

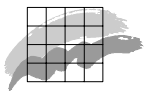


Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

# Søer 1998

*Faglig rapport fra DMU, nr. 291*



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

---

NOVA 2003

# Søer 1998

*Faglig rapport fra DMU, nr. 291  
1999*

*Jens Peder Jensen*

*Martin Søndergaard*

*Erik Jeppesen*

*Torben L. Lauridsen*

*Lisbet Sortkjær*

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

## Datablad

Titel:	Søer 1998	
Undertitel:	NOVA 2003	
Forfattere:	Jens Peder Jensen, Martin Søndergaard, Erik Jeppesen Torben L. Lauridsen og Lisbet Sortkjær	
Afdeling:	Afdeling for Sø- og Fjordøkologi	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 291	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser	
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>	
Udgivelsesår:	December 1999	
Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang Anne Mette Poulsen	
Bedes citeret:	Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1999): Søer 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 291.  Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Emneord:	Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan	
Redaktionen afsluttet:	November 1999	
ISBN:	87-7772-494-1 (trykt udgave) 87-7772-510-7 (elektronisk udgave)	
ISSN:	0905-815X	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk EMAS registreret nr. DK-D-0084	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Oplag:	300	
Sideantal:	106	
Pris:	kr. 125,- (inkl. 25 % moms, ekskl. forsendelse)	
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapportererne er en fortsættelse af rapportererne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998). Rapporten kan også findes på Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside.	
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 37 92 92 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

## Resumé 7

## 1 Baggrund 11

- 1.1 Vandmiljøplanen 11
- 1.2 Overvågningsprogrammet for søer 11
- 1.3 Overvågnings søerne 14
- 1.4 Årets rapport 15

## 2 Klimaforhold i 1998 17

- 2.1 Indledning 17
- 2.2 Temperatur og globalindstråling 17
- 2.3 Nedbør og fordampning 18
- 2.4 Ferskvandsafstrømning 19
- 2.5 Vindforhold 20
- 2.6 Sammenfatning 20

## 3 Oplandsbeskrivelse samt kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne 23

- 3.1 Indledning 23
- 3.2 Metode 23
- 3.3 Oplandsbeskrivelse 25
- 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen – status 26
- 3.5 Kilder til næringsstofbelastningen – udviklingen i udvalgte enkeltkilder 27
- 3.6 Sammenfatning 30

## 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, fosfor 31

- 4.1 Indledning 31
- 4.2 Metode 31
- 4.3 Vandbalancer for søerne 33
- 4.4 Fosforbalancer for søerne 34
- 4.5 Kvælstofbalancer for søerne 38
- 4.6 Sammenfatning 41

## 5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable 43

- 5.1 Indledning 43
- 5.2 Metoder 43
- 5.3 Fosfor 45
- 5.4 Kvælstof 48
- 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 51
- 5.6 Planteplankton 54
- 5.7 Dyreplankton 59

- 5.8 Undervandsplanter 63
- 5.9 Brakvandssøerne 66
- 5.10 Sammenfatning 67

## **6 Fiskeyngelundersøgelser i overvågningsøerne 69**

- 6.1 Indledning 71
- 6.2 Undersøgelserprogrammet 71
- 6.3 Hvilke arter fanges ved de undersøgelserne? 73
- 6.4 Hvor meget fanges der ved undersøgelserne? 74
- 6.5 De enkelte arter 76
- 6.6 Mængden af fiskeyngel i forhold til dybdeforholdene og næringsstofniveau 76
- 6.7 Effekter af fiskeyngel 80
- 6.8 Fiskeynglens længdefordeling 82
- 6.9 Sammenfatning 83

## **7 Artsrigdom og diversitet 85**

- 7.1 Indledning 85
- 7.2 Resultater 85
- 7.3 Artsrigdom og diversitet i forhold til søareal, vanddybde og næringsstofindhold 85
- 7.4 Udviklingen i overvågningsøerne 89
- 7.5 Sammenfatning 93

## **8 Sammenfatning 95**

## **9 Referencer 99**

## **10 Oversigt over amtsrapporter 103**

### **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter**

# 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 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. 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 1998" 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 af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.

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



## Resumé

*31 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer, men der kun 30 søer med resultater fra 1998.*

I alt 31 søer indgår i det landsdækkende Overvågningsprogram. Søerne er udvalgt, så de er repræsentative for danske søer. Søerne spænder fra helt rene, klarvandede søer til søer, der er stærkt forurenede som følge af eksisterende eller tidligere tiders spildevandsudledninger. Også 4 brakvandssøer er med i overvågningsprogrammet. For en enkelt af disse 4 søer foreligger der dog ingen resultater fra 1998, idet prøvetagningen først er påbegyndt i 1999.

*Amterne 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 1998 samt resultater for udviklingstendenser i perioden fra 1989 til 1998.

*Kildefordeling for tilførslen*

Belastningen af søerne har været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med ca. 45 % af fosfor og ca. 70 % af kvælstoftilførslen. Punktkildernes andel (eksklusiv bidrag for spredt bebyggelse og dambrug) har i samme periode udgjort henholdsvis ca. 20 % og ca. 7 %.

*Spildevandsbidrag faldet*

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 1998 reduceret væsentligt.

*Vandbalancer*

For 16 af de 30 søer har det været muligt at opstille rimeligt nøjagtige vand- og stofbalancer inkluderende grundvandsudvekslingen. 1998 var et vådt år, og vandtilførslen til søerne var højere end normalt. Opholdstiden i søerne var således kortere end i de fleste af måleårene, dog ikke helt så kort som i det hidtil vådeste år 1994.

