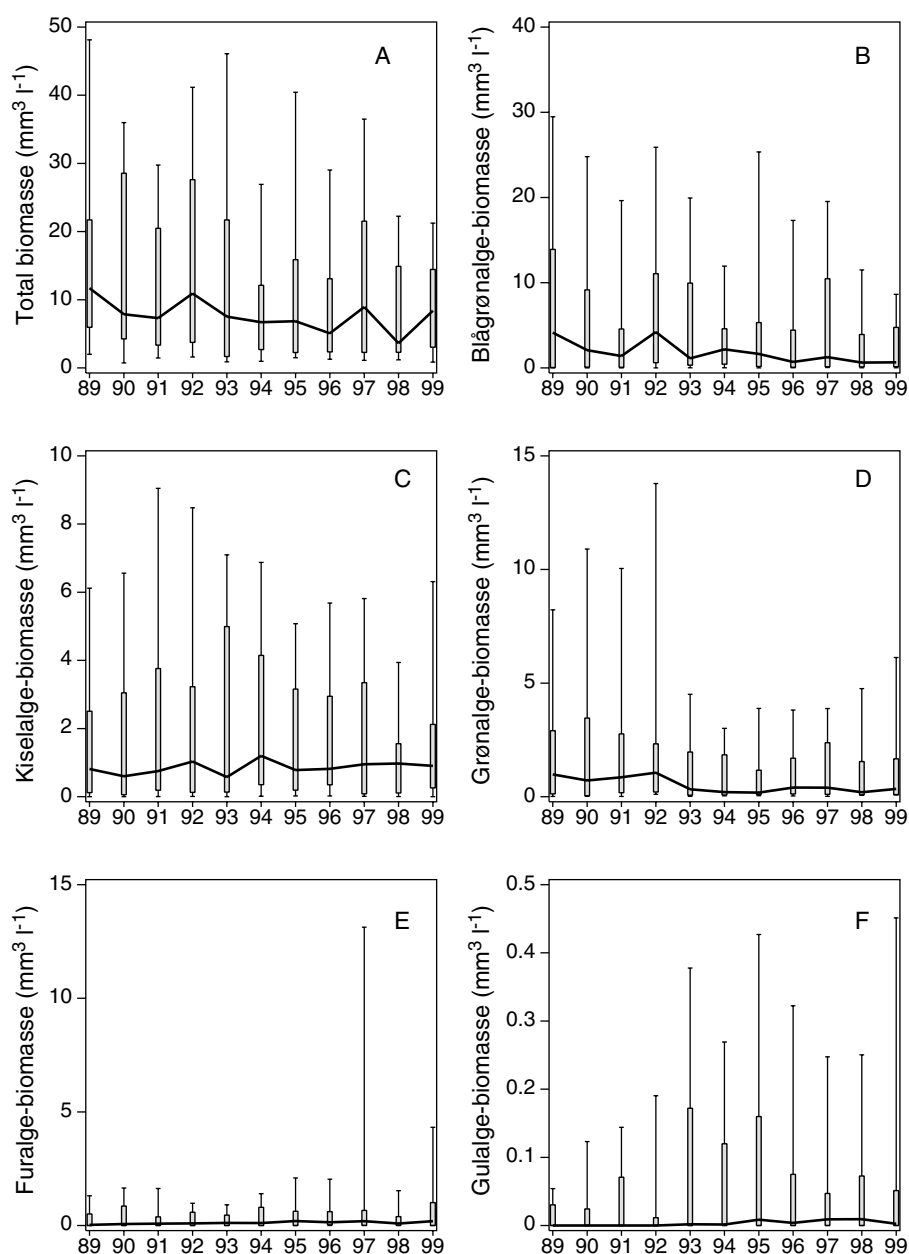
	Total	Blågrøn	Kisel	Grøn	Re kyl	Fure	Gul
Søby Sø	+	++	0	+++	++	+	0
Holm Sø	0	0	0	0	0	0	0
Maglesø	+++	0	0	0	++	++	++
Nors Sø	0	0	0	0	0	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0	0	0	0
Søholm Sø	-	---	0	0	0	0	0
Kvie Sø	---	0	0	---	0	++	+++
Bastrup Sø	0	--	0	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0	0	0
Furesøen	0	-	0	0	0	++	0
Fårup Sø	-	0	-	0	0	0	0
Damhussøen	0	0	0	--	0	0	0
Bryrup Langsø	0	+	0	++	0	0	++
Hinge Sø	0	0	0	0	0	+++	0
Tissø	0	0	0	-	0	0	0
Engelsholm Sø	---	-	0	--	0	+++	+
Bagsværd Sø	0	0	0	++	++	0	0
Borup Sø	0	0	0	0	++	++	++
Arreskov Sø	--	-	---	---	0	0	+++
Tystrup Sø	+++	----	0	0	0	+++	0
Arresø	0	0	0	0	0	0	0
Vesterborg Sø	---	---	0	0	0	0	+
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0	0	0	----	0
Søgård Sø	--	++	---	--	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	----	0	0	+++
i alt +/++/+++/++++	3	2	0	3	4	8	8
i alt -/--/---/----	7	7	3	7	0	1	0

Grønalgernes biomasse er reduceret signifikant i 7 søer og kun steget i 3 søer (Tabel 5.11). Generelt er grønalgernes biomasse også reduceret. Den gennemsnitlige biomasse er således faldet fra  $3,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i perioden 1989-93 til  $1,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1999.

*Rentvandsalgerne fure- og gulalger er i fremgang*

Den gennemsnitlige biomasse af rekyl-, fure- og gulalger er steget signifikant i hhv. 4, 8 og 8 søer siden 1989 (Tabel 5.11). Af de tre algeklasser, er det furealgerne som har haft størst fremgang. Deres gennemsnitlige

biomasse er øget fra  $0,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i perioden 1989-93 til  $2,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1999, svarende til en stigning på 250 %.



Figur 5.6 A: Udviklingen i totalbiomassen af planteplankton ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns. B: Udviklingen i blågrønalgebio­massen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns. C: Udviklingen i kiselalgebio­massen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns. D: Udviklingen i grøn­algebio­massen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns. E: Udviklingen i furealgebio­massen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns. F: Udviklingen i gulalgebio­massen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ). Sommergns.

I søer, der tidligere har været domineret af grøn­alger, er der nu på grund af et faldende næringsstofniveau sket et skift fra grøn­alger til blågrøn­alger. Sådanne skift stemmer overens med de empiriske relationer for planteplanktonsammensætningen i lavvandede søer (Jensen et al., 1994c). Vejen mod en forbedret miljøtilstand går i disse lavvandede søer via en fase, hvor der sker en stigning i blågrøn­alger­nes mængde. Blågrøn­alge­mængden aftager igen, hvis næringsstofniveauet reduceres yderligere.

Det ser ud til, at denne fase er ved at være overstået i en del søer. Den øgede biomasse af rentvandsarter (fure- og gulalger) viser således også den samme tendens.

## 5.7 Dyreplankton

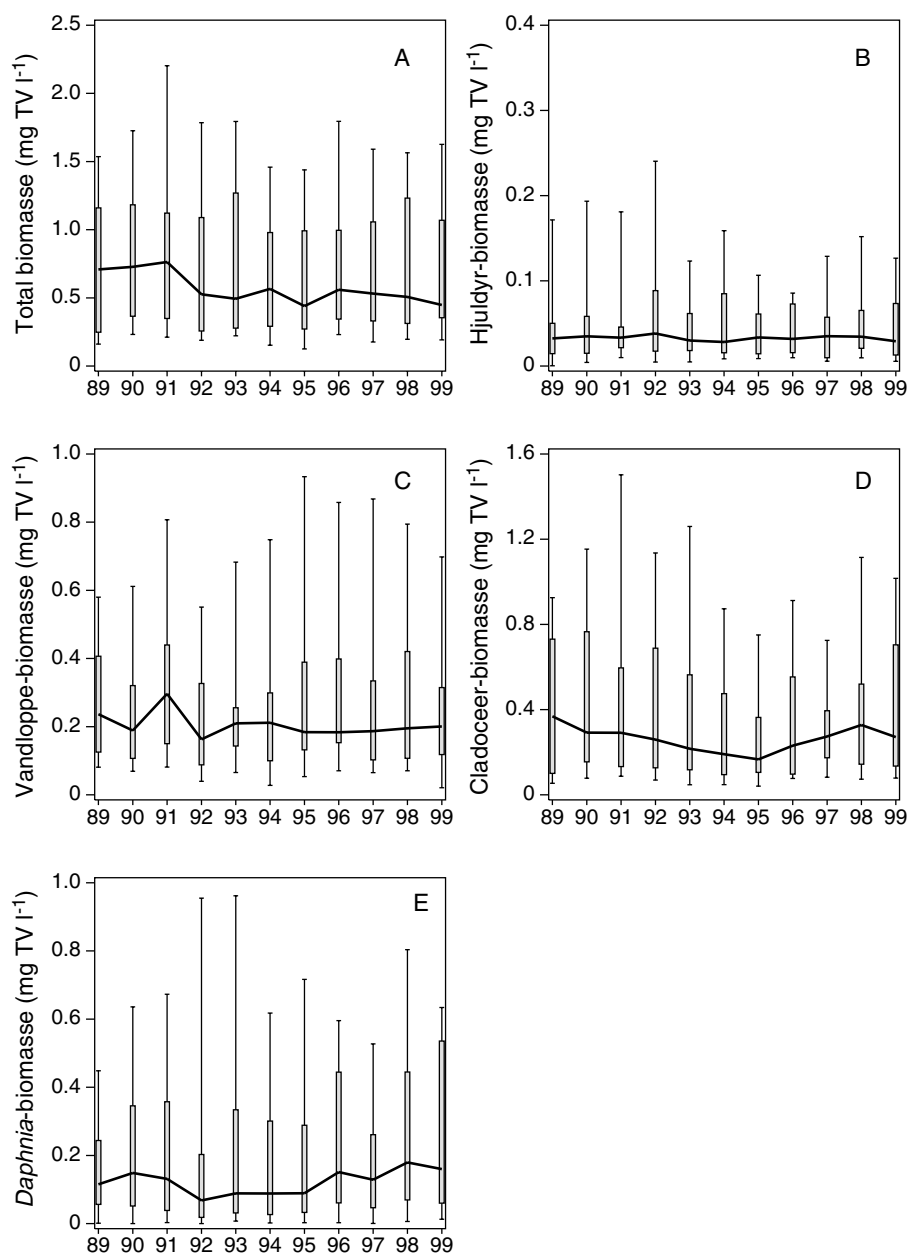
### *Dyreplankton, status og udvikling*

Den gennemsnitlige totale biomasse er faldet med 0,1 mg TV l<sup>-1</sup>, og medianværdien af biomassen af dyreplankton er faldet fra 0,69 til 0,45 mg TV l<sup>-1</sup> i perioden 1989-93 til 1999. Der ses en reduktion i biomassen af små cladoceer og hjuldyr, og især er maksimumsforekomsterne af calanoide vandlopper og de små og store cladoceer og dafnier gået tilbage. Den gennemsnitlige biomasse af dafnier er derimod øget især pga. stigning i de 25 % af søerne med størst forekomster.

Betragtet under et er der tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplankton er øget i overvågningssøerne. Beregninger viser, at både sommerværdierne for det gennemsnitlige græsningstryk og især medianen er steget fra perioden 1989-93 til 1999, sidstnævnte fra 19 til 27 % dag<sup>-1</sup> som følge af en forøgelse i de 25 % af søerne med lavest græsningstryk.

*Tablet 5.12 Dyreplanktonbiomasse – Total og på grupper. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er mg TV l<sup>-1</sup>. Sommerværdier.*

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Totalbiomasse	1989-93	0,83	0,10	0,35	0,69	1,24	2,45
	1994-98	0,76	0,12	0,33	0,55	1,12	2,66
	1999	0,73	0,06	0,35	0,45	1,07	1,82
Hjuldyr	1989-93	0,06	0,00	0,02	0,05	0,07	0,25
	1994-98	0,06	0,00	0,02	0,03	0,07	0,40
	1999	0,04	0,00	0,01	0,03	0,07	0,16
Vandlopper	1989-93	0,29	0,04	0,14	0,22	0,37	0,88
	1994-98	0,32	0,04	0,13	0,20	0,39	1,03
	1999	0,26	0,01	0,12	0,20	0,31	0,98
Cyclopoide	1989-93	0,18	0,00	0,05	0,10	0,20	0,87
	1994-98	0,23	0,00	0,05	0,08	0,27	1,03
	1999	0,19	0,00	0,05	0,08	0,18	0,98
Calanoide	1989-93	0,11	0,00	0,04	0,09	0,15	0,41
	1994-98	0,08	0,00	0,02	0,09	0,11	0,25
	1999	0,07	0,00	0,01	0,07	0,11	0,22
Cladoceer	1989-93	0,48	0,02	0,15	0,27	0,78	1,93
	1994-98	0,39	0,06	0,15	0,24	0,48	1,45
	1999	0,42	0,01	0,13	0,27	0,70	1,26
Små cladoceer	1989-93	0,23	0,02	0,04	0,12	0,34	1,07
	1994-98	0,13	0,02	0,04	0,07	0,22	0,54
	1999	0,12	0,00	0,03	0,05	0,24	0,58
Dafnier	1989-93	0,25	0,00	0,04	0,13	0,30	1,53
	1994-98	0,26	0,00	0,08	0,14	0,43	1,09
	1999	0,30	0,00	0,06	0,16	0,54	1,10



Figur 5.7 A: Udviklingen i totalbiomassen af dyreplankton ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns. B: Udviklingen i hjuldyrbiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns. C: Udviklingen i vandloppebiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns. D: Udviklingen i cladoceerbiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns. E: Udviklingen i *Daphnia*-biomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.

Som for de øvrige variable dækker dette generelle billede dog over en række søspecifikke forskelle. Totalbiomassen af dyreplankton er således gået signifikant tilbage i 5 søer og øget i 2 søer (Tabel 5.13).

En ændring i totalbiomassen kan være udtryk for et ændret prædationstryk fra planktivore fisk, men det kan også skyldes en ændring i mængden af føde i form af planteplankton. I 3 søer (Fårup Sø, Engelsholm Sø og Vesterborg Sø) er der et sammenfald mellem reduceret planteplankton og dyreplankton biomasse. I de øvrige tilfælde tyder en faldende biomasse af hjuldyr og små cladoceer, samt en øget biomasse af *Daphnia* på et faldende prædationstryk fra fiskene.

Tabel 5.13 Udviklingen i overvågnings søernes biomasse af dyreplankton fra 1989 til 1999. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er totalbiomassen. Hjul er hjuldyrbiomassen. VI er vandloppebiomassen. Cyc er biomassen af cyclopoide vandlopper. Cal er biomassen af calanoide vandlopper. Cla er cladoceerbiomassen. Scla er biomassen af små cladoceer. Daf er biomassen af egentlige dafnier.

	Total	Hjul	VI	Cyc	Cal	Cla	Scla	Daf
Søby Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0	0	0	0	+
Nors Sø	+++	0	+++	+	+++	++	0	++
Ravn Sø	0	0	0	0	0	0	--	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Kvie Sø	0	0	----	++	----	+	0	+++
Bastrup Sø	0	--	----	--	----	0	--	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	++	++	++	0	0	0
Furesøen	0	0	+	++	0	0	0	0
Fårup Sø	--	----	0	0	0	0	0	0
Damhussøen	---	0	---	--	--	0	0	0
Bryrup Langsø	++	0	+	0	0	+	0	++
Hinge Sø	0	+	++	++	+++	0	0	0
Tissø	+	+	0	0	0	0	++	0
Engelsholm Sø	--	0	0	0	0	0	---	0
Bagsværd Sø	0	0	++	+	0	0	0	0
Borup Sø	----	---	0	0	----	---	--	--
Arreskov Sø	0	0	--	0	---	0	0	0
Tystrup Sø	0	0	+	+	0	--	0	---
Arresø	0	0	++	++	0	0	0	0
Vesterborg Sø	---	----	0	0	0	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0	0	---	0	0	0
Søgård Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	0	--	--	---	0
i alt +/+/+/+/+/+	2	2	8	7	3	3	1	4
i alt -/--/--/----	5	4	4	2	7	3	5	2

Hjuldyrbiomassen er reduceret i 4 søer og øget i 2 søer gennem perioden 1989 til 1999 (Tabel 5.13). Vandlopperne har øget biomassen i 8 søer, mens biomassen af de små cladoceer er faldet i 5 søer. Samtidigt er biomassen af dafnierne forøget i 4 søer og faldet i 2.

Størrelsen af dyreplanktonet og dermed den individuelle biomasse af dyreplanktonet er af stor betydning for deres græsningstryk på planteplankton. Siden overvågningsprogrammets start har der været tendens til en stigende gennemsnitlig biomasse af cladoceer, og i endnu højere grad af *Daphnia* (Fig. 5.8A, 5.8B). Og således er dyreplanktonets græsningstryk også øget i samme periode (Fig. 5.8C).

Tabel 5.14 Cladoceer- og dafnieindividbiomasse samt græsning. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-93 og 1994-1998 og året 1999. Enheden er henholdsvis  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  og % af planteplankton  $\text{dag}^{-1}$ . Sommerværdier.

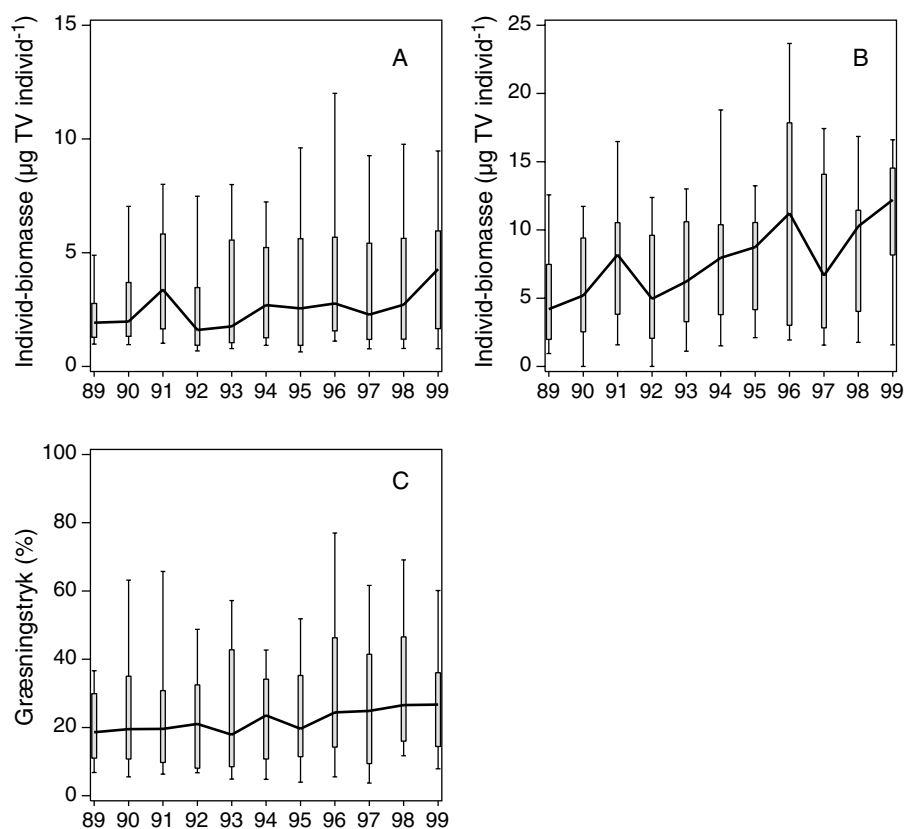
		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Indiv. biomasse	1989-93	3,5	0,6	1,3	2,3	5,2	9,9
Cladoceer	1994-98	4,0	0,5	1,6	3,1	6,3	11,6
	1999	4,3	0,6	1,7	4,3	6,0	13,1
Indiv. biomasse	1989-93	6,8	0,9	3,3	6,5	10,1	15,3
<i>Daphnia</i>	1994-98	9,1	1,8	4,8	9,4	12,8	19,5
	1999	11,1	0,0	8,2	12,2	14,5	21,6
Græsning	1989-93	27,4	4,3	11,9	19,1	36,7	105,7
	1994-98	30,2	4,5	12,1	26,0	43,0	71,2
	1999	30,3	1,7	14,4	26,7	36,0	107,5

Tabel 5.15 Udviklingen i overvågningssøernes dyreplankton fra 1989 til 1999. - /+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Cladoceer er gns. biomassen af alle cladoceer. *Daphnia* er gns. biomassen af *Daphnia*. Græsning er græsningsprocent pr. dag.

	Cladoceer	<i>Daphnia</i>	Græsning
Søby Sø	0	0	--
Holm Sø	+	0	0
Maglesø	0	0	0
Nors Sø	0	++	0
Ravn Sø	++	+	0
Søholm Sø	++	0	0
Kvie Sø	0	0	0
Bastrup Sø	++	++	0
Hornum Sø	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0
Furesøen	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	0	0	0
Bryrup Langsø	+++	++++	+
Hinge Sø	0	0	0
Tissø	0	0	++
Engelsholm Sø	++	++	++
Bagsværd Sø	0	0	0
Borup Sø	--	--	0
Arreskov Sø	++	0	++
Tystrup Sø	0	0	----
Arresø	0	0	0
Vesterborg Sø	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0
Utterslev Mose	0	++	0
Søgård Sø	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	++	0
i alt +/++/+++/++++	7	7	4
i alt -/--/---/----	1	1	2

Medianen og gennemsnittet for cladoceernes individbiomasse er steget fra perioden 1989-93 til 1999 fra hhv. 2,3 til 4,3  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  og 3,5 til 4,3  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  (Tabel 5.14). Individbiomassen for *Daphnia* er til sammenligning næsten fordoblet. Gennemsnits- og medianværdien er vokset fra hhv. 6,8 til 11,1  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  og 6,5 til 12,2  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ . Dette giver sig udslag i et mere moderat forøget gennemsnitligt græsningstryk for det samlede dyreplankton på 11 % for perioden 1989-93 til 1999 (Tabel 5.14). Derimod er den tilhørende median steget med 40 % i løbet af samme periode.





Figur 5.8 A: Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af *Daphnia* ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ) . Sommergns. B: Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ) . Sommergns. C: Udviklingen i dyreplanktonets græsningstryk ( $\% \text{ dag}^{-1}$ ) . Sommergns.

I de enkelte søer er den gennemsnitlige biomasse af både cladoceer og dafnier tilsvarende øget signifikant i 7 søer, mens den er reduceret signifikant i en sø (Tabel 5.15). Græsningstrykket er øget signifikant i 4 søer, mens det er faldet i 2 søer. Set under et, er der således tendens til en forøgelse i græsningstrykket i overvågningsperioden (Fig. 5.8C).

## 5.8 Undervandsplanter

*Undervandsplanterne gået tilbage i flere søer*

Siden 1993 er undervandsplanternes udbredelse undersøgt én gang årligt i 14 af de 27 overvågningssøer med længere tidsserier. Der beregnes en samlet dækningsgrad (RPA) for de enkelte delområder og for søen totalt. På baggrund af planternes højde og vanddybde på de enkelte prøvetagningssteder beregnes desuden et relativt plantefyldt volumen (RPV), ligesom der også opnås et estimat af den største dybde med undervandsplanter ("dybdegrænsen").

*Græsningstrykket på planteplankton er steget*

Det plantedækkede areal har frem til 1999 været stigende i de fleste af de undersøgte søer (Fig. 5.9), men i 1999 reduceredes mængden af undervandsplanter i flere søer. Medianen for RPA var i 1999 således blot 5,3 % mod 21,2 % for søerne i perioden fra 1993 til 1998 (Tabel 5.16).

*Dækningsgraden gået tilbage i 6 ud af 14 søer*

Den generelle tilbagegang skyldes især seks af de 14 søer, hvor der har været en markant tilbagegang fra 1998 til 1999, nemlig Søby Sø, Hornum Sø, Furesøen, Damhussøen, Hinge Sø og Arreskov Sø. I disse søer, på nær Søby Sø, har totalfosfor været højere og sigtddybden ringere som sommermiddel og/eller i forårsmånederne i 1999 sammenlignet med 1998. Tilbagegangen i undervandsplanterne i disse søer hænger derfor formodentlig sammen med den større næringsstofftilførsel i det forudgående efterår og vinter. Men i Søby Sø hænger tilbagegangen formodentligt sammen med en gradvis forværring i lysforholdene over flere år (*Ringkøbing amt, 2000*).

*Øget vandstand kan medføre reduceret dækningsgrad*

En anden mulig faktor er vandstanden, idet 1999 var et meget vådt år, hvilket i flere søer har betydet en forhøjet vandstand sammenlignet med tidligere år. Øget vandstand kan have betydning for vegetationen, således at der sker en reduktion i vegetationsdækningen nær ydergrænserne. Dette er set i Nors Sø, hvor vandstanden i 1999 var ca. 0,8 m højere end i 1998 (*Viborg Amt, 2000*). Samtidigt er der dog sket en kolonisering på arealer, som de foregående år var tørlagte, således at den samlede dækningsgrad i søen i 1999 var uændret sammenlignet med tidligere.

I Hornum Sø var vandstanden 20-40 cm højere i foråret og forsommeren 1999 sammenlignet med 1998. Det kan ligesom i Nors Sø have været en medvirkende årsag til vegetationens tilbagegang i de yderste dybdeintervaller. Hvad der taler herfor er, at dyreplanktonbiomassen, dyreplanktonets gennemsnitsstørrelse og dyreplankton:planttoplankton ratioen har været uændret i 1999 sammenlignet med de foregående 4 år (*Nordjyllands Amt, 2000*). Det er derfor ikke en ændret topdown regulering, der har betydet en reduktion i vegetationens dækningsgrad. I 1995 var der ligesom i 1999 en meget høj vandstand i foråret, men i modsætning til 1999 var 1995 imidlertid året med den største vegetationsdækning, hvilket ikke peger på vandstanden som forklarende faktor. En anden forklarende faktor er klorofylindholdet, som ser ud til at have været svagt stigende gennem de seneste 5 år, ligesom sommerridsigtddybden er reduceret svagt i samme periode (*Nordjyllands Amt, 2000*). Desuden blev der i 1999 observeret mange epifyter, hvilket kan have påvirket vækstmulighederne.

I Arreskov Sø har den primære årsag til reduktionen været en øget næringsstoffkoncentration som følge af stor afstrømning i efteråret 1998 og foråret 1999 (*Fyns Amt, 2000*). Det betød, på trods af en stor dyreplanktonbiomasse, en stærk reduktion i sigtddybden, fra 2,4 m i 1997 til 1,2 m i 1999. Resultatet var en kraftig reduktion i vegetationens dækning i alle dybdeintervaller. Den totale dækning blev reduceret fra 67 % til 15 % og 1,2 % i hhv. 1997, 1998 og 1999. Hvorvidt reduktionen udelukkende skyldes øget næringsstoffniveau og reduceret sigt er vanskelig at svare på, men umiddelbart kan der også tænkes at være vegetationsdynamik med i billedet, idet der allerede i 1998 blev observeret en kraftig nedgang i samtlige dybdeintervaller på trods af en kun ringe reduktion i sigtddybde.

Den tredje sø med en virkelig markant reduktion i vegetationens dækningsgrad, fra 70 % til 37 %, var Søby Sø. Her er der sket en

gradvis forværring af sigtddybden i perioden 1989-1999 (*Ringkøbing Amt, 2000*), dog uden at det har betydet en reduktion i dækningsgraden indtil 1998. At der så pludselig er sket en reduktion i 1999 kan skyldes, at sigtddybden i modsætning til tidligere år, har været lav i hele juni og juli måned (*Ringkøbing Amt, 2000*).

Tre af søerne med en veludviklet undervandsvegetation (Maglesø, Nors Sø og Kvie Sø) udviste ingen tilbagegang fra 1998 til 1999. Alle tre søer er kun i lille grad påvirket af en større overfladisk fosforafstrømning.

*Tabel 5.16* Undervandsplanter – dækningsgrad, plantefyldt volumen og dybdegrænse. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 14 ferske overvågningssøer med undersøgelser heraf for perioden 1994-1998 og året 1999.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Relativt plante-dækket areal (%)	1994-98	24,3	0,0	1,1	21,2	46,0	69,3
	1999	19,1	0,0	0,9	5,3	36,2	65,7
Relativt plante-fyldt volumen (%)	1994-98	6,0	0,0	0,1	2,1	5,9	33,9
	1999	3,0	0,0	0,1	0,7	5,5	14,7
Dybdegrænse (m)	1994-98	4,0	1,3	2,5	3,0	5,1	9,8
	1999	3,9	1,5	2,0	2,8	5,3	11,0

Tilbagegangen i undervandsplanterne ses også i det plantefyldte volumen (Tabel 5.16, Fig. 5.9B). Derimod er ændringerne i dybdegrænserne ikke så tydelige (Fig. 5.9C).

Når vegetationens dækningsgrad reduceres som følge af forringede lysforhold, er det typisk de dybest voksende arter og planter, der går tilbage. I søerne, hvor der i 1999 er sket en reduktion, er det Tornfrøet hornblad, der hyppigst reduceres. Dette er sket i 4 søer. Herudover er det arterne Børsteblandet vandaks, Vandpest og Kruset vandaks, der typisk går tilbage. Der er her tale om opportunistiske arter med stor kolonisationsevne, men også stor følsomhed, hvis forholdene ikke er optimale.

Undervandsplanternes tilbagegang i 1999 i flere af søerne har også påvirket den generelle tendens for perioden. Den positive tendens, der var begyndt at vise sig med hensyn til de enkelte søer, er ikke længere så markant (Tabel 5.17). Hinge Sø har imidlertid stadig en stigende tendens selvom dækningsgraden stadig er mindre end 2 %. Og i Kvie Sø er den positive tendens nu endnu tydeligere end i 1998, og både RPA, RPV og dybdegrænsen er signifikant stigende ( $P < 0,05$ ). Det er dog fortsat en kort årrække at vurdere udviklingstendensen på, da der endnu kun er 6-7 års undersøgelser, hvilket gør testene mindre robuste og mere følsomme over for år- til årvariationer end for de øvrige parametre.

Tabel 5.17 Udviklingen i overvågningssøernes undervandsplanter fra 1993 til 1999. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. RPA er det relative plantedækkede areal. RPV er det relative plantefyldte volumen. Dybdegrænsen er indberettet med områdeundersøgelserne.

	RPA	RPV	Dybdegrænse
Søby Sø	0	-	0
Maglesø	0	+	0
Nors Sø	0	0	---
Ravnsø	0	0	+++
Søholm Sø	0	0	0
Kvie Sø	++	++	++
Hornum Sø	0	0	0
Furesøen	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	0	0	0
Hinge Sø	+	+	+
Tissø Amt	0	0	0
Arreskov Sø	0	0	0
Utterslev Mose, Østbassin	0	0	0
i alt +/++/+++/++++	2	3	3
i alt -/--/---/----	0	1	1

Analyseres udviklingstendensen i perioden 1993-1999 i Kvie Sø på dybdeintervaller, ses en signifikant positiv udvikling i alle fem dybdeintervaller mellem 0,5 m og 1,75 m (Tabel 5.18). Det forklarer den signifikante positive udvikling, der også registreres på RPA og RPV.

I Ravnsø er der ligesom i Kvie Sø en signifikant positiv udvikling på dybdegrænsen, men i modsætning til Kvie Sø registreres der ikke en positiv udvikling på RPA og RPV. Betragtes udviklingen på dybdeintervaller i Ravnsø, er der ikke nogen signifikante udviklingstendenser, hverken på de inderste eller de yderste dybdeintervaller (Tabel 5.18). Det betyder sandsynligvis, at den positive udvikling i dybdegrænsen skyldes ganske få planter og således ikke, at et tæt plantedække breder sig ud i søen.

Tabel 5.18 Udviklingen i 3 overvågningssøers RPA inden for dybdeintervaller. -/+, -/++, ---/+++ svarer til svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5 og 1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

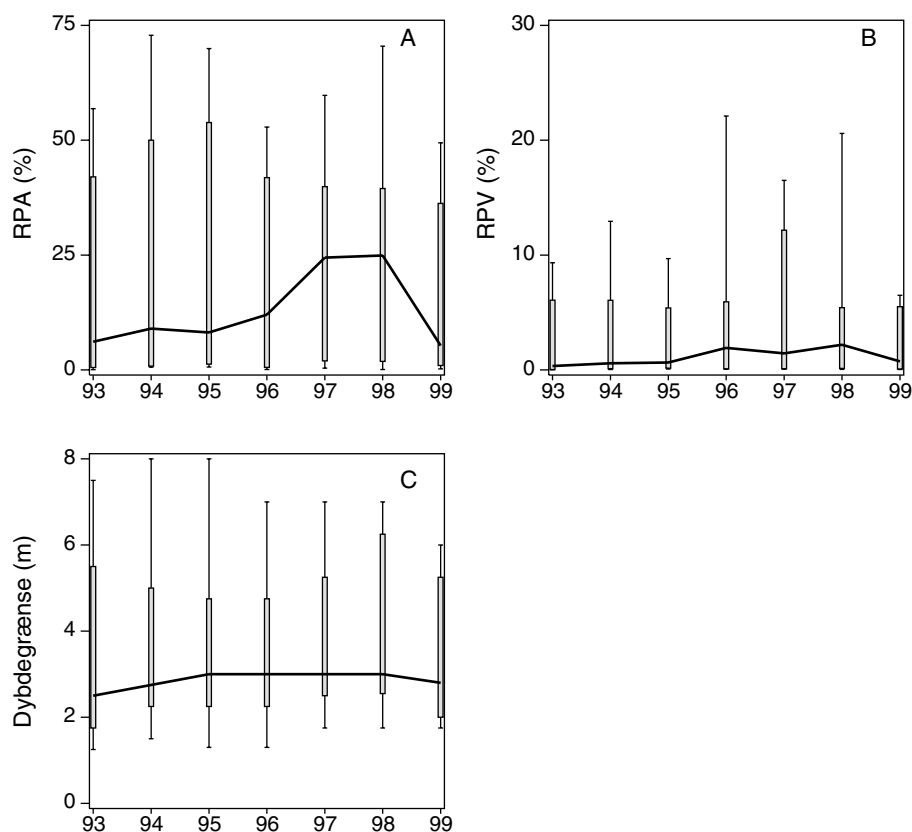
Dbd. interval nr.	Nors Sø	Kvie Sø	Ravnsø
1	0	0	0
2	0	0	0
3	0	++	0
4	0	++	0
5	0	++	0
6	---	++	0
7	--	++	0
8	--	0	0
9	--	0	0
10	-	0	0
11	0	0	0
12	0		0
13	0		0
14	0		0
15	0		0
16	0		0
17	0		0
18	0		0
19	0		0

Nors Sø: 1-meter intervaller

Kvie Sø: 0,25 -meter intervaller

Ravnsø: 0,5-meterintervaller

I Nors Sø er der registreret en signifikant faldende dybdegrænse, uden at RPA og RPV dog er faldet. Analyser på dybdeintervallerne viser, at i de fem 1-meter intervaller mellem 5 meter og 10 meter er der sket en signifikant reduktion i vegetationen (Tabel 5.18). Der er altså kun tale om en generel reduktion på dybt vand. Når den totale RPA og RPV ikke er faldet, peger det i retning af mere vegetation på lavere vand, dvs. intervallerne mellem 0 og 5 meter. Analyserne på disse intervaller viser imidlertid ikke signifikante ændringer her. Årsagen hertil må være, at de inderste intervaller dækker et betydeligt større areal sammenlignet med de yderste intervaller, hvorfor en stor relativ reduktion på de yderste intervaller kan udlignes med en lille relativ tilvækst på de inderste intervaller.



Figur 5.9 A: Udviklingen i det relative plantedækkede areal (RPA, %) i søerne med undervandsplanteundersøgelser. B: Udviklingen i det relative plantefyldte volumen (RPV, %) i søerne med undervandsplanteundersøgelser. C: Udviklingen i den maksimale dybdegrænse (m) for undervandsplanter i søerne med undervandsplanteundersøgelser.

## 5.9 Fiskeyngel

Fiskeyngelundersøgelserne er nu gennemført i to år, 1998 og 1999. Yngeltrækkene udføres i første halvdel af juli måned langs transekter placeret i de samme sektioner, som anvendes i den generelle fiskeundersøgelse (Mortensen et al., 1990). I hver sektion placeres to transekter: Et litoralt transekt parallelt med bredden (ca. 1-1,5 meters vanddybde) og et pelagialt transekt. Den fangne fiskeyngel optælles og bestemmes til artsniveau, hvis det er muligt. Desuden opmåles længden af fiskeynglen, og fangsten opdelt på arter/grupper vejes.

Tabel 5.19 Oversigt over arter fanget ved yngeltræk i søer, og antallet af søer, hvori de er fanget i 1998 og 1999. Fangst kun opgjort på grupper (f.eks. karp-fisk) er ikke medtaget, og derfor er angivelsen for antal søer et minimum. Antal søer i alt: 30 (alle ekskl. Holm Sø).

Art	Antal søer 1998	Antal søer 1999
Aborre	25	28
Skalle	22	23
Brasen	7	9
Hork	6	4
Regnløje	5	3
Trepigget hundestejle	5	5
Sandart	4	6
Rudskalle	3	5
Smelt	1	2
Løje	1	1
Sild	1	0
Nipigget hundestejle	1	2
Lerkutling	0	1
Gedde	0	1
Ål	0	1

### Aborre og skalle fanget hyppigst

Aborre og skalle er de langt almindeligste arter. De blev fundet i næsten alle søerne (Tabel 5.19), mens der i omkring en tredjedel af søerne tillige blev fanget brasen og hork. Artsantallet er lavere end ved standardfiskeri (Jensen *et al.*, 1997). Her fanges op til 13 arter i søerne, mens der ved fiskyngelundersøgelserne maksimalt blev fanget 5 forskellige arter i 1998 og 6 arter i 1999. Gennemsnittet var begge år ca. 3 arter. Artssammensætningen i trækkene i henholdsvis littoralzonen og pelagialzonen var stort set den samme, dog blev hork- og brasenyngel fundet hyppigere i littoraltræk end i pelagialtræk. Arterne sild og lerkutling er kun fanget i brakvandssøerne, ligesom hundestejler også især findes her.

Antallet af yngel varierede begge år meget fra sø til sø (Tabel 5.20). For pelagiet var der en faktor ca. 6.000 til forskel fra den mindste (0,0036 fisk m<sup>-3</sup>) til den største værdi (22 fisk m<sup>-3</sup>) i 1998, mens fangsten varierede mellem 0,0037 og 13 fisk m<sup>-3</sup> i 1999. I littoralen varierede den gennemsnitlige tæthed fra 0,075 til 492 fisk m<sup>-3</sup> i 1998 og fra 0,035 til 21 fisk m<sup>-3</sup> i 1999.

Samme mønster tegner sig, hvis fangsten opgøres på vægtbasis. Der er da heller ikke fundet væsentlige forskelle mellem littoralen og pelagiet, hverken m.h.t. artssammensætning eller individvægt.

Tabel 5.20 Statistik for den gennemsnitlige totale fangst (antal og vægt) fordelt på littoral- og pelagialtræk i overvågningsøerne (ekskl. Holm Sø).