*Kvælstoftilbageholdelse*

Kvælstoftilbageholdelsen i de 16 søer steg med stigende opholdstid. Herudover er kvælstoftilbageholdelsen steget i nogle af overvågnings søerne, efter at søerne er blevet klarvandede som følge af ændringer i fiskebestanden. I halvdelen af søerne var kvælstoftilbageholdelsen i 1998 højere end 29 %.

*Fosfortilbageholdelse*

Fosfortilbageholdelsen steg ligeledes med stigende opholdstid i søerne og var i 1998 større end 12 % i halvdelen af søerne. En del af søerne havde dog en negativ fosforbalance, dvs. at de afgav mere, end de modtog som følge af frigørelse af fosfor fra søbunden, efter at belastningen er reduceret.

*Mindre fosfortilførsel og mindsket fosforkoncentration*

Siden overvågningsprogrammets iværksættelse i 1989 er fosforkoncentrationen i det vand, der strømmer til søerne, som helhed faldet markant. Tilsvarende er årsmiddelværdien af totalfosfor i de 27 søer næsten halveret fra 0,204 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,104 mg P l<sup>-1</sup> i 1998. Faldet har naturligt nok været størst i de mest næringsrige og



spildevandsbelastede søer. I 11 af de 27 søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet, mens koncentrationen er steget i blot en enkelt af disse søer.

*Mindre fald i kvælstoftilførsel*

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.

*Sigtdybden*

*Tabel 0.1* Miljøtilstanden i 1998 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	0,100	0,065	0,099	0,132
P-søkoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	27	0,104	0,043	0,076	0,138
P-tilbageholdelse (%)	16	19,2	-5,4	12,7	44,1
N-indløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	27	6,07	2,63	6,06	8,38
N-søkoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	27	2,7	1,0	1,8	4,5
N-tilbageholdelse (%)	16	32,9	17,1	28,9	46,9
Sigtdybde (m)	27	1,7	0,7	1,7	2,5
Klorofyl <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	27	50	11	27	73
Planteplankton (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	27	8,1	2,3	3,6	14,9
Blågrønalger (%)	27	28,4	4,0	20,3	53,7
Dyreplankton (mg tv l <sup>-1</sup> )	27	0,84	0,44	0,69	1,23
Dyreplanktons græsning (% d <sup>-1</sup> )	27	48,8	16,8	35,5	65,7

*Tabel 0.2* Statistisk signifikante udviklinger i miljøtilstanden i 27 overvågningssøer i perioden 1989-1998 for en række udvalgte nøgleparametre fra overvågningssøerne. Antallet af søer er angivet i de enkelte kategorier.

Parameter	Forbedret	Forværret
P-indløbskoncentration	10	1
P-søkoncentration	11	1
P-tilbageholdelse (%)	5	2
N-indløbskoncentration	11	1
N-søkoncentration	9	0
N-tilbageholdelse (%)	2	1
Sigtdybde	11	3
Klorofyl <i>a</i>	8	2
Planteplanktonbiomasse	6	2
Blågrønalger (%)	6	3
Dyreplanktonbiomasse	5	4
Dyreplanktons græsning	0	0

Mens den gennemsnitlige sigtdybde på årsbasis har varieret mellem 1,7 og 2,0 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25 % mest uklare søer. Sigtdybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,6 i 1989 til 1,0 i 1998, mens medianerne er øget fra 1,5 til 1,9 m. Dette afspejler et tilsvarende fald i klorofyl *a* fra 108 til 38 µg l<sup>-1</sup>. Udviklingstendensen er altså gået i retning af, at de mest uklare søer er blevet lidt mere klare. På sommerniveau er udviklingen ikke så tydelig. Her er 25 %-kvartilen kun øget fra 0,5 til 0,7 m fra 1989 til 1998.

I 6 af de 27 søer er der sket et signifikant fald i biomassen af planteplankton, mens den er steget i 2 søer. Det er især inden for gruppen af blågrønalger og grønalger samt kisel- og furealger, at ændringer har fundet sted.

Den relative sammensætning af planteplanktonet har også ændret sig i mange søer, blandt andet er procenten af blågrønalger steget i 3 søer, mens den er faldet i 6 søer.

#### *Dyreplankton*

Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse i de ti overvågningsår. På enkeltsoniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 4 søer og øget i 5 søer.

#### *Vegetationsundersøgelser*

I forhold til de foregående år var der i 1998 kun få generelle ændringer i undervandsplanterenes udbredelse og sammensætning. Det gennemsnitlige relative plantedækkede areal har stort set været uændret i perioden 1993 til 1998, men medianen har dog været markant stigende i perioden. På enkelt sø-niveau har der dog kun kunnet påvises en statistisk signifikant udvikling i 4 af de 14 søer, alle de 4 søer har vist en stigende tendens.

Ud over den "ordinære" rapportering har vi dels medtaget et separat kapitel om de nye fiskeungelundersøgelser i overvågnings søerne og et supplerende kapitel, der omhandler diversitet i søer.

#### *Fiskeyngelundersøgelser*

Fiskeyngelundersøgelserne i overvågnings søerne er et nyt element i undersøgelsesprogrammet, men allerede det første års resultater er lovende. Undersøgelserne har givet et godt billede af fiskeynglens sammensætning og mængde, ligesom fiskeynglens påvirkning af dyreplankton kan beskrives.