	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
<b>Pelagial 1998</b>						
Antal (# m <sup>-3</sup> )	2,3	0,0036	0,086	0,36	1,2	22
Vægt (g m <sup>-3</sup> )	0,31	0	0,0099	0,061	0,19	3,9
<b>Pelagial 1999</b>						
Antal (# m <sup>-3</sup> )	1,9	0,0037	0,21	1,3	2,1	13
Vægt (g m <sup>-3</sup> )	0,63	0,0095	0,046	0,30	0,66	4,4
<b>Littoral 1998</b>						
Antal (# m <sup>-3</sup> )	21	0,075	0,35	2,2	8,6	492
Vægt (g m <sup>-3</sup> )	1,2	0,0089	0,056	0,35	0,60	20
<b>Littoral 1999</b>						
Antal (# m <sup>-3</sup> )	3,6	0,035	0,78	1,6	4,3	21
Vægt (g m <sup>-3</sup> )	0,77	0,0078	0,13	0,39	0,92	3,9

Tabel 5.21 Statistik for den gennemsnitlige fangst (antal fisk m<sup>-3</sup>) fordelt på littoral- og pelagialtræk i overvågningsøerne i (ekskl. Holm Sø) kombineret for både 1998 og 1999. Gruppesummer kan være større end summen af tallene for de enkelte arter, idet der i nogle undersøgelser kun er bestemt til gruppeniveau.

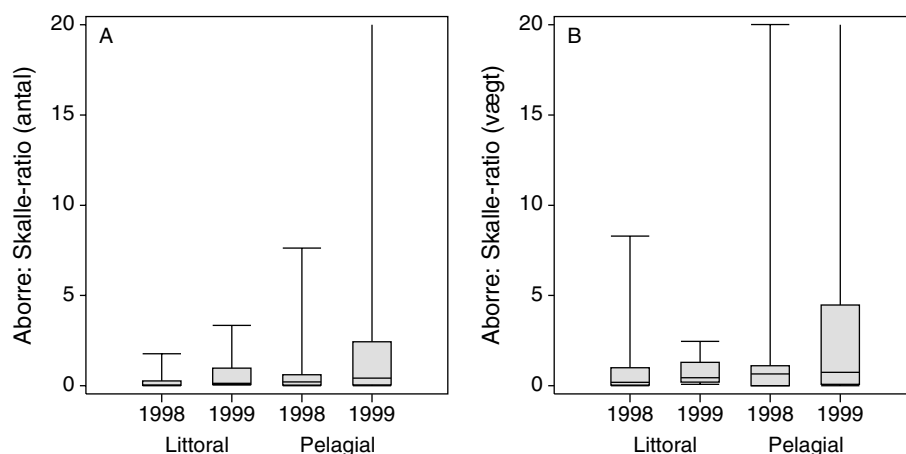
<b>Littoral</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,630	0	0,0227	0,095	0,354	8,817
Hork	0,010	0	0	0	0	0,370
Sandart	0,026	0	0	0	0	0,901
Aborrefisk	0,666	0	0,033	0,142	0,470	8,817
Skalle	2,533	0	0,001	0,463	2,249	21,244
Rudskalle	0,021	0	0	0	0	0,960
Brasen	0,031	0	0	0	0	0,624
Regnløje	0,164	0	0	0	0	2,948
Løje	0,011	0	0	0	0	0,683
Karpefisk	10,727	0	0,075	0,956	3,079	491,506
3-p hundestejle	0,053	0	0	0	0	1,947
9-p hundestejle	0,002	0	0	0	0	0,127
Hundestejler	0,055	0	0	0	0	2,075
Smelt	0,002	0	0	0	0	0,103
Sild	0	0	0	0	0	0
Lerkutling	0	0	0	0	0	0
Gedde	0	0	0	0	0	0
Ål	0	0	0	0	0	0
<b>Pelagial</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,700	0	0	0,050	0,231	10,132
Hork	0,001	0	0	0	0	0,0367
Sandart	0,026	0	0	0	0	1,096
Aborrefisk	0,728	0	0,007	0,056	0,378	10,132
Skalle	0,773	0	0	0,072	0,399	13,980
Rudskalle	0,004	0	0	0	0	0,120
Brasen	0,006	0	0	0	0	0,133
Regnløje	0,127	0	0	0	0	5,813
Løje	0,000	0	0	0	0	0,004
Karpefisk	1,048	0	0,005	0,093	1,038	13,995
3-p hundestejle	0,028	0	0	0	0	0,888
9-p hundestejle	0,002	0	0	0	0	0,115
Hundestejler	0,030	0	0	0	0	0,888
Smelt	0,006	0	0	0	0	0,244
Sild	0,001	0	0	0	0	0,035
Lerkutling	0,001	0	0	0	0	0,0350
Gedde	0,001	0	0	0	0	0,0350
Ål	0,001	0	0	0	0	0,0350

Aborre og skalle dominerer både antals- og vægtmæssigt.

Ikke blot er aborre og skalle de hyppigst forekommende arter, de er også de arter, der er fanget i størst antal (tabel 5.21) og tilsvarende på vægtbasis (data ikke vist). I gennemsnit fanges skalle i det største antal både i pelagiet og littoralen (henholdsvis 2,5 og 0,8 skaller m<sup>-3</sup>, Tabel 5.21), og aborren er den næsthypigst forekommende art (henholdsvis 0,6 og 0,7 aborrer m<sup>-3</sup>). Antalsmæssigt er der i gennemsnit fanget flest fisk i littoralen. Det gælder dog ikke aborren, men medianen for aborre er også størst i littoralen.

Sild, lerkutling, gedde og ål er udelukkende fundet i pelagiet, men også her i så små mængder, at det ikke er muligt at afgøre, om der er forskel på deres fordeling mellem littoral- og pelagialzonen.

Forholdet mellem aborre- og skallefangsterne ændres i nogle søer fra 1998 til 1999 (Fig. 5.10). Selv om dette forhold er meget variabelt mellem søerne, er der især i pelagialzonen sket en forøgelse af ratioen mellem fangsten af aborre og skalle. Dette gælder både antals- og vægtmæssigt og afspejler både et generelt øget antal aborrer og færre skaller i 1999 (Tabel 5.22)



Figur 5.10 Ratioen mellem aborre- og skallefangsterne fordelt på årene og littoral/pelagial. A: Forholdet på antalsbasis. B: Forholdet på vægtbasis.

Det er først og fremmest 75 % og 90 % fraktilerne, der er ændret, mens medianen er nogenlunde uændret. Det er altså kun i en mindre del af søerne, at rationen ændres, men materialet er desværre endnu ikke tilstrækkelig stort til, at disse ændringer har kunnet relateres til bestemte søtyper eller fosforniveauer.

Tabel 5.22 Sammenligning af fangsterne af henholdsvis aborre og skalle fordelt på littoral/pelagial og 1998/1999. Antal (# m<sup>-3</sup>). Herudover er ratioen mellem aborre og skalle medtaget.

		gennemsnit	min	25 %	median	75 %	max
		<b>Aborre</b>					
Littoral	1998	0,63	0,01	0,03	0,14	0,50	6,94
	1999	0,57	0,02	0,05	0,16	0,56	4,50
Pelagial	1998	0,75	0,01	0,02	0,06	0,23	7,52
	1999	1,15	0,01	0,08	0,25	1,57	7,76
		<b>Skalle</b>					
Littoral	1998	4,77	0,01	0,42	2,10	8,47	15,74
	1999	2,78	0,01	0,42	0,92	2,25	21,24
Pelagial	1998	2,06	0,01	0,06	0,20	1,14	13,98
	1999	0,81	0,03	0,20	0,65	1,19	3,34
		<b>Aborre:Skalle-ratio (antal)</b>					
Littoral	1998	1,06	0,00	0,02	0,09	0,35	13,27
	1999	0,92	0,01	0,07	0,14	0,97	7,72
Pelagial	1998	3,68	0,00	0,05	0,34	3,41	24,29
	1999	5,30	0,01	0,08	1,47	2,82	42,92

Ser man på de aktuelle fangster af aborre og skaller de to år, er det tydeligt, at antallet af aborre fanget i såvel littoralen som pelagialen var højere i 1999 end i 1998 i mange søer, og omvendt for skalle var fangsterne generelt mindre i 1999 (Tabel 5.22). På vægtbasis var forholdet det samme. Dog er vægten af aborre steget fra 1998 til 1999, mens der ikke er tilsvarende entydige ændringer i vægten af skalle-ynglen (Tabel 5.23).



Tabel 5.23 Sammenligning af fangsterne af henholdsvis aborre og skalle fordelt på littoral/pelagial og 1998/1999. Vægt (g m<sup>-3</sup>). Herudover er ratioen mellem aborre og skalle medtaget.

Art		gennemsnit	min	25 %	median	75 %	max
<b>Aborre</b>							
Littoral	1998	0,21	0,00	0,02	0,04	0,17	2,59
	1999	0,21	0,01	0,03	0,09	0,28	1,09
Pelagial	1998	0,31	0,00	0,02	0,06	0,08	2,68
	1999	0,39	0,00	0,04	0,17	0,53	2,59
<b>Skalle</b>							
Littoral	1998	0,50	0,00	0,06	0,27	0,57	2,40
	1999	0,51	0,00	0,09	0,17	0,60	3,76
Pelagial	1998	0,18	0,00	0,01	0,04	0,14	1,23
	1999	0,34	0,00	0,02	0,26	0,60	1,27
<b>Aborre:Skalle-ratio (vægt)</b>							
Littoral	1998	3,12	0,00	0,05	0,27	1,39	31,12
	1999	4,85	0,02	0,20	0,45	1,30	91,44
Pelagial	1998	9,27	0,03	0,34	1,04	2,19	78,99
	1999	8,75	0,02	0,31	1,00	5,36	83,62

Derimod er der ikke påvist væsentlige forskelle i længdefordelingerne mellem 1998 og 1999 hverken for skalle eller aborre (Tabel 5.24). Den gennemsnitlige længde af skalleyngel er dog større i 1999 end i 1998, men dette er betinget af nogle få observationer. Medianen og kvartilerne er således også meget ens i 1998 og 1999.

Tabel 5.24 Sammenligning af middelstørrelsen (mm) i 1998 og 1999 af aborre- og skalleyngel fra overvågningssøerne (ekskl. Holm Sø).

Art		gennemsnit	min	25 %	median	75 %	max
Aborre	1998	33	19	26	33	38	48
	1999	33	18	30	33	38	45
Skalle	1998	25	19	22	26	28	34
	1999	29	19	22	27	30	62

Resultaterne indikerer, at aborrrens gydesucces generelt har været større i 1999 end i 1998, mens det modsatte gør sig gældende for skalle. Det stemmer godt overens med, at temperaturen har været høj i forsommeren 1999, hvilket favoriserer den tidligt gydende aborre.

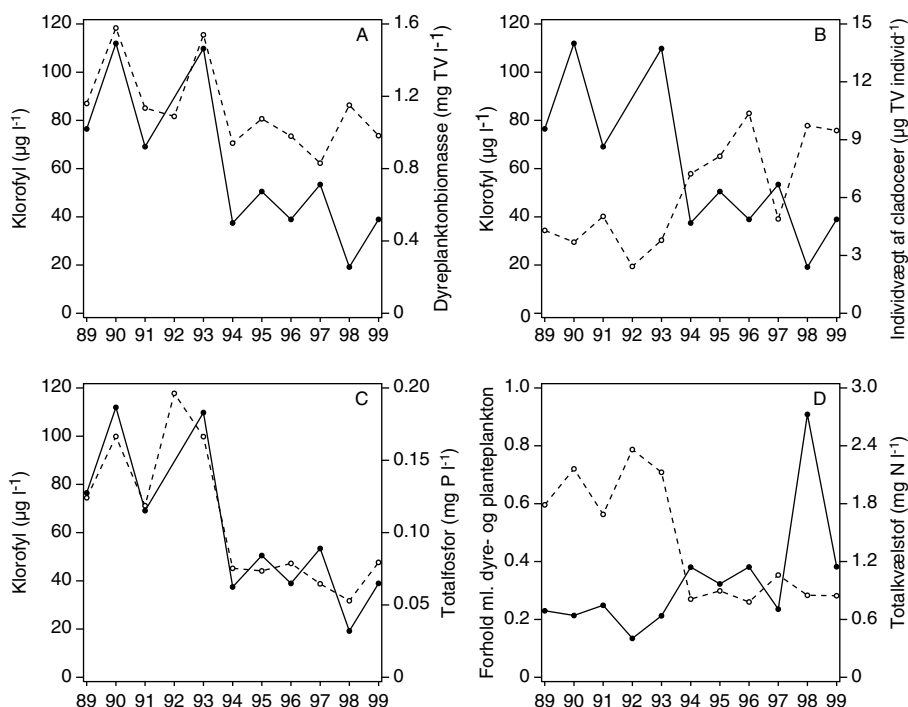
Erfaringerne med og datagrundlaget fra fiskeyngelundersøgelserne er stadig begrænsede, hvorfor det fulde udbytte af disse undersøgelser endnu ikke kan opnås. Men, som det fremgik af sidste års overvågningsrapport (Jensen *et al.*, 1999), påvirker fiskeyngel i betydelig grad dyreplanktonets mængde, sammensætning og græsning af planteplanktonet og dermed også planteplanktonet. De kommende fiskeyngelundersøgelser vil givetvis medvirke til i højere grad at kunne forstå såvel dynamikken i de enkelte søers biologiske struktur, og de afledede effekter på blandt andet næringsstoffdynamikken. Dermed forbedres grundlaget for at vurdere år-til-år svingninger i miljøtilstanden i søerne og for at vælge optimale løsninger ved opfølgende indgreb i det biologiske system (biomanipulation) for at fremme tilstandsforbedringen efter en reduktion af næringsstofbelastningen.

## 5.10 Samlet vurdering af de biologiske ændringer i perioden 1989-99

### Generelle ændringer

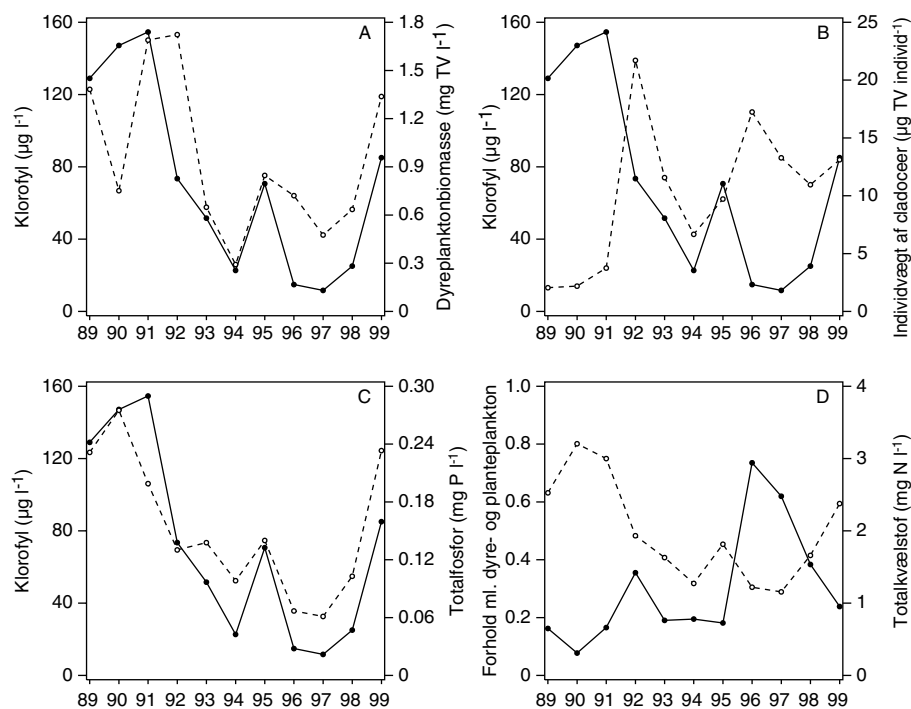
*Aftagende klorofylindhold og totalbiomasse af planteplankton*

Tidsserien er nu efterhånden så lang, at der begynder at tegne sig et mønster i de biologiske ændringer relateret til det generelle fald i fosfortilførsel til søerne, som i nogle af søerne er fulgt op af biomani-pulation. Det generelle billede i søerne er aftagende klorofyl *a* og aftagende totalbiomasse af planteplankton, hvilket umiddelbart tyder på øget næringsstofbegrænsning af planteplanktonet (ressourcekontrol). Imidlertid er forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton og dyreplanktonets beregnede potentielle græsningstryk på planteplanktonet øget i perioden, så nedgangen i planteplanktonbiomassen og klorofyl *a* kan også være betinget af en forøgelse i græsningen på planteplankton (græsningskontrol).



Figur 5.11 Engelsholm Sø–Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (-)/venstre akse: Klorofyl (µg l<sup>-1</sup>). (- -)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse (mg TV l<sup>-1</sup>). B: (-)/venstre akse: Klorofyl (µg l<sup>-1</sup>). (- -)/højre akse: Individvægt af cladoceer (µg TV individ<sup>-1</sup>). C: (-)/venstre akse: Klorofyl (µg l<sup>-1</sup>). (- -)/højre akse: Totalfosfor (mg P l<sup>-1</sup>). D: (-)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (- -)/højre akse: Totalkvælstof (mg N l<sup>-1</sup>).



Figur 5.12 Arreskov Sø–Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). B: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Individvægt af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). C: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). D: (–)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (– –)/højre akse: Totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ).

Forøgelsen i græsningskontrollen kan formentlig tilskrives en reduktion i prædation på dyreplankton fra planktivore fisk (prædator kontrol), idet der samtidigt er sket en markant stigning i både dafniers, cladocers og crustaceers individbiomasse. Fiskene æder især de større individer af dyreplanktonet, hvorfor små arter og yngre stadier, som er mindre effektive fødekonkurrenter, dominerer, når mængden af planktivore fisk er høj. Det må derfor antages, at mængden af planktivore fisk er mindsket. Det er dog ikke muligt at vurdere dette på nuværende tidspunkt, da fiskeundersøgelserne kun gennemføres hvert 5. år, og yngelundersøgelser kun har været gennemført i 2 år, hvorfor tidsserierne endnu ikke er tilstrækkeligt lange.

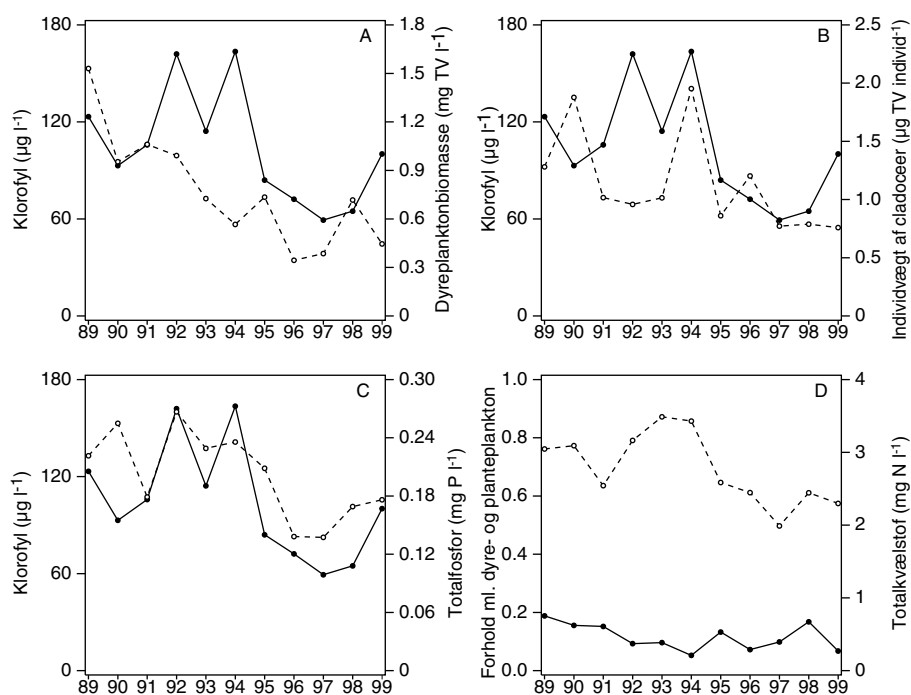
### Søer udsat for restaurering ved opfiskning af planktivore fisk

De generelle ændringer dækker dog over store forskelle søerne imellem. For nogle søer har opfiskning af skalle og brasen ført til markante ændringer i planteplanktonet og dyreplanktonet. Eksempelvis er der i Engelsholm sø sket et drastisk fald i klorofyl *a* efter opfiskningen i 1992-96, som også afspejles i både koncentrationen af totalfosfor og totalkvælstof, der begge mindskes markant. Samtidigt øges både gennemsnitstørrelsen af cladoceer og dyreplankton:planteplankton ratioen betydeligt (Fig. 5.11). Dette er sket, uden at der er kommet undervandsplanter i søen, så der er ingen tvivl om, at det er en mindsket prædator kontrol og dermed øget græsningskontrol, som er hovedårsagen til ændringerne. Effekten forstærkes nok af, at bedre sigtddybde betyder øget produktion af bentiske alger, som sammen med en mindsket sedimentation af planteplankton fører til mindsket fosfor- og

kvælstoffrigivelse fra søbunden (Jeppesen *et al.*, 1998). Et tilsvarende mønster tegner sig for Arreskov Sø, hvor etableringen af undervandsplanter har styrket effekten af indgrebet (Fig. 5.12), og til dels også for Bastrup Sø.

Resultaterne fra de to søer samt en række andre biomanipulationsforsøg (Søndergaard *et al.*, 1998) viser imidlertid, at denne tilstandsforbedring kun kan holdes, hvis prædatorkontrollen fastholdes på et lavt niveau. I potentielt næringsrige søer med risiko for en betydelig intern belastning kan næringsstofniveauet og mængden af planteplankton hurtigt forøges, hvis prædationstrykket fra fisk på dyreplanktonet øges markant, fordi der bliver flere fisk. Også tab af undervandsplanter kan betyde øget næringsstofniveau og flere planktivore fisk. År til år svingningerne i Arreskov Sø illustrerer dette på udmærket vis (Fig. 5.12).

I Borup sø har biomanipulation (1996-97) ikke ført til en forøgelse i græsningstrykket på planteplanktonet eller til en forøgelse i cladocernes størrelse. Alligevel ses et markant fald i både klorofyl *a* og totalfosfor koncentrationen (Fig. 5.13).



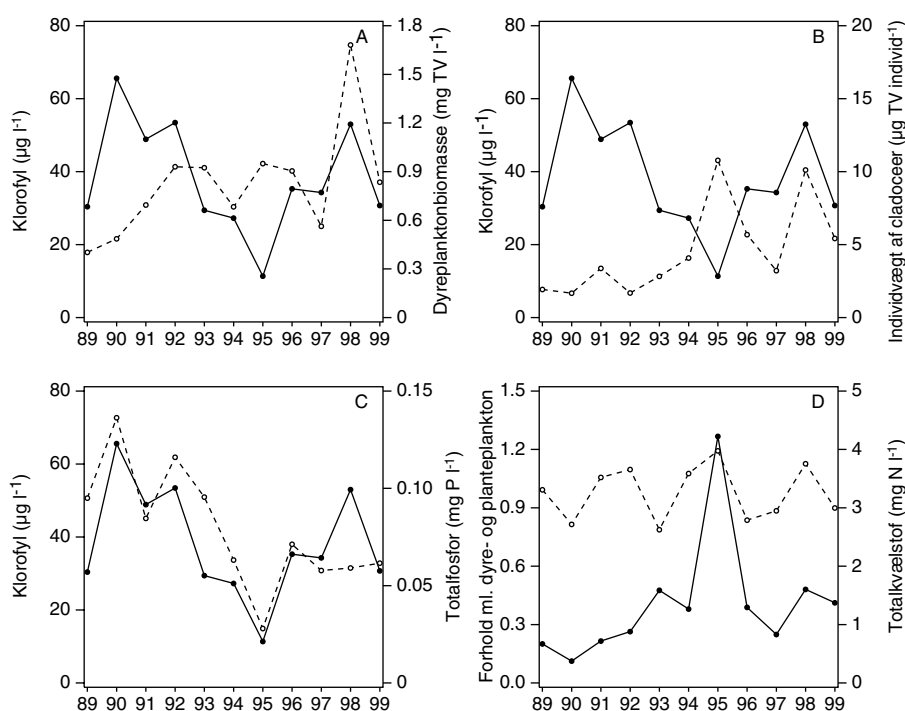
Figur 5.13 Borup Sø–Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (-)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (- -)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). B: (-)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (- -)/højre akse: Individvægt af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). C: (-)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (- -)/højre akse: Totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). D: (-)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (- -)/højre akse: Totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ).

Et tilsvarende mønster er set i flere søer i udlandet, hvor det er lykkedes at nedbringe mængden af bentivore fisk (som brasen) markant (Hansson *et al.*, 1998). Dermed mindskes næringsstoffrigivelsen fra bunden og mængden af suspenderet stof i vandet. Men det er ikke en øget græsningsskontrol på planteplanktonet, der er skyld i forbedringen af tilstanden.

## Søer uden opfiskning

I søer, hvor der ikke er foretaget indgreb i fiskebestanden i måleperioden, ses forskellige responsmønstre. I nogle søer (eksempelvis den næringsrige Vesterborg Sø, (Fig. 5.14) ses et markant fald i klorofyl *a* og totalbiomassen af planteplankton i takt med aftagende fosforkoncentration i søen. Samtidigt falder imidlertid mængden af dyreplankton, hvorfor der kun sker en mindre forøgelse i dyreplankton:planteplankton ratioen, der ikke kan forklare nedgangen i klorofyl *a*. Desuden fastholdes gennemsnitsindividvægten af cladoceer på et lavt niveau. Der er altså ikke noget, som tyder på en væsentligt effekt af fosforreduktionen på fiskebestanden. Dette støttes også af, at antallet af planktivore fisk var højt ved de to rapporterede undersøgelser i 1990 og 1995.

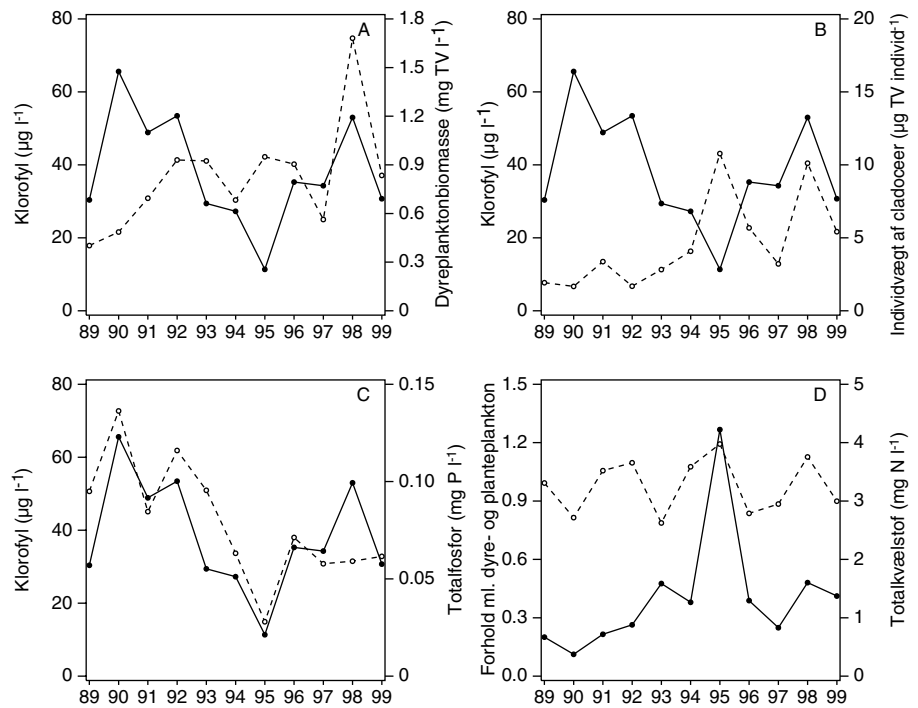


Figur 5.14 Vesterborg Sø– Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). B: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Individvægt af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). C: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). D: (–)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (– –)/højre akse: Totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ).

Resultaterne peger således på, at faldet i klorofyl *a* over perioden især kan tilskrives formindskelsen i fosforkoncentrationen i søen.

Nogenlunde det samme mønster ses i de ligeledes meget næringsrige søer Gundsømagle Sø, Arresø, Dons Nørresø og Jels Oversø. Blandt de meget næringsrige søer er der dog også undtagelser. I Søgård Sø er der tegn på en øget græsningskontrol i 1994-95, mens St. Søgård Sø i de fleste år domineres af relativt store arter af cladoceer i forhold til søer med samme næringsstofniveau, og dyreplankton:planteplankton ratioen overstiger i nogle af årene 0,4 i gennemsnit for sommeren. Græsningskontrol spiller uden tvivl en væsentlig rolle for klorofylniveauet i denne sø i flere af årene. I St. Søgård Sø er der da også konstateret fiskedød i måleperioden.



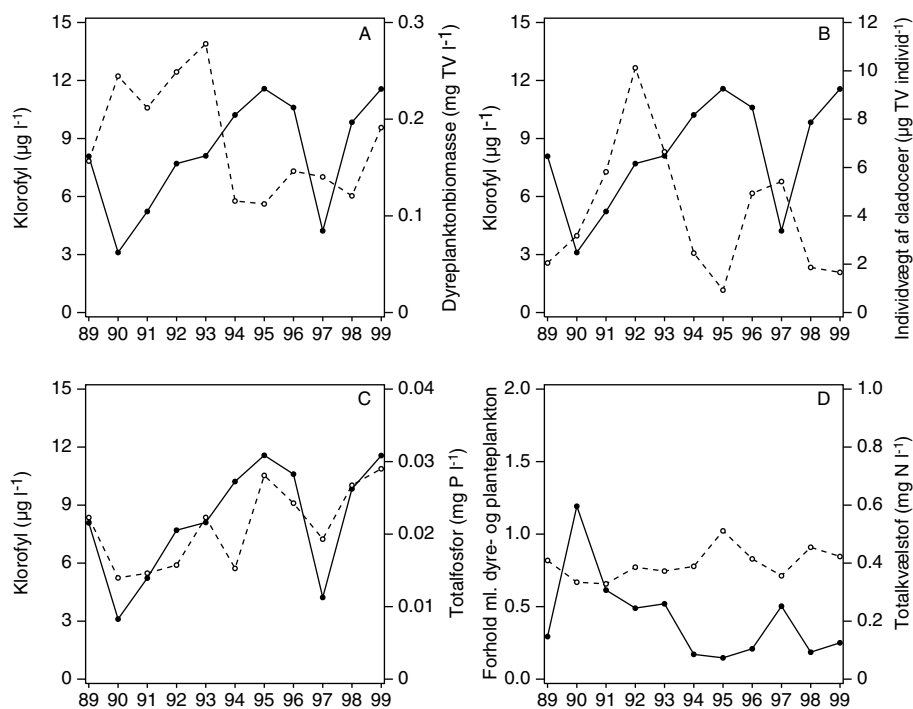
Figur 5.15 Bryrup Langsø–Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). B: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Individvægt af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). C: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). D: (–)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (– –)/højre akse: Totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ).

Flere af søerne med middelhøje næringsstofdiveauer (og uden fiskeindgreb) viser tegn på ændringer i både ressource-, græsnings- og prædator kontrol i takt med faldende fosfortilførsel. Et godt eksempel er Bryrup Langsø (Fig. 5.15).

Her er der i perioden sket en forøgelse i dyreplankton:planteplankton ratioen og i størrelsen af cladoceer. Græsningskontrollen er øget betydeligt efter 1989-1992. Eksempelvis er klorofyl særligt lavt i 1995, hvor både middelstørrelsen af cladoceer og græsningsstrykket på planteplanktonet er højt. Der er ikke en entydigt sammenhæng mellem ændringer i dyreplankton og klorofyl *a*, men i højere grad mellem klorofyl *a* og totalfosfor, hvilket tyder på øget ressourcekontrol igennem perioden.

I den næringsfattige Søby Sø er der i måleperioden sket en forværing af tilstanden, som til dels er sammenfaldende med et fald i dyreplanktonets biomasse, en formindskelse i cladocernes middelstørrelse og et markant fald i dyreplankton:planteplankton ratioen. Dette tyder på øget prædationstryk fra fisk, måske betinget af eller forstærket af en tilbagegang i undervandsplanterne (Fig. 5.16).



Figur 5.16 Søby Sø – Udvikling i sommergennemsnit 1989-99.

A: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Dyreplanktonbiomasse ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). B: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Individvægt af cladoceer ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). C: (–)/venstre akse: Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). (– –)/højre akse: Totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). D: (–)/venstre akse: Forhold ml. dyre- og planteplankton. (– –)/højre akse: Totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ).

## 5.11 Brakvandssøerne

Danmark har et stort antal naturlige og kulturskabte brakvandssøer, som også dækker et betydeligt areal. På trods af dette har brakvandssøer hidtil ikke været undersøgt i særlig høj grad, og i forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet blev der derfor startet undersøgelser i 4 brakvandssøer: Ketting Nor (Sønderjyllands amt), Ferring Sø (Ringkøbing amt), Ulvedybet (Nordjyllands amt) og Nakskov Indrefjord (Storstrøms amt). På grund af det endnu ret beskedne datamateriale giver vi her kun en kort oversigt over miljøtilstanden i de 4 brakvandssøer. Derudover er det til sidst forsøgt, at sammenholde resultaterne fra de 4 brakvandssøer med resultater fra andre brakvandssystemer.

De fire brakvandssøer er alle lavvandede (middeldybde  $< 1,5\text{m}$ , Tabel 5.25). Ketting Nor og Nakskov Indrefjord er forholdsvis små (areal ca.  $0,4\text{ km}^2$  og  $0,7\text{ km}^2$ ), mens Ferring Sø og Ulvedybet begge er forholdsvis store med et overfladeareal på henholdsvis  $3,2$  og  $5,8\text{ km}^2$ .

Nakskov Indrefjord har den laveste salinitet ( $< 1\text{‰}$ ). Ketting Nor og Ferring Sø har en forholdsvis lav salinitet (henholdsvis ca.  $3\text{‰}$  og  $6\text{‰}$ ) (Tabel 5.25), et niveau som er typisk for mange danske brakvandssystemer. Ulvedybet havde i 1999 en lavere salinitet (ca.  $7\text{‰}$ ) end i 1998, hvor saliniteten var  $15\text{--}18\text{‰}$ . Grunden til den lavere salinitet i 1999 var, at sluseklapperne i afløbet til Limfjorden i modsætning til i 1998 fungerede efter hensigten (Nordjyllands amt, 2000).

Næringsstofniveauerne er forholdsvis høje i alle fire brakvandssøer, totalfosfor koncentrationen er således over 0,1 mg P l<sup>-1</sup>, og totalkvælstofkoncentrationen er mellem 1 og 4 mg N l<sup>-1</sup>.

*Høje næringsstof- og klorofyl a niveauer samt lave sigtddyber.*

Sigtddybden er derfor også lav (< 1 m) og klorofyl høj. Mængden af suspenderet stof er også høj i søerne. Mængden er specielt høj i Ferring Sø (> 100 mg SS l<sup>-1</sup>), hvilket skyldes, at mængden af suspenderet stof ikke alene er bestemt af planteplankton, men i høj grad også øges på grund af resuspension. Ferring Sø er meget vindpåvirkelig som følge af beliggenheden tæt på Vesterhavet.

Planteplanktonbiomassen og artssammensætningen i Ketting Nor og Ferring Sø modsvarer det høje næringsstofniveau. Ulvedybet er lidt anderledes, da planteplanktonet er domineret af picoplankton, der på trods af meget højt antal (og klorofylkoncentration) ikke udgør en tilsvarende høj biomasse. I Nakskov Indrefjord dominerer rekylalger.

*Tabel 5.25* Oversigt over miljøtilstanden i 1998 og 1999 i de 4 brakvandssøer beskrevet ved en række vandkemiske og biologiske parametre. Undersøgelserne i Nakskov Indrefjord startede først i 1999. Alle værdier er tidsvægtede gennemsnit for sommeren. Planteplankton: G er grønalger, Fu er furealger, Stilk er stilkalger (*Prymnesium*), BG er blågrønalger, Pico er picoplankton, Rekyl er rekylalger. Dyreplankton: Cala er calanoide vandlopper, Hjul er hjuldyr.

	Ketting Nor		Ferring Sø		Ulvedybet		Nakskov Indrefjord
	1998	1999	1998	1999	1998	1999	1999
Salinitet (‰)	6,3	5,6	ca. 3-4	ca. 3	ca. 18	ca. 7	0,9
Total fosfor (mg P l <sup>-1</sup> )	0,120	0,176	0,210	0,206	0,258	0,465	0,221
Opløst fosfor (mg P l <sup>-1</sup> )	0,007	0,014	0,005	0,010	0,018	0,07	0,131
Total kvælstof (mg P l <sup>-1</sup> )	1,7	2,1	2,3	2,3	2,1	2,2	1,4
Nitrit+nitratkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	0,26	0,19	0,01	0,01	0,06	0,01	0,41
Ammoniumkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	0,021	0,025	0,003	0,003	0,015	0,003	0,010
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )	45	67	120	146	81	39	34
Sigtddybde (m)	0,8	0,6	0,4	0,3	0,6	0,6	0,9
Suspenderet stof (mg SS l <sup>-1</sup> )	29	30	154	139	39	32	9
<b>Planteplankton</b>							
- biomasse (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	7,0	14,4	14,8	23,8	2,0	5,2	8,0
- dominerende gruppe	G+Fu	Stilk+G	BG	BG	Pico	Pico	Rekyl
<b>Dyreplankton</b>							
- biomasse (mg TV l <sup>-1</sup> )	0,11	0,33	2,0	1,7	0,11	0,33	0,5
- dominerende gruppe	Cala	Cala	Cala	Cala	Cala	Cala	Hjul

*Dyreplankton domineres af calanoide vandlopper og hjuldyr*

Dyreplanktonet er domineret af calanoide vandlopper i Ketting Nor, Ferring Sø og Ulvedybet, mens hjuldyr dominerer i Nakskov Indrefjord.

### Forskelle og ligheder mellem ferskvands- og brakvandssøer

Der er en række karakteristiske forskelle mellem fersk- og brakvandssøerne i overvågningsprogrammet. Dyreplanktonbiomassen er væsentligt lavere i brakvandssøerne med tilsvarende fosforniveauer, både om sommeren og året som helhed (Fig. 5.17A).