#### *Diversitet i søer*

I afsnittet gives først en beskrivelse af, hvordan artsantallet og diversitet af fisk, dyreplankton, planteplankton, undervandsplanter og flydebladsplanter er relateret til vanddybde og søareal og ændres langs en næringsstofgradient, og derefter vises eksempler på, hvordan artsantallet og diversiteten har udviklet sig i overvågnings søerne gennem de sidste 10 år.



# 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 renseanlæg. 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 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 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.

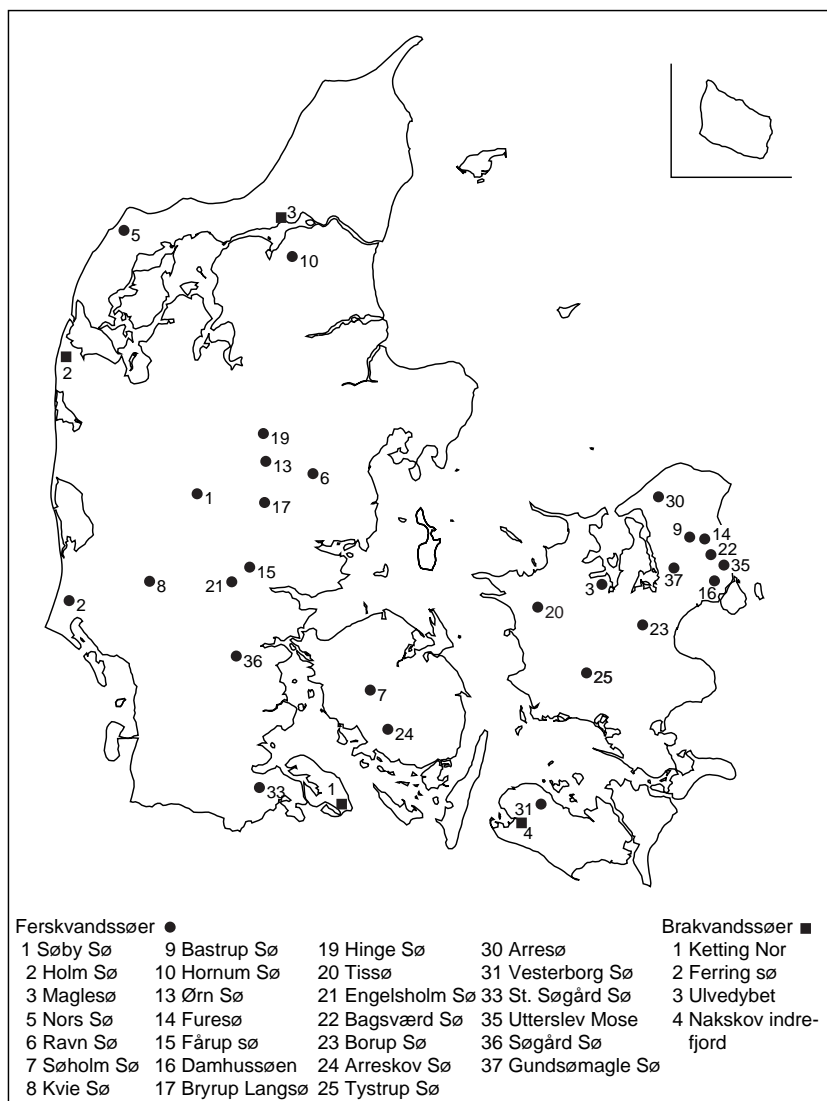
Formålet med søovervågningen kan summeres som:

- 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,
- belyse effekterne af ændringer i belastninger i søernes økologiske tilstand.

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 27 ferskvandssøer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel. Herudover er der 4 brakvandssøer med i overvågningsprogrammet (Undersøgelserprogrammet i Nakskov Indrefjord starter af tekniske årsager først i 1999). Den geografiske placering af de i alt 31 søer i NOVA fremgår af figur 1.1.

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

Figur 1.1 Oversigtskort med de 31 overvågningssøer.



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 10. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. Miljøstyrelsen laver hvert år en tværgående, samlet fremstilling af alle overvågningsaktiviteterne i NOVA.

Der er årligt fra 1990 til 1998 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), der beskriver miljøtilstanden i det givne år samt udviklingen i miljøtilstanden for hele overvågningsperioden.

### Måleprogram

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), *Moenslund et al.* (1996), *Lauridsen et al.* (in prep.), *Kronvang et al.* (in prep., a+b).

Tabel 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 18 udvalgte søer.

Undersøgelserne i de 31 overvågningsøer er ikke alene tilstrækkelige til at give en generel beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i de danske søer. Derfor er der indgået en frivillig aftale med de fleste amter om et ekstensivt overvågningsprogram for søer. Det ekstensive program rapporteres første gang efter en tur- nus (3 år), dvs. i 2001.

### 1.3 Overvågningsøerne

Hver overvågningsø 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, og der er kommet nye søer til. De 4 brakvandssøer er således tildelt numrene 41-44. For at mindske mulighederne for forveksling mv. er den oprindelige nummerering dog bibeholdt. I tabel 1.2 er yderligere angivet fosfortilførsel, sigtddybde og fosforkoncentration i 1998 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 1998. De mest markante ændringer er sket for de søer, der tidligere havde en høj punktkildebelastning. Blandt andet har Bryrup Langsø fået en betydelig bedre miljøtilstand i de senere år i forhold til 1989-90.

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 små søer ( $<1/2$  km<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 (fx. Søby Sø) repræsenteret, og søer med overvejende diffus stoftilførsel fra landbrug og spredt bebyggelse (fx. Store Søgård Sø) samt søer med stor punktkildebelastning (fx. Gund-sømagle Sø) er også inkluderet.