Det domineres helt af calanoide vandlopper og hjuldyr, mens andelen af cladoceer er lav. Dyreplankton:planteplankton ratioen og dermed græsningstrykket på planteplankton er ligeledes væsentligt lavere, uden at det dog fører til højere klorofylniveauer om sommeren (Fig. 5.17D). Den lavere biomasse af dyreplankton kan især tilskrives høj prædation fra fisk og mysider i brakvandssøerne. GALD-værdien af planteplankton er

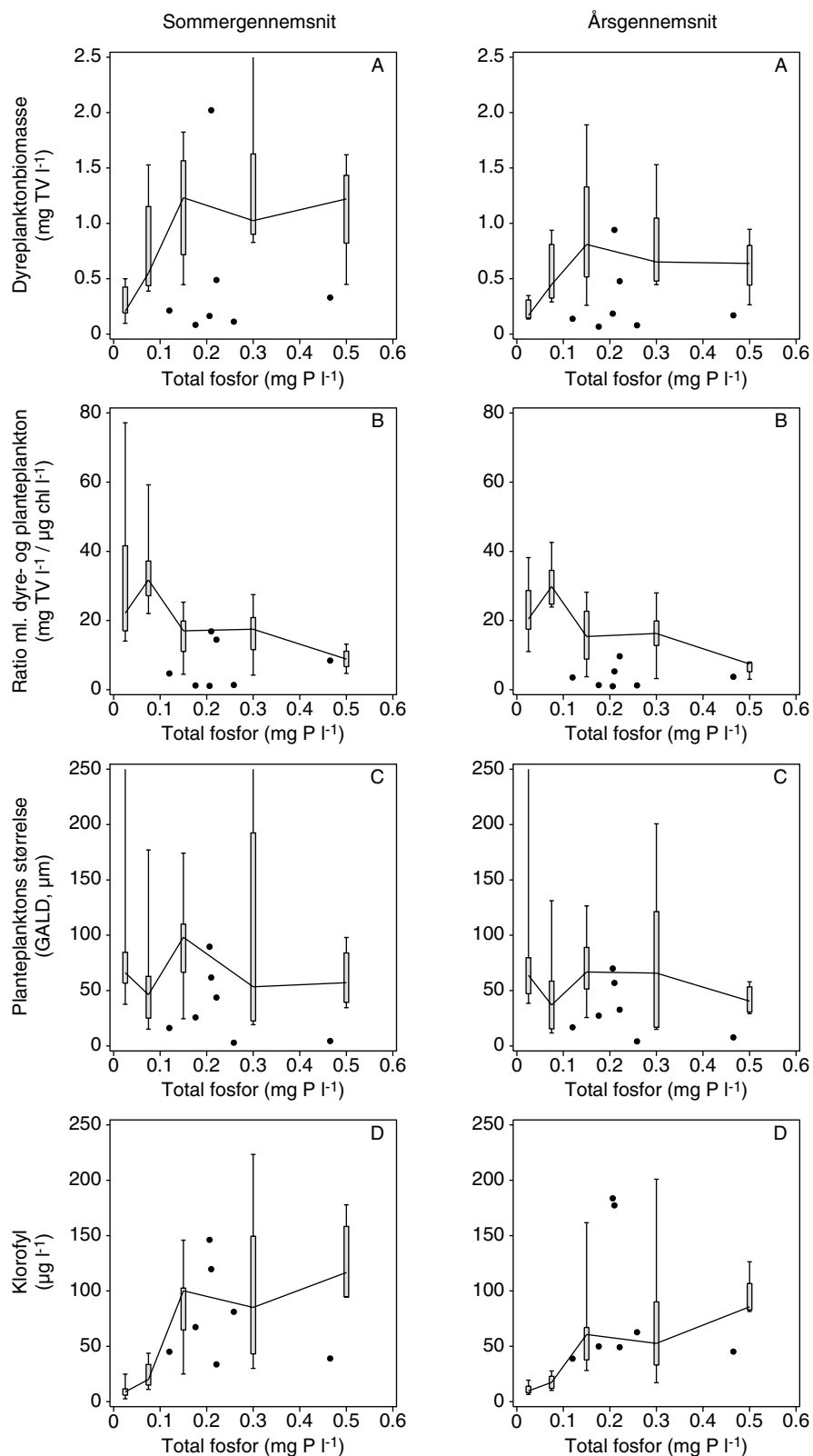


ligeledes lav (Fig. 5.17C), måske fordi græsningstrykket på algerne er lavt. Algearter  $< 20 \mu\text{m}$  dominerer således i brakvandssøerne.

Dette mønster er også kendt fra andre brakvandssøer (Jeppesen *et al.*, 1994; Jensen *et al.*, 1997) og støttes også af forsøg, som er gennemført i 1999 i brakvandsområdet Vejlerne i en række næringsrige søer med forskellig salinitet (0,4-17 ‰). Fire-dages forsøg i flasker med vand fra søerne, hvor dyreplankton var fjernet fra en del af flaskerne, viste samme slutkoncentration af klorofyl *a* som i kontrolflasker med dyreplankton (Pedersen & Christensen, *unpubl. resultater*). Ved tilsætning af næringsstoffer øgedes klorofyl *a* væsentligt, men heller ikke her var der forskel på, om dyreplankton var til stede eller fjernet. Planteplanktonet i disse søer var derfor alene styret af næringsstofniveauet, mens græsserne er uden betydning. Forsøg i indhegninger med lav fisketæthed viste imidlertid, at et højt græsningstryk på planteplanktonet er muligt, når prædationstrykket på dyreplanktonet er lavt. Det gælder især, når saltpromillen er lavere end 2-4 (Pedersen og Christensen, *unpubl. resultater*). Højt prædationstryk på dyreplankton fra fisk og mysider er hovedforklaringen på dette lave græsningstryk i brakvandssøerne (Jeppesen *et al.*, 1994).

I overvågningssøerne var vinterniveauet af klorofyl *a* gennemgående højere i de næringsrige brakvandssøer end i tilsvarende ferskvandssøer. I ferskvandssøerne svinger klorofyl *a* ratioen mellem sommer og året som helhed fra omkring 1-1,5, når fosforniveauet er lavt, til 0,6-0,7 ved højere fosforniveauer. I brakvandssøerne ligger ratioen for alle søer og år over medianen for ferskvandssøerne. Igen må det tilskrives en forskel i græsningstrykket på planteplanktonet, hvilket bekræftes af eksperimentelle undersøgelser (DMU, *unpubl. resultater*).

På trods af forskel i dyreplanktonets græsningstryk mellem fersk- og brakvandssøer var der ikke tegn på en forskel i relationen mellem klorofyl *a* og totalfosfor, hverken om sommeren eller på årsbasis (Fig. 5.41D). Det kan dog skyldes, at eventuelle reduktioner i klorofyl *a* på grund af græsning også påvirker fosforniveauet, så relationen mellem klorofyl *a* og totalfosfor ikke ændres. Blot er begge variable ved en given belastning lavere i ferskvandssøer med væsentlig græsning end i brakvandssøerne. Dette bekræftes af en række biomanipulationsforsøg, som har vist et omtrent lige stort fald i totalfosfor og klorofyl *a* efter indgreb, der førte til højere græsningstryk på planteplanktonet og klart vand.



Figur 5.17 De aktuelle observationer i brakvandssøerne (●) sammenholdt med de generelle sammenhænge i ferskvandssøerne i 1998-99 afbildet som box-plots for forskellige parametre i forhold til totalfosfor koncentrationen. De lagdelte søer er udeladt. A: Dyreplanktonbiomasse (mg TV l<sup>-1</sup>). B: Ratio ml. dyre- og planteplankton (mg TV l<sup>-1</sup>/µg chl l<sup>-1</sup>). C: Planteplanktons størrelse (GALD, µm). D: Klorofyl (µg l<sup>-1</sup>).

## 5.12 Søernes målsætning og aktuelle tilstand

Overvågningssøerne er som andre større danske søer tildelt en målsætning for den ønskede miljøtilstand. Målsætninger udarbejdes af amterne og indgår i amternes regionplaner. På baggrund af de fastlagte målsætninger sættes mere specifikke krav til de enkelte søers tilstand og næringsstofftilførsel. De enkelte amter har på baggrund af de generelle retningslinier (*Miljøstyrelsen, 1993*) udarbejdet deres egne systemer til fastlæggelse af målsætninger for søerne, og opstilling af de specifikke krav til søernes tilstand og næringsstofftilførsel (*Jensen et al., 1997*). Dette forhold besværliggør en standardiseret national sammenstilling, men generelle informationer kan dog godt udtrages.

På baggrund af resultaterne fra undersøgelserne af miljøtilstanden i 1999 har amtskommunerne vurderet om overvågningssøernes målsætninger er opfyldt. Disse vurderinger er opsummeret i Tabel 5.24.

Langt hovedparten af de 31 søer lever ikke op deres målsætninger, idet målsætningen kun er vurderet opfyldt for 7 af søerne. Det vil sige, at ca. 23 % af de 31 søer har opfyldt deres målsætning, hvilket svarer nogenlunde til konklusionen fra en sammenstilling for 698 søer i 1997, hvor det blev påvist, at kun 34 % af disse søer opfyldt deres målsætning (*Jensen et al., 1997*).

Konklusionen er således, at for at opnå en tilstrækkelig god tilstand i søerne, svarende til kravene i målsætningerne, skal fosfortilførslen til søerne reduceres yderligere. Denne konklusion er i tråd med temarapporteringen i 1997 (*Jensen et al., 1997*), hvor det ved hjælp af scenarieanalyser blev vist, at den diffuse fosfortilførsel skulle reduceres væsentligt for at opnå en markant forbedring i tilstanden.

Tabel 5.26. Oversigt over de 31 overvågningssøers målsætninger med angivelse af en eventuelle specifikke krav. Herudover er amternes vurdering af om målsætningen er opfyldt angivet, denne vurdering er i hovedsagen baseret på resultaterne fra 1999. tot-P: Totalfosforkoncentration, sigt: Sigtdybde. (som.: sommergennemsnit, år: årsgennemsnit.).

Målsætninger: A: Skærpet målsætning (upåvirket af menneskelig aktivitet), A2: Badevand, B: Generel målsætning (kun svagt påvirket af menneskelig aktivitet), C: lempet målsætning (påvirkning tilladt).

Navn	Sønr	Amt	Målsætning	Specifikke krav (udvalgte)	Målsætning opfyldt
Nors Sø	5	Viborg	A	sigt >4m	Nej
Holm Sø	2	Ribe	A1		Ja
Maglesø	3	Vestsjælland	A1		Ja
Arreskov Sø	24	Fyn	A1	tot-P(som.) <0,06 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt > 1,5-2m	Nej
Søholm Sø	7	Fyn	A1	sigt > 2-3m	Nej
Kvie Sø	8	Ribe	A1		Nej
Søby Sø	1	Ringkøbing	A1	tot-P (år) <0,04 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >3m	Nej
Tissø	20	Vestsjælland	A1		Nej
Furesøen	14.1	København	A1/A2	tot-P (år) <0,04 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >4m	Nej
Tystrup Sø	25	Vestsjælland	A1/A2		Nej
Ferring Sø	42	Ringkøbing	A1/B	tot-P (år) <0,075 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >1m	Nej
Engelsholm Sø	21	Vejle	A2	sigt (som.) >1,5m	Ja
Fårup Sø	15	Vejle	A2	sigt (som.) >2m	Nej
Bastrup Sø	9	Frederiksborg	A2/B	tot-P (år) <0,05 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) > 2,5m	Ja
Hornum Sø	10	Nordjylland	A2/B	sigt (som.) >2m	Nej
Utterslev mose, øst <sup>*)</sup>	35.1	Københavns komm.	(B)	(tot-P(som.) <0,15 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt >1,5m)	(Nej)
Bryrup Langsø	17	Århus	(B)	tot-P (som.) <0,05 mg P l <sup>-1</sup>	Nej
Ravn Sø	6	Århus	(B)	tot-P <0,025 mg P l <sup>-1</sup>	Nej
Ørnsø	13	Århus	(B)	tot-P (som.) <0,08 mg P l <sup>-1</sup>	Nej
Damhussøen	16	Københavns komm.	B		Ja
Nakskov Indrefjord	44	Storstrøm	B	sigt (som.) >0,7m	Ja
Arresø	30	Frederiksborg	B	tot-P (år) <0,07 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) > 0,8m	Nej
Bagsværd Sø	22	København	B	tot-P (år) <0,04 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >1m	Nej
Borup Sø	23	Roskilde	B	tot-P (som.): 0.1-0.15 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >1m	Nej
Gundsømagle Sø	37	Roskilde	B	tot-P (som.): 0.1-0.15 mg P l <sup>-1</sup> ; sigt (som.) >1m	Nej
Vesterborg Sø	31	Storstrøm	B	sigt (som.) >1,5m	Nej
Ketting Nor	43	Sønderjylland	B		Nej
Store Søgårdsø	33	Sønderjylland	B		Nej
Søgård Sø	36	Vejle	B	sigt (som.) >0,8m	Nej
Hinge Sø	19	Viborg	B	sigt >3m	Nej
Ulvedybet	41	Nordjylland	C	sigt (som.): 0,5-1m	Ja

<sup>\*)</sup> Målsætningen for Utterslev Mose er under vedtagelse

### 5.13 Sammenfatning

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 27 ferske overvågnings-søer er reduceret fra 0,204 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,108 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1999. Reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75 %-kvartilen er således reduceret fra 0,212 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,152 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1999. I samme periode er den gennemsnitlige indløbskoncentration af totalfosfor til søerne tilsvarende reduceret fra 0,299 mg P l<sup>-1</sup> til 0,105 mg P l<sup>-1</sup>.

19 ud af de 27 søer har haft en faldende årsmiddel totalfosfor koncentration i perioden 1989 til 1999. I 15 af de 19 søer har der været tale om kraftige ændringer på 1 % signifikansniveau eller derunder.

I perioden 1989 til 1999 er der sket mindre ændringer i totalkvælstof end i totalfosfor. I de 7 søer med signifikante ændringer (10 % niveau eller mindre) for årsmiddel-totalkvælstof har der været tale om en faldende koncentration. Den gennemsnitlige årssigtdybde for alle overvågnings-søerne var i 1999 1,9 m. 50 % af søerne havde i sommeren 1999 en middelsigt dybde på mindre end 1,5 m. Tendensen er gået i retning af, at de mest uklare søer generelt er blevet mindre uklare, hvilket er sammenfaldende med, at især disse har haft faldende søkoncentration af fosfor. Dog blev der i året 1999 i forhold til året før registreret et fald i sigt dybden og en øgning i klorofylmængden i de fleste søer, hvilket kan tilskrives den store næringsstofftilførsel i de forudgående efterårs- og vintermåneder.

I størsteparten af søerne med ændret sigt dybde er der tale om en øget sigt dybde. I 13 ud af de 27 søer er sommersigt dybden således øget, mens den kun er reduceret i to søer i perioden 1989 til 1999.

Plantplanktonbiomassen er også reduceret i søerne gennem overvågningsperioden. I 7 søer er der dog sket et statistisk signifikant fald i biomassen. Blågrønalgerne biomasse er øget i 2 søer, men reduceret i 7 søer. Stigningen i de to sidstnævnte søer kan dog tolkes som et tegn på en begyndende forbedring i miljøtilstanden. Mere udprægede rentvandsarter begynder også at komme tilbage i en række søer, således er mængden af både furealger og gulalger øget i 8 søer.

Betragtet under et er der ikke sket væsentlige ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de 11 overvågningsår. På enkelt søniveau er der dog sket visse ændringer. Således er f.eks. totalbiomassen reduceret i 4 søer og øget i 2 søer.

For undervandsplanterne har der generelt været en tendens til øget udbredelse i perioden fra 1989 til 1998, men denne tendens er dog afbrudt i mange af søerne i 1999. Umiddelbart ser det ud til, at det er den øgede næringsstoffudvaskning forud for vækstsæsonen 1999, der ved at skabe dårligere lysforhold, er skyld i tilbagegangen, men øget vandstand kan også spille ind i nogle søer.

De fire brakvandssøer er et nyt element i søovervågningen og vil kunne hjælpe med til at give en status for miljøtilstanden i danske brakvandssøer.

Den overordnede konklusion vedrørende søernes miljøtilstand er, at der i over halvdelen af de 27 overvågningssøer er sket forbedringer i perioden 1989 til 1999. De største forbedringer ses mht. næringsstofkoncentrationerne og til dels sigtddybden. Med hensyn til den biologiske struktur er den indtil videre forbedret i et begrænset antal søer, hvilket bl.a. skyldes biologisk træghed i søerne (fisk m.v.). I andre søer er næringsstofniveauet ikke reduceret tilstrækkeligt til at give markante forbedringer i den biologiske struktur, men i en del af disse søer reduceres næringsstofniveauet dog yderligere, når indflydelsen af den interne fosforfrigivelse fra sedimentet mindskes.

Det konkluderes, at søerne reagerer forskelligt på faldende fosforkoncentrationer betinget af en reduceret næringsstofførsel. I de mest næringsrige søer sker der umiddelbart et fald i klorofyl *a* i takt med faldet i totalfosfor, som ikke kan tilskrives et øget græsningstryk fra dyreplanktonet, idet fisk og dermed dyreplankton reagerer trægt på ændringerne. Omvendt er der ofte tale om, at faldet i klorofyl *a* i de lidt mindre næringsrige søer både skyldes færre tilgængelige næringsstoffer og øget græsning, det sidste betinget af ændringer i fiskebestanden i retning af flere rovfisk og færre planktivore fisk. Indgreb i fiskebestanden kan dog markant øge græsningstrykket på planteplanktonet og også føre til mindsket næringsstofniveau. Langtidsvirkninger af sådanne indgreb bør dog vurderes nøje (*Søndergaard et al., 1998*).

Mange af søerne kan dog stadig ikke opfylde de krav, der er opstillet i de tildelte målsætninger for miljøtilstanden. Yderligere indgreb over for fosfortilførslen er nødvendige for at dette kan ske, og eftersom fosfortilførslerne fra spildevand enten er reduceret meget markant eller helt fjernet, vil det være nødvendigt at reducere fosfortilførslen fra landbrugsarealerne i det åbne land, for at det kan lade sig gøre.

*[Tom side]*

## 6 Hjuldyr i overvågningsøerne

Hjuldyr udgør en artsrig og divers dyreplanktongruppe. I dette kapitel beskrives artsforekomsten af hjuldyr i overvågningsøerne generelt, og der gives konkrete eksempler på forandringer som følge af ændrede miljøforhold.

### 6.1 Antal og arter

#### *Antal og biomasse*

I de danske overvågningsøer ligger det gennemsnitlige antal af hjuldyr i planktonet om sommeren mellem 1600 og 3500 individer l<sup>-1</sup>, svarende til typisk mellem 70 og 80 % af det samlede dyreplankton på antalsbasis. Dog er den samlede biomasse af hjuldyr som oftest lav sammenlignet med krebsdyrenes (cladoceer og copepoder) og udgør typisk mellem 5 og 15 % af den totale dyreplanktonbiomasse i den enkelte sø om sommeren. Den maksimale andel af den totale dyreplanktonbiomasse er 31 % i ferske søer, mens det i brakvandssøer er 59 %.

#### *106 observerede arter*

Der er observeret i alt 106 hjuldyrarter i de danske overvågningsøer i perioden 1989-1998, men kun 39 af disse er blevet registreret mere end 50 gange i løbet af de 10 overvågningsår. I de fleste søer er der registreret 20-50 forskellige arter, men der synes generelt at være færre arter i brakvandssøerne.

#### *Hyppige arter og nølearter*

De hyppigst forekommende arter i søerne er *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Pompholyx sulcata*, *Filina longiseta* og *Keratella cochlearis tecta* i nævnte rækkefølge (Tabel 6.2). En del af de mindre hyppige arter er karakteristiske 'rentvandsarter' som f.eks. *Hexarthra fennica*, *Keratella hiemalis*, *K. serrulata*, *Gastropus*- og *Conochilus*-arter.