De 4 brakvandssøer repræsenterer også på rimelig vis de typiske danske, lavvandede brakvandsområder. Det beskedne antal begrænser dog mulighederne for at vurdere den generelle tilstand og udvikling for denne søtype.

Tabel 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 sigt-dybde er 1998-data. Punktkilder er inklusive spredt bebyggelse. Undersøgelserne i Nakskov Indrefjord starter først i 1999.

Sønr	Navn	Søareal (km <sup>2</sup> )	Middel- dybde (m)	Oplands- areal (km <sup>2</sup> )	Dyrknings- grad (% af opland)	Fosfor- tilførsel (g P m <sup>2</sup> år <sup>-1</sup> )	Punkt- kilder (% af P tilført)	Totalfosfor (søvand) årsgns. (µg P l <sup>-1</sup> )	Klorofyl årsgns. (µg l <sup>-1</sup> )	Sigt- dybde årsgns. (m)
1	Søby Sø	0,73	2,8	0,8	37	0,08	0	26	9	3,4
2	Holm Sø	0,12	0,8	1,0	0	0,10	0	18	7	1,1
3	Maglesø	0,15	3,6	1,2	80	0,11	0	18	8	4,0
5	Nors Sø	3,47	3,6	20,5	49	0,04	(71)	27	10	2,9
6	Ravn Sø	1,82	15,0	57,2	77	0,84	27	30	7	3,9
7	Søholm Sø	0,26	6,5	5,7	64	0,78	56	63	19	1,9
8	Kvie Sø	0,30	1,2	0,6	35	0,04	0	54	15	1,6
9	Bastrup Sø	0,33	3,5	4,1	74	0,29	36	34	15	3,2
10	Hornum Sø	0,22	1,5	7,9	76	0,41	0	53	12	1,9
13	Ørnsø	0,42	4,0	56,0	60	6,86	9	81	23	1,5
14.1	Furesøen, Storekalv	7,39	16,5	79,0	36	0,24	44	89	15	4,6
15	Fårup Sø	0,99	5,6	13,8	94	1,09	26	68	32	2,0
16	Damhussøen	0,46	1,6	54,0	9	0,23	0	43	13	1,7
17	Bryrup Langsø	0,38	4,6	48,2	81	2,36	21	61	30	2,3
19	Hinge Sø	0,91	1,2	53,8	93	3,31	24	129	61	0,8
20	Tissø	12,3	8,2	417,9	80	0,87	54	76	25	2,2
21	Engelsholm Sø	0,44	2,6	16,1	94	0,92	21	47	19	2,8
22	Bagsværd Sø	1,21	1,9	6,8	3	0,11	11	92	60	0,9
23	Borup Sø	0,10	1,1	7,6	62	2,93	6	114	38	1,0
24	Arreskov Sø	3,17	1,9	24,9	58	0,25	3	101	28	2,2
25	Tystrup Sø	6,62	9,9	682,5	80	3,37	58	178	36	2,2
30	Arresø	39,9	3,1	216,1	63	0,26	57	202	194	0,5
31	Vesterborgsø	0,21	1,4	30,3	68	4,50	30	138	34	1,2
33	Store Søgårdsø	0,60	2,7	44,9	76	6,23	8	288	17	1,1
35.1	Utterslev mose, øst	0,30	1,1	62,6	12	0,24	26	253	80	0,7
36	Søgård Sø	0,27	1,6	22,7	94	5,45	14	158	106	0,7
37	Gundsømagle Sø	0,32	1,2	66,0	88	3,84	57	357	84	0,8
41	Ulvedybet	5,80	1,0	55,4	71	0,79	7	190	62	0,7
42	Ferring Sø	3,17	1,4	17,0	71	0,38	8	221	172	0,4
43	Ketting Nor	0,39	(1,0)	18,9	88	3,17	6	112	38	0,9
44	Nakskov Indrefjord	0,69	0,6	140,9	-	-	-	-	-	-
Maksimum		39,87	16,5	682,5	94	6,86	71	357	194	4,6
Gennemsnit		3,01	3,6	70,2	62	1,67	23	111	42	1,8
Minimum		0,10	0,6	0,6	0	0,04	0	18	7	0,4

## 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. Kun data fra 30 af de 31 overvågningssøer er med i dette års rapport, da undersøgelserne i Nakskov Indrefjord først er startet i 1999. 27 af disse 30 søer har tidsserier således at den tidlige udvikling har kunnet analyseres. Data for de resterende 3 søer (brakvandssøer) er medtaget i status for miljøtilstanden i 1998.

Efter kapitlerne med den egentlige afrapportering af overvågningsprogrammet for søer, er der medtaget et supplerende kapitel, der beskriver artsrigdom og diversiteten i søer og blandt andet fosforniveaues betydning herfor.





## 2 Klimaforhold i 1998

### 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 vil være kort, og der vil derfor 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 nyttig, når resultaterne fra søovervågningen skal tolkes.

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

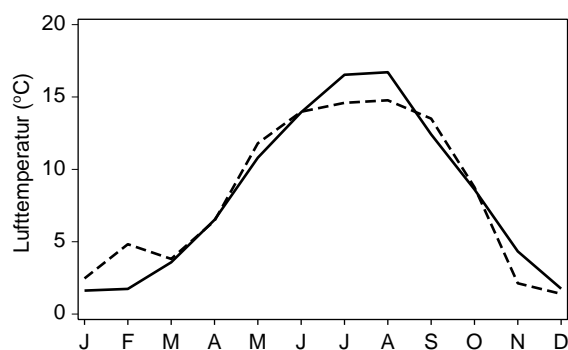
### 2.2 Temperatur og globalindstråling

*Middeltemperaturen nogenlunde som de foregående år*

Årsmiddeltemperaturen var 8,2 °C i 1998 mod 8,3 °C som gennemsnit for de foregående overvågningsår (1989-1997) (Tabel 2.1). Temperaturerne i Jylland var både i 1998 og de foregående år lidt lavere end på Fyn og Sjælland.