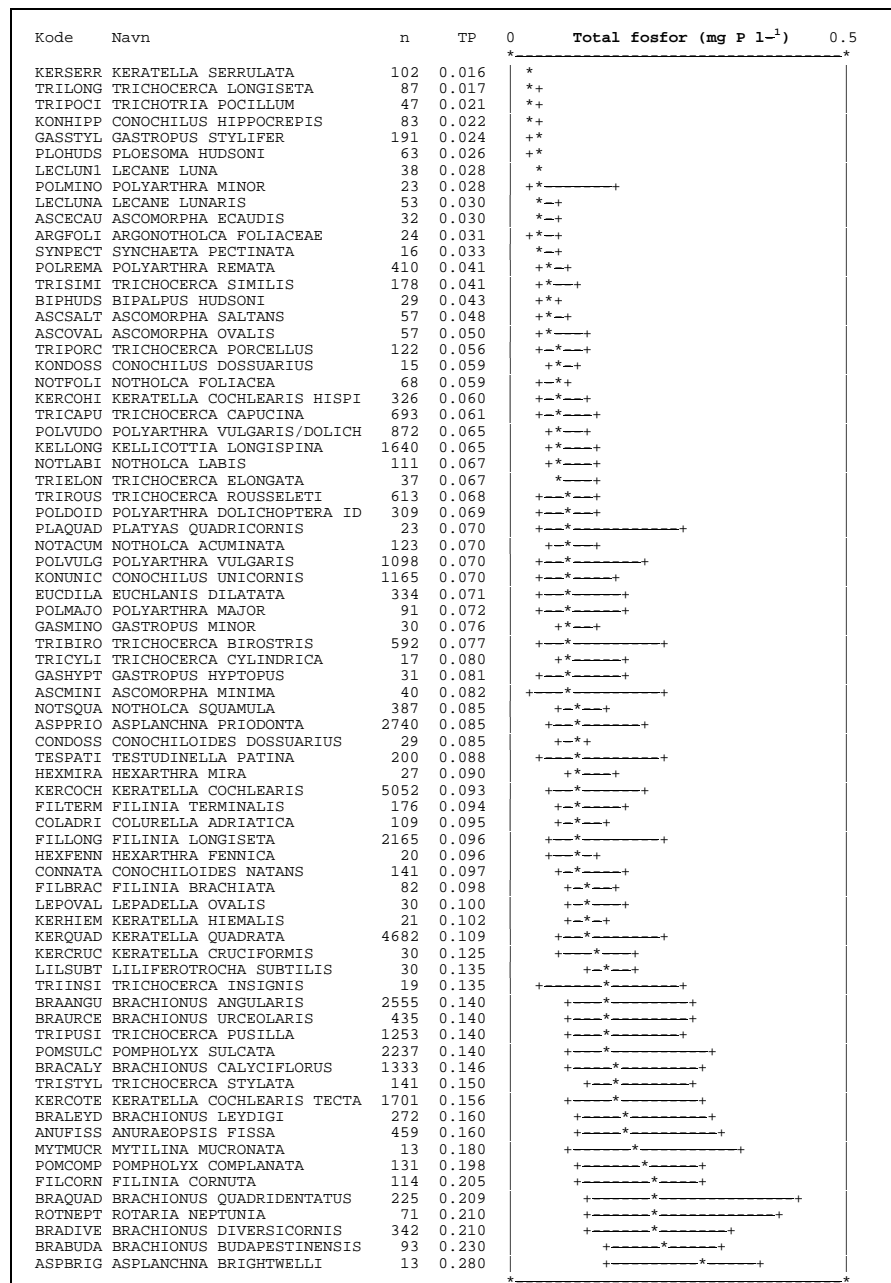


Tabel 6.1 Oversigt over hjuldyrs forekomst (arter, antal og biomasse) i overvågnings-søerne. Antal arter fundet i hhv. sommerperioden og hele året er angivet. Det gennemsnitlige antal og den gennemsnitlige biomasse om sommeren for hjuldyr er medtaget dels absolut og som procent af totalen for dyreplankton. \* markerer brakke søer.

Nr	Sø	Antal arter (år)	Antal arter (sommer)	Antal af hjuldyr (# l <sup>-1</sup> )	% af tot. antal (%)	biomasse af hjuldyr (g TV l <sup>-1</sup> )	% af tot. biomasse (%)
2	Holm Sø	25	23	47	16	12	2
4	Madum Sø	17	12	1432	82	17	12
5	Nors Sø	69	64	577	84	16	7
1	Søby Sø	46	42	421	85	34	19
3	Maglesø	35	29	1256	81	36	18
6	Ravn Sø	53	46	521	76	18	5
16	Damhussøen	36	36	1496	79	37	13
12.1	Røgbølle Sø, Nord	13	12	5957	92	293	31
10	Hornum Sø	27	26	2556	87	76	20
12.2	Røgbølle Sø, Syd	33	32	3009	88	121	18
8	Kvie Sø	31	26	1533	83	35	8
7	Søholm Sø	27	24	629	68	27	6
9	Bastrup Sø	38	32	1472	79	32	7
20	Tissø	30	26	1589	88	23	7
17	Bryrup Langsø	54	45	1794	80	66	9
14.1	Furesøen	37	36	882	84	23	9
11	Søndersø	29	25	1994	82	40	7
15	Fårup Sø	21	17	1102	85	91	13
13	Ørnsø	44	35	1439	74	253	12
14.2	Furesøen Storekalv	32	27	3201	92	59	19
33	Store Søgårdsø	48	37	773	63	26	2
25	Tystrup Sø	28	28	695	79	16	5
18	Hejrede Sø	34	30	6427	83	111	11
21	Engelsholm Sø	20	18	814	66	56	5
24	Arreskov Sø	30	28	2074	78	43	5
43	*Ulvedybet	2	0	-	-	-	-
41	*Ketting Nor	12	12	1421	94	52	25
32	Langesø	24	21	1590	73	40	6
22	Bagsværd Sø	33	31	4572	82	47	4
23	Borup Sø	35	35	6613	89	131	16
31	Vesterborg Sø	27	26	3625	70	176	13
28	Lemvig Sø	18	17	1229	53	67	6
19	Hinge Sø	43	37	4628	87	38	4
34	Fuglesø	30	26	3688	87	121	18
26	Kilen	13	11	1634	60	141	19
35.1	Utterslev Mose, Vest	31	26	2600	64	65	6
29	Jels Oversø	46	39	3335	76	222	15
35.2	Utterslev Mose, Øst	30	27	3571	72	76	9
36	Søgård Sø	24	20	2711	69	165	8
43	*Ferring Sø	11	9	3296	86	1193	59
37	Gundsømagle Sø	32	30	1988	48	60	4
30	Arresø	24	22	4605	84	60	10
27	Dons Nørresø	19	17	1114	39	72	6

Tabel 6.2. Oversigt over registrerede arter i overvågningsløerne.  
Arter forekommet mere end 25 gange er medtaget.

Navn	Antal obs.	% af alle obs.
<i>Keratella cochlearis</i>	3115	10,9
<i>Keratella quadrata</i>	2730	9,6
<i>Pompholyx sulcata</i>	1724	6,1
<i>Asplanchna priodonta</i>	1671	5,9
<i>Brachionus angularis</i>	1622	5,7
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	1308	4,6
<i>Filinia longiseta</i>	1293	4,5
<i>Trichocerca pusilla</i>	1092	3,8
<i>Kellicottia longispina</i>	1027	3,6
<i>Conochilus unicornis</i>	790	2,8
<i>Brachionus calyciflorus</i>	692	2,4
<i>Polyarthra vulgaris</i>	651	2,3
<i>Trichocerca capucina</i>	581	2,0
<i>Trichocerca birostris</i>	486	1,7
<i>Trichocerca rousseleti</i>	482	1,7
<i>Polyarthra vulgaris/dolichoptera</i>	473	1,7
<i>Anuraeopsis fissa</i>	414	1,5
<i>Brachionus diversicornis</i>	314	1,1
<i>Keratella cochlearis hispida</i>	263	0,9
<i>Polyarthra remata</i>	257	0,9
<i>Euchlanis dilatata</i>	244	0,9
<i>Brachionus urceolaris</i>	226	0,8
<i>Brachionus quadridentatus</i>	212	0,7
<i>Collotheca</i> spp.	180	0,6
<i>Trichocerca similis</i>	156	0,5
<i>Testudinella patina</i>	148	0,5
<i>Brachionus leydigi</i>	139	0,5
<i>Gastropus stylifer</i>	137	0,5
<i>Trichocerca stylata</i>	123	0,4
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	121	0,4
<i>Pompholyx complanata</i>	105	0,4
<i>Filinia terminalis</i>	97	0,3
<i>Brachionus budapestinensis</i>	85	0,3
<i>Filinia cornuta</i>	80	0,3
<i>Trichocerca porcellus</i>	76	0,3
<i>Colurella adriatica</i>	68	0,2
<i>Polyarthra major</i>	67	0,2
<i>Notholca squamula</i>	66	0,2
<i>Trichocerca longiseta</i>	60	0,2
<i>Rotaria neptunia</i>	52	0,2
<i>Ploesoma hudsoni</i>	48	0,2
<i>Conochilus hippocrepis</i>	47	0,2
<i>Lecane lunaris</i>	43	0,2
<i>Filinia brachiata</i>	39	0,1
<i>Keratella serrulata</i>	38	0,1
<i>Ascomorpha ovalis</i>	35	0,1
<i>Conochiloides natans</i>	35	0,1
<i>Notholca acuminata</i>	35	0,1
<i>Lecane luna</i>	31	0,1
<i>Notholca labis</i>	31	0,1
<i>Ascomorpha minima</i>	30	0,1
<i>Trichocerca elongata</i>	29	0,1
<i>Trichotria pocillum</i>	28	0,1
<i>Conochiloides dossuarius</i>	27	0,09
<i>Liliiferotrocha subtilis</i>	27	0,09
<i>Bipalpus hudsoni</i>	26	0,09



Figur 6.1 Udvalgte hjuldyrarters forekomst i forhold til totalfosfor (TP, mg P l<sup>-1</sup>). n angiver antal observationer. \*: median TP, +: hhv. 1. og 3. kvartil.

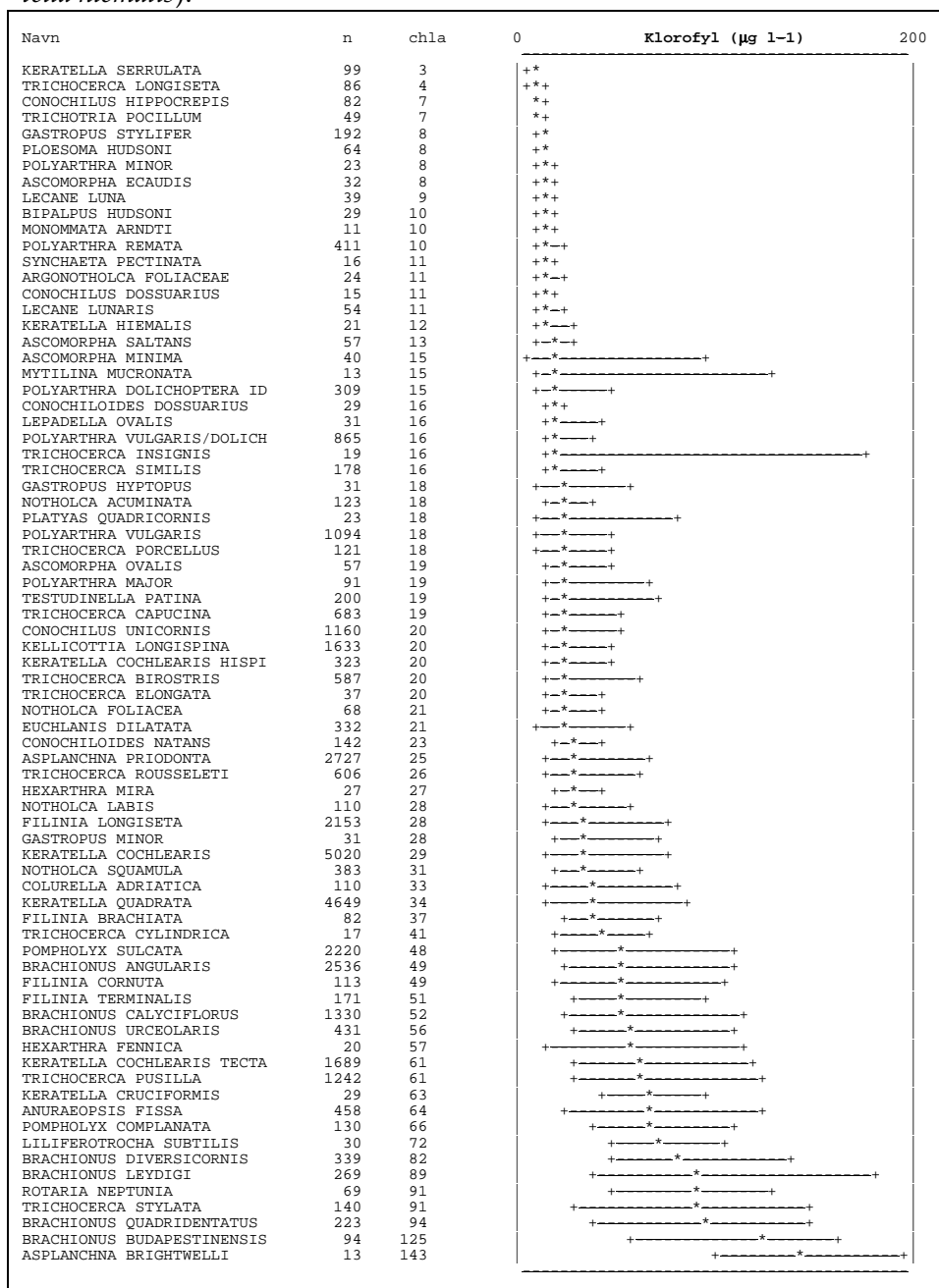
## 6.2 Hjuldys relation til fosfor, klorofyl a og middeldybde

Arters relation til høj og lav koncentration af fosfor

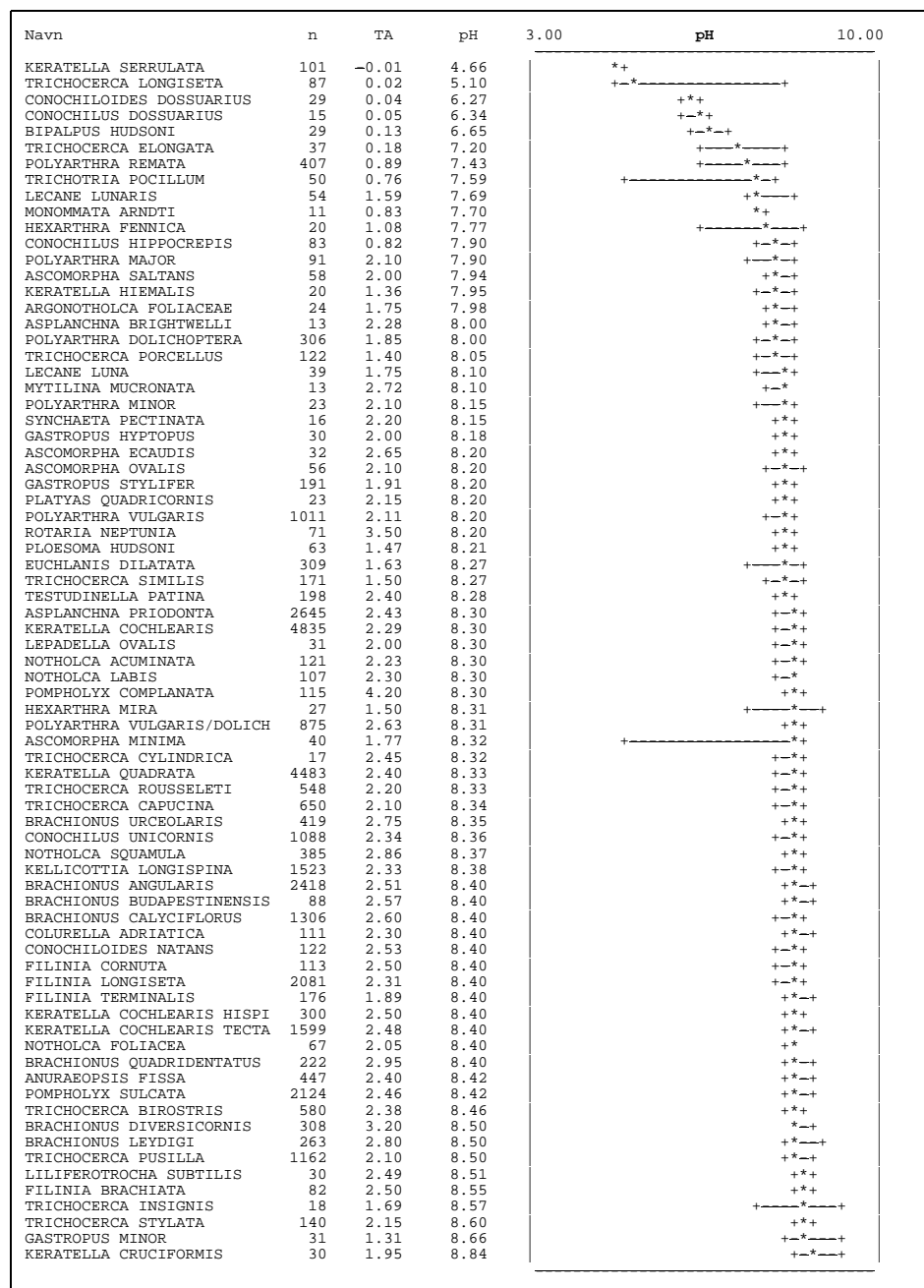
Forekomsten af de forskellige arter er relateret til kemiske og biologiske parametre (Fig. 6.1-6.3). Overordnet fordeler arterne sig i de samme grupper mht. totalfosfor og klorofyl *a*. Arter som *Keratella serrulata*, *Trichocerca longiseta*, *Trichotria pocillum*, *Conochilus hippocrepis* og *Gastropus stylifer* findes i søer med lave koncentrationer af klorofyl *a* og totalfosfor. Arter som *Asplanchna brightwelli*, *Brachionus budapestinensis*, *B. diversicornis*, *B. quadridentatus* og *Pompholyx complanata* findes derimod typisk i meget næringsrige og klorofylholdige søer. Medianen for sidstnævnte arters forekomst er for total P på 0,20-0,30 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> og for klorofyl *a* 65-125 µg l<sup>-1</sup>, mens de for de nævnte rentvandsarter er < 0,02 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> og 3-8 µg klorofyl *a* l<sup>-1</sup>.

Middeldybde - en kompleks parameter

Middeldybden af søen synes også at være en forklarende faktor, som en del arter fordeler sig efter (se afsnit 6.3, Fig. 6.4). Dog kan der være flere skjulte parametre i middeldybden, idet dybe søer for eksempel ofte er mindre næringsrige. Arter, som mest findes ved median middeldybder på over 3 m, har således lave klorofyl *a* medianer (under 25 µg l<sup>-1</sup> bortset fra én art) og lave total P medianer (dog med lidt mere variation). Desuden er median middel temperaturer ligeledes lave for disse arter. Middeldybden er derfor ikke en entydig faktor pegende i retning af 'rentvandsarter'. Nogle arter foretrækker f.eks. dybere vand p.g.a. en lavere temperatur i disse søer (*Conocilus natans*, *Keratella hiemalis*).



Figur 6.2 Udvalgte hjuldyrarters forekomst i forhold til klorofyl *a* (chl<sub>a</sub>, µg l<sup>-1</sup>). n angiver antal observationer. \*: median TP, +: hhv. 1. og 3. kvartil.



Figur 6.3 Udvalgte hjuldyrarteres forekomst i forhold til pH. Middel for alkaliniteten (TA, mmol l<sup>-1</sup>) for arternes forekomst er også medtaget. n angiver antal observationer. \*: median TP, +: hhv. 1. og 3. kvartil.

## 6.3 Hjuldyrsamfund

### CCA - analyser

#### CCA-multivariabel analyse

Til analyse af artsforekomst i relation til forskellige miljømæssige omgivelsesparametre er der også anvendt canonical correspondence analysis (CCA). I denne analyse antages det, at arternes fordeling i forhold til omgivelsesparametrene er unimodal ("klokkeformet"). Artskoordinaterne og dermed placeringen af de enkelte arter i et koordinatsystem beregnes som et vægtet gennemsnit, hvor hver akse er lineære kombinationer af de vigtigste signifikante omgivelsesparametre. Førsteaksen forklarer mest af artsvariationen, mens andenaksen forklarer næstmest.

Omgivelsesparametrene er afbildet som vektorer. Jo tættere en vektor ligger på første- eller andenaksen, jo større andel forklarer den af aksens parameterkombination. Ved fortolkning af artskoordinaterne projiceres disse vinkelret på omgivelsesvektoren (eller en forlængelse af denne). Jo længere ude langs vektoren projektionen falder, jo større betydning har omgivelsesparametren for arten, hvorimod selve afstanden fra artskoordinaten til vektoren ikke har nogen betydning. En art med negativ koordinat til en omgivelsesparameter behøver ikke være negativt korreleret til denne, men kan have et relativt mindre optimum.

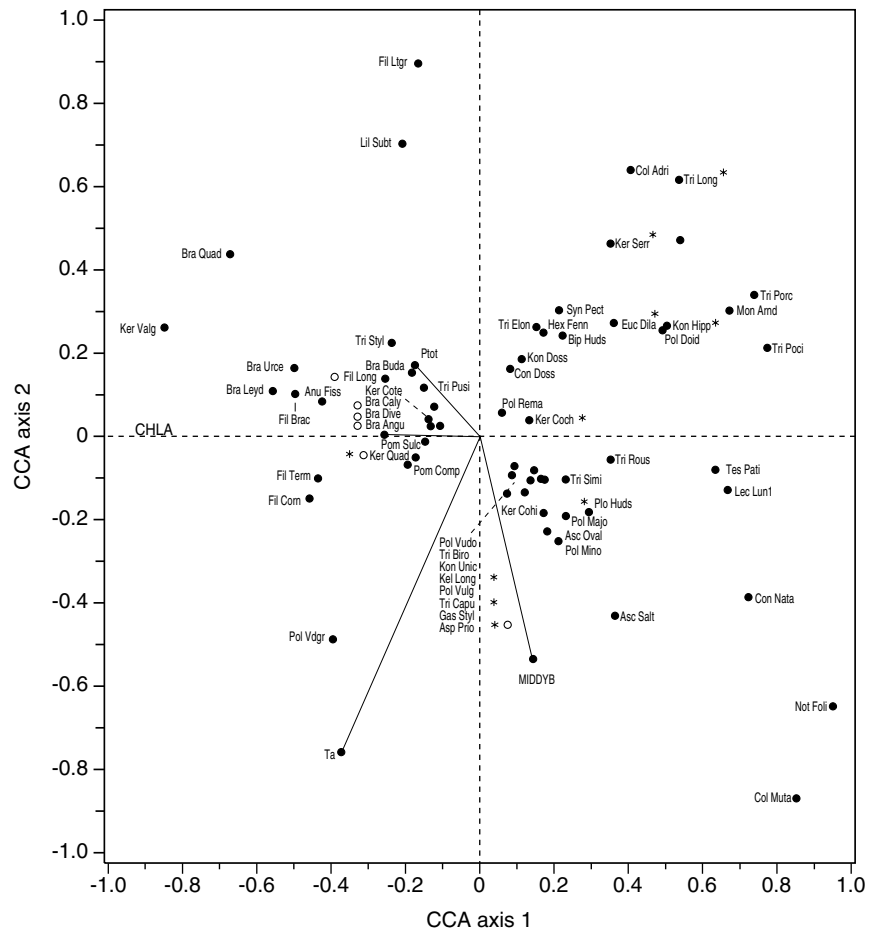
#### Et samspil af faktorer bestemmer artsforekomst

De forskellige arter inden for hjuldyrene fordeler sig ikke efter enkelte parametre. Det er ofte et samspil mellem en række omgivelsesparametre, som er afgørende for hvilke arter, der findes på de enkelte lokaliteter. Et eksempel er *Keratella serrulata*, der findes i næringsfattige søer med lavt klorofylindhold, men samtidig er forekomsten også afhængig af alkalinitet/pH.

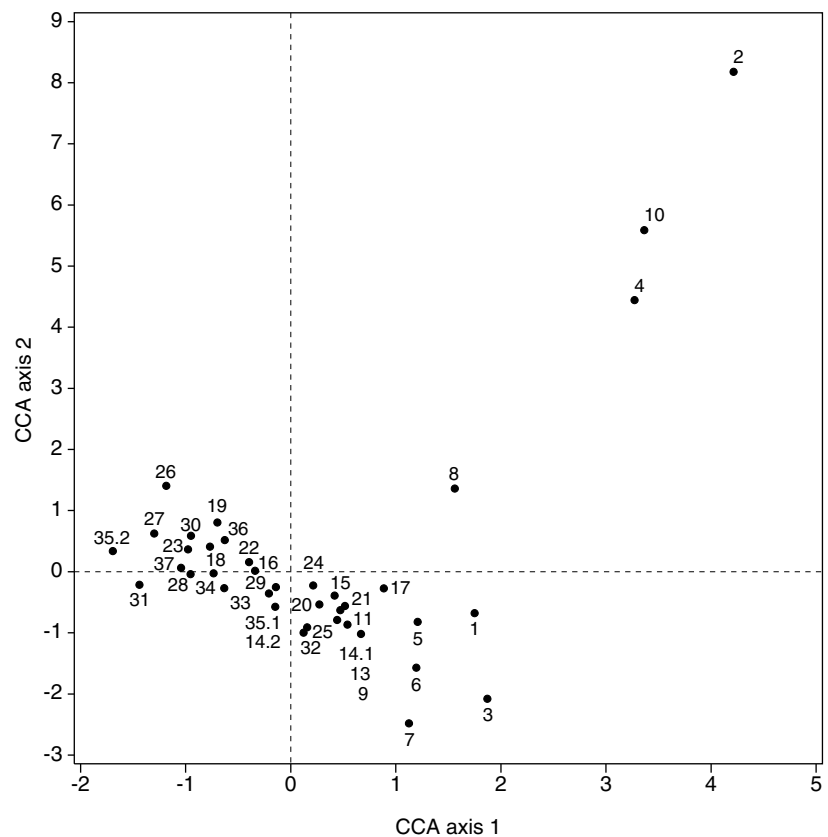
Med multivariable analyser er det muligt at relatere flere parametre til forekomsten af hjuldyrene. Derved opstår 'grupper' af hjuldyrsamfund, som typisk vil kunne findes i søer med de tilsvarende dominerende parametre. Disse parametre er i mange tilfælde langt fra statiske, og samfundene vil derfor kunne ændre sig f.eks. over en sæson i den samme sø.

Figur 6.4 viser det multivariable (unimodal model – CCA) plot af udvalgte omgivelsesparametre og arter af hjuldyr. Data er sommerverdier (1/5-1/10) fra overvågningssøerne 1989-1998. På førsteaksen forklarer klorofyl *a* og totalfosfor hhv. 62 og 64 % af variationen i artsfordelingen. De øvrige faktorer alkalinitet og middeldybde forklarer hhv. 51 % og 39 % af artsfordelingen.

Figur 6.4 Joint biplot fra CCA-analysen af hjuldyrsarterne (navneforkortelser: se Fig. 6.1) og deres fordeling i forhold til totalfosfor (PTOT), klorofyl *a* (CHLA), alkaliniteten (TA), Middeldybden (MIDDYB). Vigtige arter i henholdsvis Holm Sø (\*) og Damhussøen (O) er fremhævet.



Figur 6.5 Joint biplot fra CCA-analysen af hjuldyrarterne, hvor kun overvågningssøernes middelpacering er angivet. Plottet kan lægges oven på Fig. 6.4, bemærk dog den forskellige skalering af akserne. Sønr. kan findes i Tabel 6.1.



På anden artsakse forklarer middeldybde og alkalinitet den største del af variationerne i artsfordelingen (hhv. 38 og 36 %), mens de øvrige variable kun forklarer op til 13 % (total P 13 %, klorofyl *a* 12 %). I alt forklarer de to akser 84 % af relationen mellem arter og miljøfaktorer.

I øverste venstre kvadrant findes alle arter ved højt klorofyl *a* indhold (alle medianer  $\geq 57 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$ ) og relativ høj koncentration af total fosfor (alle medianer  $\geq 0,15 \text{ mg P l}^{-1}$ ) dog med undtagelse af *Filinia longiseta* og *Ascomorpha minima*, som hhv. har klorofyl *a* og total P medianer på  $15 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$  og  $0,06 \text{ mg P l}^{-1}$  og  $43 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$  og  $0,13 \text{ mg P l}^{-1}$ . Begge arter findes ved høje middeldybder og ved middelstor alkalinitet. Hovedparten af arterne i denne kvadrant findes i søer med lave middeldybder (medianer typisk på omkring 1 m).

I den modsatte kvadrant (nederste højre) repræsenteret af vektoren for middeldybde har alle arter middeldybde medianer på 3,3 m eller større. Samtidig placeres en del af arterne også i henhold til præference for lave klorofyl *a* koncentrationer. Dette gælder f.eks. *Ploesoma hudsoni*, *Polyathra minor*, *Ascomorpha eucadis* og *Lecane luna*, der alle har medianer på under  $10 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$ .

Øverste højre kvadrant indeholder ingen miljømæssig variabel. Grupperingen af arter kan til dels være bestemt af alkalinitet, da hovedparten af arter i denne kvadrant har lave alkaliniteter ( $< 1,6 \text{ mmol l}^{-1}$ ). De fleste af disse arter har desuden lave klorofyl *a* og fosfor medianer, mens der er stor variation i middeldybde medianer. Kun otte arter har relativ høj alkalinitet median ( $> 2 \text{ mmol l}^{-1}$ ). Dette gælder bl.a. *Keratella cochlearis* samt *Notholca* arterne i denne kvadrant. I nederste venstre kvadrant har alle arter høj alkalinitet median ( $\geq 2,3 \text{ mmol l}^{-1}$ ) dog med undtagelse af *Filina terminalis*.

#### Fortolkning af CCA-plot

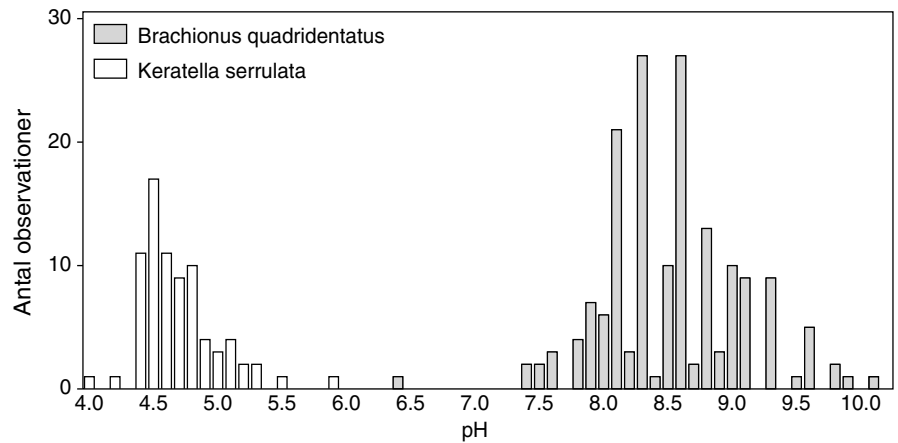
Overordnet kan det antages, at arter med placering i øverste venstre kvadrant typisk findes i søer med høj koncentration af klorofyl *a* og total fosfor. En del af disse findes også ved lave middeldybder. Derimod forventes det, at arter i modsatte kvadrant findes i dybe søer og for de fleste arters vedkommende også i mere næringsfattige søer. Arterne i øverste højre kvadrant har generelt lave alkalinitet medianer, og det modsatte er tilfældet i den modsatte kvadrant. Dog må det tages in mente, at alkaliniteten kun forklarer 36 % af artsfordelingen på andenaksen og 51 % på førsteaksen.

#### Ændring i pH afspejles i hjuldyrsamfundet

#### Arters relation til pH

De fleste af de registrerede arter af hjuldyr har pH optimum i det neutrale til let basiske miljø, men en del findes over et bredt pH spektrum (Fig. 6.3). Flere hjuldyr, bl.a. de fleste arter af *Brachionus*, findes hovedsagelig i det basiske område. Der er dog nogle enkelte arter, som har optimum i søer med lav pH heriblandt *Keratella serrulata* og *Trichocerca longiseta*, hvis median pH er 4,7 mens den hos *Brachionus* arterne ligger mellem 8,4-8,5 (Fig. 6.6).



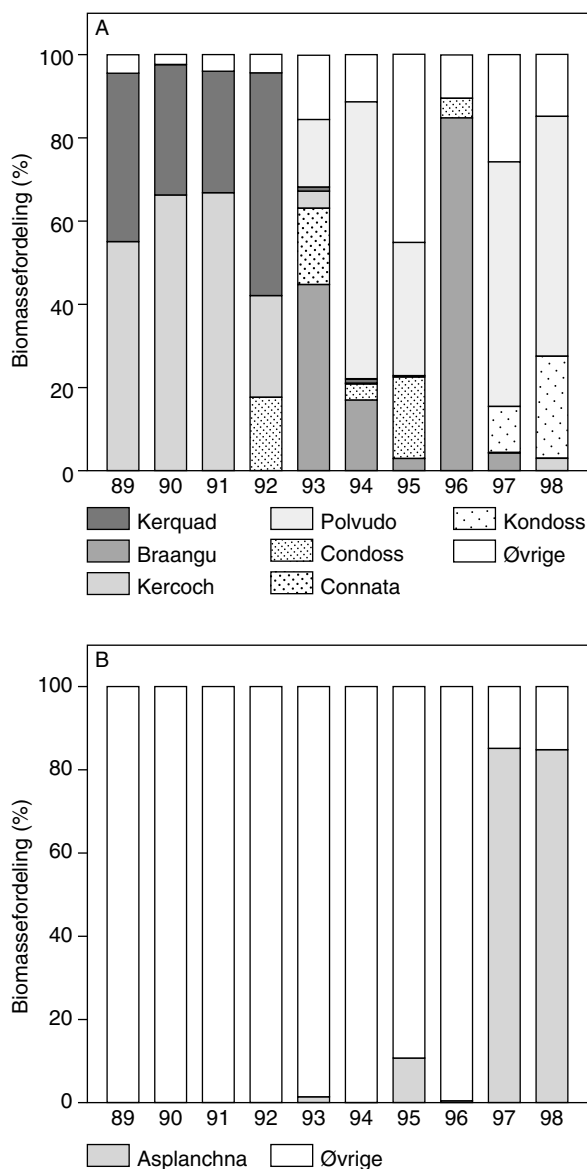


Figur 6.6 Forekomst af to hjuldyrarter i forhold til pH i overvågningssøerne.

### Stigning i alkalinitet og pH ændrede hjuldyrsamfund

Betydningen af pH for hjuldyrsamfundet er illustreret i Kvie Sø. Her skete der en markant stigning i pH som følge af en engangskalkning i 1992. Således steg pH fra 5,5 i 1989 til 6,5 i 1993 (sommeregnensnit), hvorefter pH ikke ændredes nævneværdigt (pH var i 1999 6,1 (sommeregnensnit)). Alkaliniteten steg ligeledes fra 0,03 mmol l<sup>-1</sup> til 0,55 mmol l<sup>-1</sup> i 1993, men var i 1999 0,1 mmol l<sup>-1</sup>.

Ændringen af pH og alkalinitet afspejles i hjuldyr faunaen, hvis sammensætning ændredes markant fra 1992 til 1993 (Fig. 6.7). Hjuldyrene domineres nu af *Brachionus angularis*, *Conochiloides nantans* og *Polyathra vulgaris/dolichoptera*, der alle forekommer ved høje alkaliniteter (median hhv. 2,5 2,5 og 2,6 mmol l<sup>-1</sup> og høj pH (median hhv. 8,4 8,4 og 8,31). Tidligere var søen udelukkende domineret af *Keratella cochlearis* og *K. quadrata* (hvis median alkaliniteter samt pH dog også ligger højt hhv. 2,29 og 2,40 mmol l<sup>-1</sup> samt hhv. 8,30 og 8,33). Kalkningen af Kvie sø hævede alkalinitet og pH tilstrækkeligt til invasion af mere alkaline arter som *Brachionus*. Samtidig ses dog også arten *Conochiloides dossarius*, som har median alkalinitet og pH på hhv. 0,04 mmol l<sup>-1</sup> og 6,27, allerede året efter kalkningen.



Figur 6.7 Kvie sø 1989-99 – sommergennemsnit (1/5-1/10).

Øverst: Procentfordelingen af hjuldyrbiomassen på udvalgte grupper (>15% af hjuldyrbiomassen). Eksklusiv *Asplanchna*. (navneforkortelser: se Fig. 6.1)

Nederst: Procentfordelingen af hjuldyrbiomassen fordelt på hhv. *Asplanchna* og øvrige.

Det bemærkes, at *Asplanchna priodonta* i 1997 og 1998 udgør mere end 80% af den totale hjuldyrbiomasse. Det er der endnu ikke en entydig forklaring på. Arten er opportunistisk og lever både af planteplankton og som prædator. *A. priodonta* forekom ikke i målelige mængder i 1999 (Ribe Amt, 2000).

Et eksempel på arter tilpasset lav pH er Holm Sø. Holm sø har middel pH på 4,65 (sommergennemsnit over 10 år) og middel alkalinitet på  $-0,088 \text{ mmol l}^{-1}$ . De dominerende arter i sommerperioden over en tiårig periode (1989-1998) er *Colurella* spp., *Trichocerca longiseta* og *Keratella serrulata*, hvoraf de to sidstnævnte er karakteristiske for sure og lav-alkaline miljøer (se Fig. 6.3).

Modsvarende er Damhussøen, hvis middel sommer pH og alkalinitet hhv. er 9,1 og 1,48 mmol l<sup>-1</sup>, repræsenteret af arter, der er karakteristiske for det basiske miljø. Disse er især *Brachionus* arterne samt *Filina longiseta* men også *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis* og *K. quadrata*. På Figur 6.4 er de mest dominerende arter i perioden 1989-1998 i hhv. Holm sø og Damhussøen markeret. Det ses, at Holm sø har mange repræsentanter i området med lav total alkalinitet. Damhussøens dominerende arter ligger hovedsagelig ud langs totalfosfor vektoren, og deres projektioner på alkalinitetsvektoren falder på den positive side af denne. De dominerende arter i Damhussøen bestemmes både af alkalinitet og totalfosfor koncentration (indirekte en føde indikator). Den gennemsnitlige sommer koncentration (1989-1998) af totalfosfor er 0,08 mg P l<sup>-1</sup> i Damhussøen mod 0,02 mg P l<sup>-1</sup> i Holm Sø.

### Ændring i hjuldyrsamfund som følge af tilstandsforbedring

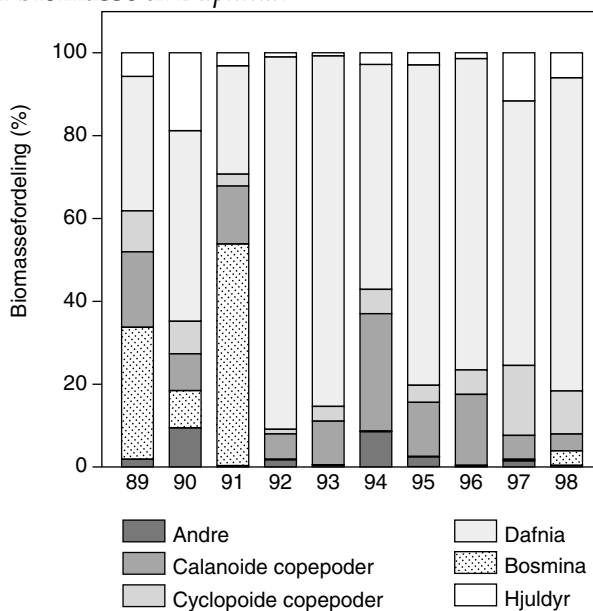
Arreskov Sø er en af de søer der i overvågningsperioden er skiftet fra en uklar til en klarvandet tilstand efter en reduktion af mængden af fredfisk i 1992/1993.