*Tabel 2.1* Oversigt og sammenligning af de klimatiske forhold i 1998 og perioden 1989 til 1997. 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. 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>1989-1997</b>						
Jylland	8,1	3575	700	518		4,5
Fyn	8,5	3666	616	543		4,6
Sjælland	8,5	3669	591	558		4,6
Hele Landet	8,3	3611	660	533	298	4,6
<b>1998</b>						
Jylland	8,1	3294	889	473		5,6
Fyn	8,5	3359	775	490		6,1
Sjælland	8,4	3437	712	499		5,6
Hele Landet	8,2	3340	829	481	362	5,6



Figur 2.1 Sammenligning af den månedlige middeltemperatur (°C) mellem 1998 (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Temperaturerne i de enkelte måneder var også i meget store træk identiske med resten af overvågningsperioden (Fig. 2.1), men sommeren (juli og august) var et par grader koldere end gennemsnittet for 1989 til 1997, og middeltemperaturen i januar - og specielt februar - var højere end gennemsnittet for 1989 til 1997.

*Globalindstråling lidt højere i 1997*

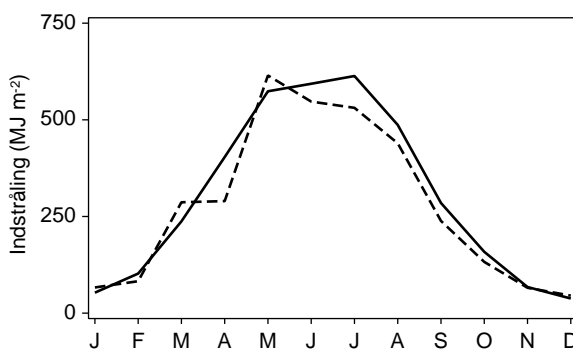
Globalindstrålingen var i 1998 ca. 8 % lavere sammenlignet med de foregående overvågningsår (Tabel 2.1). Indstrålingen var som normalt generelt højest på Fyn og Sjælland.

Den lavere globalindstråling i 1998 ses også for de enkelte måneder specielt i juni, juli og august var indstrålingen lavere end normalt (Fig. 2.2).

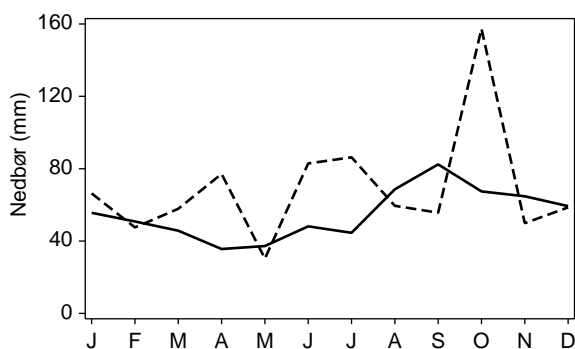
### 2.3 Nedbør og fordampning

*Årsmiddelnedbør væsentlig under normalen i 1997*

1998 blev det næstvådeste år i overvågningsprogrammets løbetid, kun overgået af 1994. I 1998 var årsnedbøren 829 mm, hvilket er 117 mm over normalen for 1961-1990. Også sammenlignet med gennemsnittet for de foregående overvågningsår var 1998 et meget nedbørsrigt år (Tabel 2.1). Nedbørsmængden på Fyn og Sjælland var som normalt væsentlig end i Jylland. Tørrest var der på Sjælland, der som gennemsnit fik mere end 177 mm mindre nedbør end Jylland i 1998.



Figur 2.2 Sammenligning af den månedlige globalindstråling ( $\text{MJ}^{-2} \text{ mdr}^{-1}$ ) mellem 1998 [forkert enhed] (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.



Figur 2.3 Sammenligning af den månedlige nedbør (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1998 (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

De enkelte måneders nedbør afveg væsentlig fra gennemsnittet for månederne i perioden 1989 til 1997 (Fig. 2.3). Specielt oktober, men også april, juni og august havde betydeligt mere nedbør i 1998 end i de foregående overvågningsår. Månedsnedbøren var ikke på noget tidspunkt væsentligt under normalen for de foregående overvågningsår.

*Fordampningen var i 1998 lavere end normalt*

Omvendt var den potentielle fordampning i 1998 lavere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Tabel 2.1).

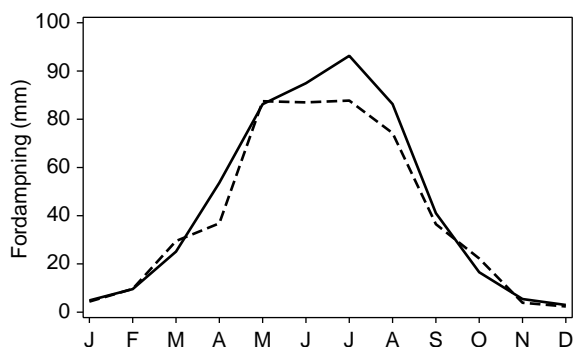
Sæsonforløbet af den potentielle fordampning var også nogenlunde som gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Fig. 2.4), fordampningen var dog væsentlig lavere i sommermånederne (juni, juli og august) i 1998 sammenlignet med perioden 1989 til 1997.

## 2.4 Ferskvandsafstrømning

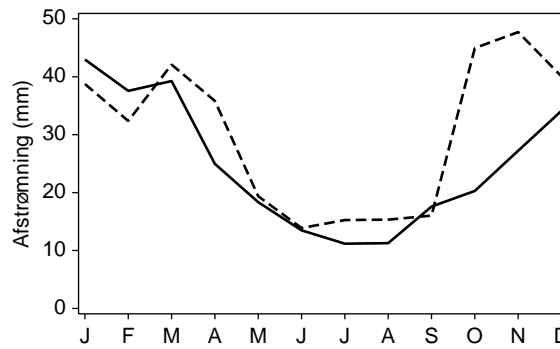
*Ferskvandsafstrømningen var stor i 1998.*

Den større mængde nedbør og mindre fordampning betød, at årsafstrømningen var 64 mm større end gennemsnittet for perioden 1989 til 1997 (Tabel 2.1). Den gennemsnitlige årsafstrømning var 362 mm i 1998.

Det var specielt den højere afstrømning i oktober og november, der medførte den højere årsafstrømning i 1998 (Fig. 2.5). I de øvrige måneder var afstrømningen ikke væsentlig forskellig fra gennemsnittet for perioden 1989-1997.



Figur 2.4 Sammenligning af den månedlige potentielle fordampning (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1998 (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.



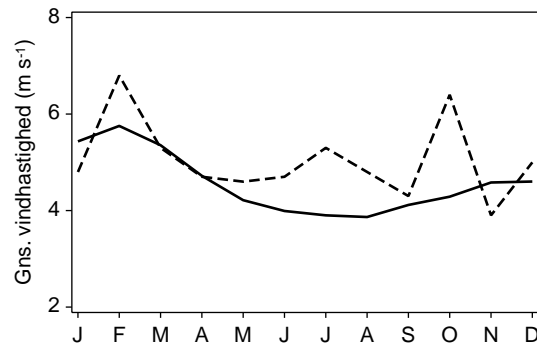
Figur 2.5 Sammenligning af den månedlige ferskvandsafstrømning (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1998 (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark.

## 2.5 Vindforhold

Den gennemsnitlige vindhastighed for hele Danmark var i 1998 noget højere end i perioden fra 1989 til 1997 (Tabel 2.1), og der var ikke væsentlige regionale forskelle hverken i 1998 eller i perioden fra 1989 til 1997.

*August var dog både stille og varm*

Vindhastighederne var væsentlig højere i månederne februar, juli og oktober end de foregående overvågningsår (fig. 2.6), også i månederne juni og august var vindhastigheden noget højere end normalt. I de resterende måneder var der ikke større forskelle mellem 1998 og perioden 1989 til 1997.



Figur 2.6 Sammenligning af den månedlige middel vindhastighed (m s<sup>-1</sup>) mellem 1998 (- - -) og middel for perioden 1989 til 1997 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm. Månedssdata for 1998 er foreløbige (fra [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk)).

## 2.6 Sammenfatning

- Årsmiddeltemperatur var i 1998 forholdsvis normal sammenlignet med de øvrige overvågningsår, men temperaturen i juli og august var lavere end normalt.

- Globalindstrålingen i 1998 var lavere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår. Dette gjorde sig især gældende i sommermånederne.
- Årsnedbøren var 829 mm, hvilket er 117 mm over normalen for 1961-90. Også sammenlignet med de foregående overvågningsår, lige på nær 1994, var nedbøren høj. Den højere mængde nedbør var mest udpræget i oktober måned 1998.
- Den potentielle fordampning var i 1998 lavere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår
- Afstrømningen var høj i 1998. Dette skyldtes næsten udelukkende den meget store afstrømning i oktober og november og den høje afstrømning i april.
- Vindforholdene var ikke så rolige som i de foregående overvågningsår. Dette skyldtes især kraftigere vind end normalt i februar, juli og oktober.



## 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 forureningbegrænsende tiltag for at mindske tilførslen af fosfor med spildevand til danske søer. Fosfortilførslen til en række af de mest forurenede søer er således 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 derfor en 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 pågår gennem hele perioden 1998-2003. Mange af dataene og resultaterne er derfor ikke tilgængelige endnu, hvorfor der i dette års rapport kun 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 (se kap. 4). Tilførslen til resten af overvågningssøerne kan vurderes ud fra kendskab til det 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"
- Atmosfærisk deposition

*P i spildevand er mindre nu end tidligere*

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 for den ændrede atmosfæriske deposition, indtil der kommer en endelig udmelding fra Fagdatacentret for luftkvalitet. Der er i dag bedre viden om de potentielle udledninger fra spildevand fra spredt bebyggelse, og det erkendes, 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 særlig godt kendte.

*Tabel 3.1 Skøn over den atmosfæriske depositions udvikling fra 1989 til 1998. Skønnet er bl.a. baseret på Fagdatacenter for luftkvalitets målinger. 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

*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 specielt mindre vandløbs vedkommende en 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 retention 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 1989-1998 medtaget i præsentationen i af resultater for stoftilførslen i dette års rapport.

### 3.3 Oplandsbeskrivelse

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

Overvågningssøernes oplande dækker mange forskellige oplandstyper (Tabel 3.2), og på trods af det ringe antal søer fås der et godt billede af de forskellige belastningssituationer, der er almindelige for danske søer, ligesom der er såvel meget små oplande (<1 km<sup>2</sup>) og meget store oplande (>500 km<sup>2</sup>).