Foruden en klar respons blandt det større dyreplankton (Fig. 6.8) er der sket et skift i de dominerende hjuldyrarter fra før til efter reduktionen i fredfisk 1991/1992 (Fig. 6.9). Før reduktionen var de dominerende arter: *Filina longiseta*, *Brachionus angularis*, *Keratella quadrata* og *Trichocerca stylata*, hvoraf de tre førstnævnte er bakterivore (*Filina longiseta* er desuden detritivor), mens sidstnævnte præderer på store flagellater (>75 µm). I 1993 observeres *Polyarthra vulgaris/dolichoptera*, som bliver mere talrig med årene. *Polyarthra* arternes føde består af diatomeer, store både auto- og heterotrofe flagellater (>15 og >75 µm) samt ciliater. I 1997 er rentvandsarten *Polyarthra remata* (median total P = 0,04 mg l<sup>-1</sup>) til stede og udgør 6,7 % af den samlede hjuldyrbiomasse. Ændringen i hjuldyrsamfundet er forårsaget af en ændring af fødegrundlaget, idet den relative andel af flagellater er øget, mens andelen af blågrønalger, som typisk "tiltrækker" bakterieædere, er aftaget. De sidste par år er andelen af rovhjuldyret *Asplanchna priodonta* steget markant, måske på grund af den større andel af flagellater. Andelen af arter, der repræsenterer under 10 % af hjuldyrsamfundet er ligeledes steget markant de sidste par år. Det kunne tyde på en øget diversitet, men der må dog tages forbehold herfor, da arts-kendskabet er øget i de seneste år.

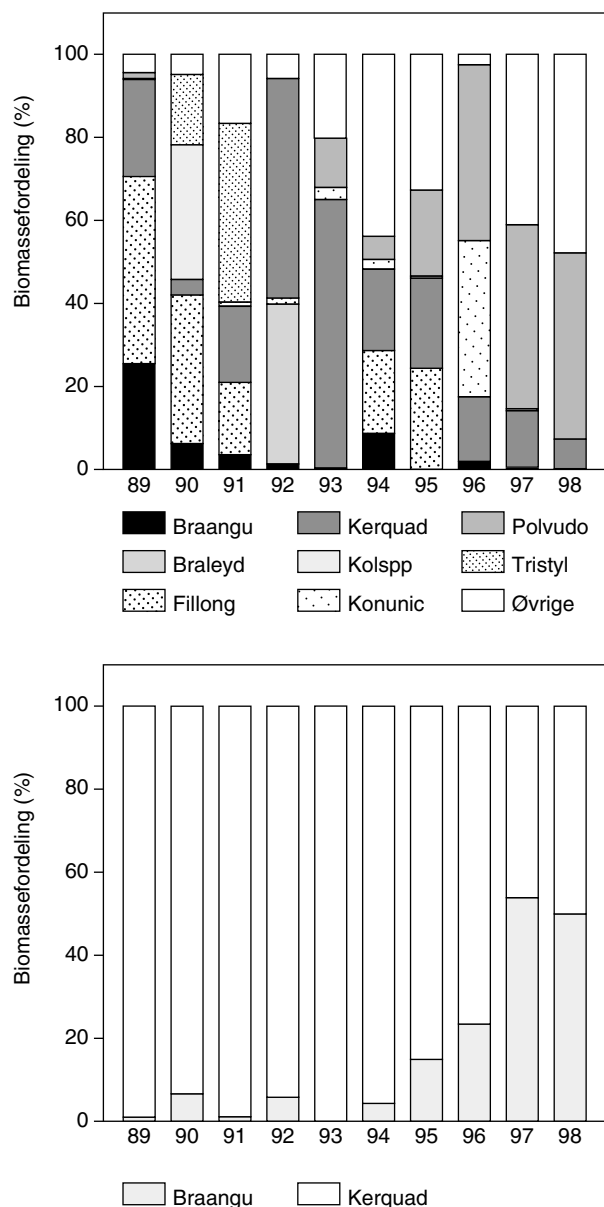
CCA-plots for de dominerende arter i Arreskov Sø i de forskellige år (ikke vist) illustrerer et skift i artsammensætningen gående fra området omkring total P-vektoren mod området nær middeldybdevektoren. Dette indikerer i praksis en bedre vandkvalitet.

Tilsvarende CCA-plots af hjuldyrfordelingen med algegrupper, fødekonkurrenter, prædatorer samt funktionelle fiskegrupper (fred- og rovfisk) som forklarende variable viser ligeledes et skift i hjuldyrsammensætningen. De tydeligste tendenser ses (faldende rækkefølge) hos biomasse af funktionelle fiskegrupper (rovfisk-fredfisk), algegrupper og fødekonkurrenter. De valgte prædatorer synes ikke at have nævneværdig betydning for strukturering af hjuldyrsamfundet. Ikke overraskende falder placeringen af arter før fiskedød i Arreskov Sø langs vektoren for biomasse af fredfisk, mens arterne efter fiske-

død placerer sig langs vektoren for biomasse af rovfisk. Tilsvarende befinder arterne sig før fiskedød omkring vektorerne for algegrupperne: blågrønalger, grønalger og kiselalger, mens de efter fiskedøden findes nær vektorerne for dinoflagellater, øjealger samt rekylalger. I plottet med fødekonkurrenter går arterne fra en placering langs en vektor for biomasse af *Bosmina* og skifter så til arter med placeringer væk fra denne vektor – dog ikke entydigt til placeringer langs vektoren for biomasse af *Daphnia*.



Figur 6.8 Arreskov sø 1989-99 – sommergennemsnit (1/5-1/10). Procentfordelingen af dyreplanktonbiomassen på forskellige grupper.



Figur 6.9 Arreskov sø 1989-99 – sommergennemsnit (1/5-1/10).  
 Øverst: Procentfordelingen af hjuldyrbiomassen på udvalgte grupper. Eksklusiv *Asplanchna*. (navneforkortelser: se Fig. 6.1)  
 Nederst: Procentfordelingen af hjuldyrbiomassen fordelt på hhv. *Asplanchna* og øvrige.

## 6.4 Hvilke tilstande og arter findes i hvilke søer?

Overvågnings søernes placering i forhold til relationen mellem biomasse af hjuldyrarter og fire omgivelsesparametre kan ses af Fig. 6.5, som direkte kan kombineres med Fig. 6.4 (bemærk dog akseforskelle). Fire søer placerer sig adskilt fra de øvrige i øverste højre kvadrant. Disse søer er kendetegnet af lav alkalinitet og pH samt relativt lave klorofyl *a* og totalfosfor sommergennemsnit, hvor alkaliniteten vejer tungest for deres placering. Nederste højre kvadrant falder sammen med vektoren for middeldybde. Alle søer i denne kvadrant har middeldybder over 3 m med undtagelse af sø nr. 1 (Søby Sø), 21 (Engelsholm Sø) og 24 (Arreskov Sø). De to sidstnævnte har undergået væsentlige forandringer mod en bedre vandkvalitet i overvåg-

ningsperioden, hvilket denne placering afspejler. I starten af perioden ville disse søer have ligget i den diagonale kvadrant, der kendetegner næringsrige søer. Søby Sø har lave klorofyl *a* og totalfosfor sommergennemsnit, mens middeldybden er 2,80 m. De øvrige søers klorofyl *a* sommergennemsnit er ligeledes lave. Foruden sø nr. 21 og 24 har kun 3 søer sommergennemsnit på over 50 µg klorofyl *a* l<sup>-1</sup> (nr. 13, 25 og 32) og sommergennemsnittet >100 µg P l<sup>-1</sup> for totalfosfor (nr. 14.1, 25 og 32).

Søer i de to venstre kvadranter har alle relativt høje totalfosfor og klorofyl *a* sommergennemsnit og placerer sig efter disse i plottet. Alkaliniteten er af afgørende betydning for placeringen af sø nr. 29 og 35.1.

Det vil kunne forventes, at artsforekomsten i den enkelte sø fortrinsvis vil være relateret til den kvadrant, hvor søen er placeret. Dette er selvfølgelig forudsat, at søens tilstand ikke har ændret sig markant i overvågningsperioden, da Fig. 6.5 repræsenterer gennemsnitsværdier for søerne i denne periode. Dette er opfyldt for f.eks. sø nr. 2 og 16, hvis arter fortrinsvis ligger i henholdsvis øverste højre kvadrant og øverste venstre kvadrant (Fig. 6.4). Hvorimod f.eks. Arreskov Sø (24) har et skift fra arter i den næringsrige kvadrant til kvadranten repræsenterende middeldybde, hvorfor placeringen af søen (gennemsnit for hele perioden) ligger midt mellem disse kvadranter.

## 6.5 Sammenfatning

Antalsmæssigt udgør hjuldyrene i de danske overvågnings søer typisk mellem 70 og 80 % af det samlede dyreplankton, mens de typisk udgør mellem 5 og 15 % af den samlede dyreplankton biomasse i den enkelte sø om sommeren.

I perioden 1989-1998 er der observeret 106 hjuldyr arter i de danske overvågnings søer, men kun 39 af disse er blevet registreret mere end 50 gange i løbet af de 10 år. De 5 hyppigste forekommende arter er *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis* og *Pompholyx sulcata*. Således er det relativt få dominerende arter, der præger billedet. Dette gør sig også gældende på årsbasis, hvor det biomasse mæssigt er arterne *Keratella quadrata* og *Asplanchna priodonta*, der dominerer.

Forekomsten af de enkelte arter er relateret til et multiplum af omgivelsesparametre hvoraf nogle er mere toneangivende end andre og ofte også korrelerede med hinanden.

Bedømt ud fra multivariable plots og analyser er specielt ændringer i pH og næringsstofniveau (klorofyl, totalfosfor) klart styrende faktorer. Der var således betydelig forskel på hjuldyrsamfund i Holm Sø og Damhussøen samt over tid i Kvie Sø, hvilket i høj grad tilskrives forskel i pH. I Arreskov Sø ændrer hjuldyrsamfundet sig fra næringskrævende til middel-næringskrævende arter efter et skift fra en uklar til en klar vandet tilstand. Forskel i vandtilstand og hjuldyrsamfund kunne også illustreres ved de enkelte søers placering i forhold til den multivariable relation mellem omgivelsesparametre og hjul-

dyrarter. På grund af det store artsantal med forskellige miljøkrav kan hjuldyr være en vigtig miljøindikator i søer.

## 7 Referencer

Danmarks Meteorologiske Institut (2000): Danmarks klima 1999 med tillæg af Færøerne og Grønland. 129 s.

Hansen, A., Jeppesen, E., Bosselmann, S. & Andersen, P. (1992): Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af zooplankton i søer. Miljøprojekt nr. 205. Miljøstyrelsen. 116 s.

Herzig, A. (1987): The analysis of planktonic rotifer populations: A plea for long term investigations. *Hydrobiologia* 147: 163-180

Jensen, J.P., Jeppesen E., Bøgestrand, J., Roer Pedersen, A., Søndergaard, M., Windolf, J. & Sortkjær, L. (1994a): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. Faglig rapport fra DMU nr. 121.

Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1994b): Interkalibrering af planteplankton - undersøgelser i søer. Danmarks Miljøundersøgelser. 40 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 8.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Olrik, K. & Kristensen, P. (1994c): Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1692-1699.

Jensen, J.P., Jeppesen E., Søndergaard, M., Windolf, J., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1995): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 116 s. Faglig rapport fra DMU nr. 139.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Jensen, K. (1996a): Interkalibrering af dyreplanktonundersøgelser i søer. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 11.

Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. (1996b): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. Faglig rapport fra DMU nr. 176.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. Faglig rapport fra DMU nr. 211.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1998): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. Faglig rapport fra DMU nr. 251.



Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1999): Nova 2003. Søer 1998. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. Faglig rapport fra DMU nr. 291.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Henriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Havø, A. (1994): Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275-276: 15-30.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P. Hald & Sandby, K. (1998): Changes in Nitrogen Retention in Shallow Eutrophic Lakes Following a Decline in Density of Cyprinids. *Archiv für Hydrobiologie* 142(2): 129-151.

Jongman, R.H.G. ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds.) (1987): Data analysis in community and landscape ecology, Centre for Agricultural Publishing and Documentation (Pudoc) Wageningen, Holland. 299s.

Kristensen, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990a): Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. Afd. for ferskvandsøkologi. 27 s.

Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990b): Eutrofieringsmodeller for søer. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, C9, 120 s.

Kristensen P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990c): Overvågningsprogram: Prøvetagning og analysemetoder i søer. Danmarks Miljøundersøgelser, 32 s.

Kristensen, P., Kronvang, B., Jeppesen, E., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorf, Aa., Bruhn, A. & Søndergaard, M. (1990d): Ferske vandområder - Vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Faglig rapport fra DMU, nr. 5, 130 s.

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

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

Kronvang, B., Jensen, J.P., Pedersen, M.L., Müller-Wohlfeil, D.-I., Wiggers, L. & Kronquist, H. (1999 a): Oplandsanalyser af vandløbs- og søoplande NOVA 1998-2003. Vandløb og søer. Teknisk anvisning fra DMU, Danmarks Miljøundersøgelser.

Kronvang, B., Søndergaard, M., Mogensen, B., Nyeland, B., Andersen, K.J., Clausen, R. & Nielsen, P.V. (1999 b): Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand. Teknisk anvisning fra DMU, Danmarks Miljøundersøgelser.

Larsen, S.E., Erfurt, J., Græsbøll, P., Kronvang, B., Mortensen, E., Nielsen, C.A., Ovesen, N.B., Paludan, C., Svendsen, L.M. & Nyegaard, P. (1995): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 140.

Lauridsen, T. Jensen, J.P., Berg, S., Michelsen, K., Rugaard, T., Schriver, P., Rasmussen, A.C.. (1999.): Fiskeyngelundersøgelser i søer. Teknisk anvisning fra DMU, Danmarks Miljøundersøgelser.

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

Miljøstyrelsen (1983): Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I. Vandløb og Søer. Vejledning nr. 1/1983. 89 s.

Miljøstyrelsen (1994): Punktkilder 1993. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Fagdatarapport. Orientering fra Miljøstyrelsen. Nr. 8, 1994. 131 s.

Moeslund, B., Hald Møller, P., Windolf, J. & Schriver, P. (1996): Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 45 s.

Mortensen, E., Jensen, H.J., Møller, J.P. & Timmermann, M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgellesprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 58 s.

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

Ooms-Wilms, A. (1998): On the food uptake and population dynamics of rotifers in a shallow eutrophic lake (Holland). PhD-thesis. 153 s.

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

Rørslett, B. (1991): Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquatic Botany 39: 173-193.

Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (Eds.) (1998): Sørestaurering i Danmark: metoder, erfaringer og anbefalinger. Miljøstyrelsen, Miljønyt 28. 289 s.

Wiggers, L., Tornbjerg, H. Windolf, J., Svendsen L.M. & Kronvang, B. (1994): Notat fra arbejdsgruppen vedrørende beregning af den diffuse tilførsel af total N og total P fra umålte oplande i Overvågningsprogrammet. Udsendt af Danmarks Miljøundersøgelser.

Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M. Jensen J.P & Sortkjær, L. (1993): Ferske vandområder – Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Faglig rapport fra DMU, nr. 90. 130 s.

*[Tom side]*

## 8 Oversigt over amtsrapporter

### FREDERIKSBORG AMT:

*Frederiksborg Amt, 2000. Bastrup Sø - tilstand og udvikling 1999, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 54 s + bilag.*

*Frederiksborg Amt, 2000. Arresø - tilstand og udvikling 1999, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 48 s + bilag.*

### FYNS AMT:

*Fyns Amt, 2000. Arreskov Sø 1999, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 50 s + bilag.*

*Fyns Amt, 2000. Søholm Sø 1999, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 45 s + bilag.*

### KØBENHAVNS AMT:

*København Amt, 2000. Overvågning af Bagsværd Sø 1999, Teknisk Forvaltning, 32 s + bilag.*

*København Amt, 2000. Overvågning af Furesø 1999, Teknisk Forvaltning, 54 s + bilag.*

### KØBENHAVNS KOMMUNE:

*København Kommune, 2000. Utterlev Mose 1999, Miljø- og Forsyningsforvaltningen, 58 s + bilag.*

*København Kommune, 2000. Damhussøen 1999, Miljø- og Forsyningsforvaltningen, 50 s + bilag.*

### NORDJYLLANDS AMT:

*Nordjyllands Amt, 2000. Hornum Sø og Ulvedybet 1999, Natur- og Miljø 48 s + bilag.*

### RIBE AMT:

*Ribe Amt, 2000. Kvie Sø, Holm Sø, Natur- og Grundvandsafdelingen, 66 s + bilag.*

### RINGKØBING AMT:

*Ringkøbing Amt, 2000. Vandmiljøovervågning Søby Sø 1999, Vandmiljøafdelingen, 51 s + bilag.*

*Ringkøbing Amt, 2000. Vandmiljøovervågning Ferring Sø 1999, Vandmiljøafdelingen, 68 s + bilag.*

## **ROSKILDE AMT:**

*Roskilde Amt, 2000. Gundsømagle Sø 1989-99, Teknisk Forvaltning, 50 s + bilag.*

*Roskilde Amt, 2000. Borup Sø 1989-99, Teknisk Forvaltning, 50 s + bilag.*

## **STORSTRØMS AMT:**

*Storstrøms Amt, 2000. Vesterborg Sø, Overvågningsdata 1999, Teknik- og miljøforvaltningen, 50 s + bilag.*

*Storstrøms Amt, 2000. Nakskov Indrefjord, Overvågningsdata 1999, Teknik- og miljøforvaltningen, 78 s + bilag.*

## **SØNDERJYLLANDS AMT:**

*Sønderjyllands Amt, 2000. Vandmiljøovervågning 1999, St. Søgård Sø, Miljøområdet, 64 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 2000. Vandmiljøovervågning 1999, Ketting Nor, Miljøområdet, 68 s + bilag.*

## **VEJLE AMT:**

*Vejle Amt, 2000. Overvågning af Engelsholm Sø, 1999, Teknik og Miljø, 62 s + bilag.*

*Vejle Amt, 2000. Overvågning af Søgård Sø, 1999, Teknik og Miljø, 52 s + bilag.*

*Vejle Amt, 2000. Overvågning af Fårup Sø, 1999, Teknik og Miljø, 82 s + bilag.*

## **VESTSJÆLLANDS AMT:**

*Vestsjællands Amt, 2000, Søer 1999, Natur & Miljø, 125 s + bilag.*

## **VIBORG AMT:**

*Viborg Amt, 2000, Vandmiljøplanens overvågningsprogram Hinge Sø 1999, Miljø og Teknik, 56 s + bilag.*

*Viborg Amt, 2000, Vandmiljøplanens overvågningsprogram Nors Sø 1999, Miljø og Teknik, 57 s + bilag.*

## **ÅRHUS AMT:**

*Århus Amt, 2000. Ørn Sø 1999, Natur og Miljø, 42 s + bilag.*

*Århus Amt), 2000. Bryrup Langsø 1999, Natur og Miljø, 38 s + bilag.*

*Århus Amt, 2000. Ravn Sø 1999, Natur og Miljø, 26 s + bilag.*

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat*  
*Forsknings- og Udviklingssektion*  
*Afd. for Atmosfærisk Miljø*  
*Afd. for Havmiljø*  
*Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi*  
*Afd. for Miljøkemi*  
*Afd. for Systemanalyse*  
*Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejsløvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen*  
*Afd. for Sø- og Fjordøkologi*  
*Afd. for Terrestrisk Økologi*  
*Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi*  
*Afd. for Kystzoneøkologi*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU

### 2000

- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedordsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. 42 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelers jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. 26 s., 50,00 kr.
- Nr. 314: Virkemidler i pesticidpolitikken. Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Af Hasler, B., Schou, J.S., Ørum, J.E. & Gårn Hansen, L. 71 s., 75,00 kr.
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. 28 s. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 219 s., 120,00 kr.
- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. (in press)
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. 50 s., 45,00 kr.
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 57 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 326: Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller. Integrerede MiljøinformationsSystemer (IMIS). Af Schou, J.S., Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. 61 s., 75,00 kr.
- Nr. 327: Konsekvenser af ny beregningsmetode for skorstenshøjder ved lugtemission. Af Løfstrøm, L. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. (i trykken)
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrative registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal informations System. Af Hansen, H.S. & Skovpetersen, H. (i trykken)
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. (i trykken)
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A. (i trykken)
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al. (i trykken)
- Nr. 334: Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (i trykken)
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (i trykken)
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.) (i trykken)
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al. (i trykken)