Tabel 3.2 Oplandskarakteristik for overvågningssøerne. Punktkilder er inkl. spredt bebyggelse.

Sønr	Navn	Opland (km <sup>2</sup> )	Dominerende jordtype	Punktkilder (% af P tilført)	Landbrug	Skov	Natur --- % af opland ---	Ferskvand	Befæstet
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	(71)	49	25	18	1	7
6	Ravn Sø	57,2	Lerblandet sand	27	77	20	3	0	0
7	Søholm Sø	5,7	Lerblandet sand	56	64	34	0	0	0
8	Kvie Sø	0,6	Grovsand	0	35	0	52	0	8
9	Bastrup Sø	4,1	Lerblandet sand	36	74	11	8	0	0
10	Hornum Sø	7,9	Finsand	0	76	13	3	3	5
13	Ørnsø	56,0	Grovsand	9	60	34	1	5	0
14	Furesøen	79,0	Lerblandet sand	44	36	28	0	28	0
15	Fårup Sø	13,8	Lerblandet sand	26	94	4	0	0	0
16	Damhussøen	54,0	?	0	9	0	1	66	19
17	Bryrup Langsø	48,2	Lerblandet sand	21	81	10	2	0	0
19	Hinge Sø	53,8	Lerblandet sand	24	93	5	2	0	0
20	Tissø	417,9	?	54	80	13	4	2	0
21	Engelsholm Sø	16,1	Lerblandet sand	21	94	5	0	0	0
22	Bagsværd Sø	6,8	Sandblandet ler	11	3	25	15	52	0
23	Borup Sø	7,6	Sandblandet ler	6	62	37	1	0	0
24	Arreskov Sø	24,9	Lerblandet sand	3	58	36	1	3	0
25	Tystrup Sø	682,5	?	58	80	15	0	4	0
30	Arresø	216,1	Lerblandet sand	57	63	20	0	14	0
31	Vesterborgsø	30,3	Lerjord	30	68	21	1	0	0
33	Store Søgårdsø	44,9	Grovsand	8	76	7	0	1	0
35	Utterslev mose	62,6	?	26	12	0	1	62	24
36	Søgård Sø	22,7	Lerblandet sand	14	94	6	0	0	0
37	Gundsømagle Sø	66,0	Sandblandet ler	57	88	3	0	0	0
41	Ulvedybet	55,4	Sandblandet ler	7	71	10	11	0	7
42	Ferring Sø	17,0	Lerblandet sand	8	71	0	0	0	4
43	Ketting Nor	18,9	Lerblandet sand	6	88	2	2	0	3
44	Nakskov Indrefjord	140,9	-	-	-	-	-	-	-
Maksimum		682,5		71	94	37	70	66	24
Gennemsnit		70,2		23	62	14	9	8	3
Minimum		0,6		0	0	0	0	0	0

Punktkildernes andel af den samlede belastning varierer en del. Gennemsnittet er 23 %, men det dækker over en variation fra 0 til 71 %.

Mange søoplande er domineret af landbrugsarealer, i gennemsnit er 62 % af oplande 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 %). 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 er 9 % af oplandet naturarealer, og i en del oplande er naturarealerne et ubetydeligt element.

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

### 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen – status

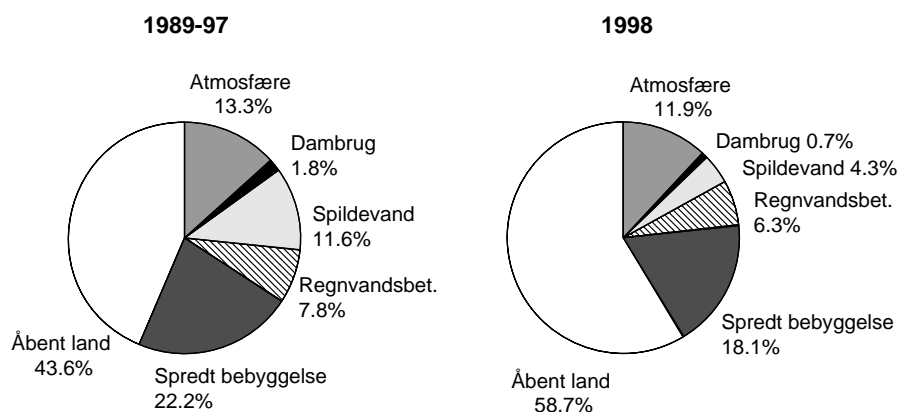
Den gennemsnitlige kildefordeling for tilførslen af fosfor i hhv. perioden 1989-98 og for året 1998 fremgår af Fig. 3.1 og tilsvarende for kvælstof af Fig. 3.2. Formålet med denne præsentation er at give et billede af belastningstypernes betydning for de danske søer generelt, men det skal understreges, at kildernes relative betydning for de enkelte søer kan variere fra 0 % til op mod 100 %.

Hovedkilden til fosforbelastningen af søerne er bidraget fra det åbne land, der i gennemsnit udgør knapt halvdelen af totalbelastningen i perioden 1989-98 (Fig. 3.1). I 1998 er det åbne lands relative andel større (ca. 59 %). Dette hænger især sammen med, at 1998 var et nedbørsrigt år. At bidraget fra det åbne land var større i 1998 betød også, at spildevandets relative andel blev reduceret med næsten 2/3 fra ca. 12 % til ca. 4 %.

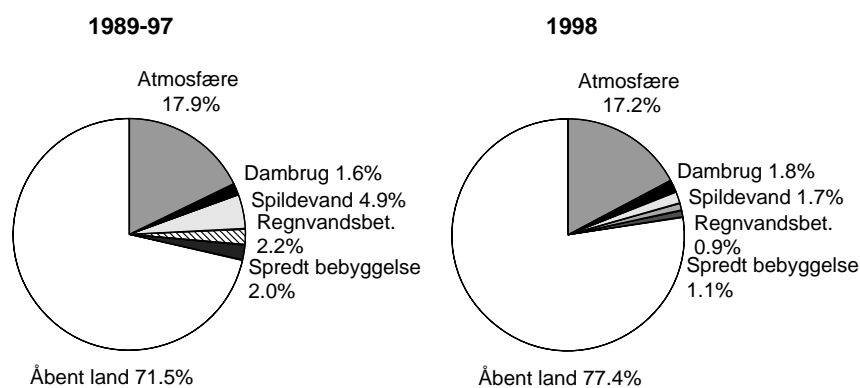
Betydningen af de regnvandsbetingede udløb og den atmosfæriske deposition var nogenlunde den samme som gennemsnittet for perioden 1989-1997 og i 1998. Den spredte bebyggelse bidrog med en lidt mindre andel i 1998 sammenlignet med de foregående år (18 % mod 22 %). Dette forhold afspejler især, at den diffuse tilførsel var højere i 1998, hvorfor den relative betydning af tilførslen fra den spredte bebyggelse blev lavere. Det er værd at notere sig, at hvis søerne betragtes generelt, er tilførslen fra spredt bebyggelse væsentlig højere end den egentlige spildevandstilførsel.

Andelen af fosfortilførslen fra dambrug var mere end halveret i 1998 sammenlignet med de foregående overvågningsår.

*Åbne land en af hovedkilderne til fosforbelastningen*



Figur 3.1 Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen til overvågningssøerne i 1998 (højre side) og gennemsnit for perioden 1989-98 (venstre side).



Figur 3.2 Den procentuelle kildefordeling for kvælstoftilførslen til overvågningssøerne i 1998 (højre side) og som gennemsnit for perioden 1989-98 (venstre side).

*75 % af kvælstoftilførslen kommer fra det åbne land*

Kvælstofbelastningen fra det åbne land udgjorde i 1998 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 17-18 % såvel i perioden 1989-98 som i 1998. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger, dambrug og spredt bebyggelse er som gennemsnit betragtet mindre væsentlige kilder.

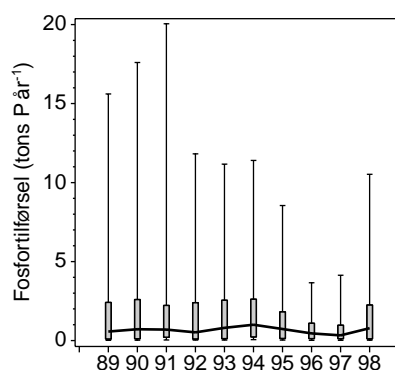
### 3.5 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder

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) samt 90 %-kvartilen.

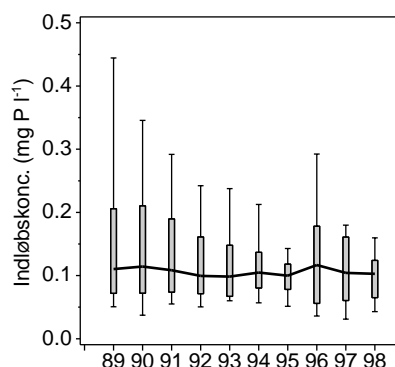
*Fosfortilførsel faldet i de mest belastede søer*

Median fosfortilførsel til søerne er i store træk uændret i perioden fra 1989 til 1998, men den følger dog i høj grad afstrømningen i de enkelte år, ligesom der også er sket et væsentligt fald i tilførslen til de

mest belastede søer frem til 1998 (90 %-fraktilen og 75 %-fraktilen, Fig. 3.3). Den høje nedbørsmængde i 1998 betød dog, at fosfortilførslen i dette år nogenlunde modsvarede den, der blev observeret i 1994.



Figur 3.3 Boxplot for den totale tilførsel af fosfor (tons P år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-98, n=27.



Figur 3.4 Boxplot for den vandføringsvægtede totalfosfor indløbskoncentration (mg P l<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-98, n=27.

Belastningen kan også vurderes ud fra den vandføringsvægtede indløbskoncentration, og den har været en faldende i den halvdel af søerne, der har de højeste koncentrationer (Fig. 3.4). Dog var der en tendens til en stigning til nogle søer i 1996 og 1997. Dette kan muligvis hænge sammen med en mindre fortynding af punktkildebidragene i disse to år. 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).

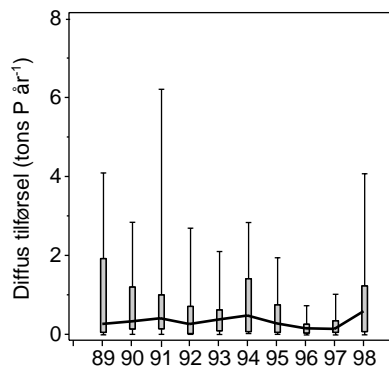
Stoftilførslen fra det åbne land, som ellers har været ret lav i de tørre år 1996 og 1997, var atter høj i 1998 (Fig. 3.5). Der er således tendens til øget udvaskning ved stigende nedbørsmængde. Derudover ser det ud til, at andre faktorer gør sig gældende, men det er svært at konkludere, om eventuelle 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*

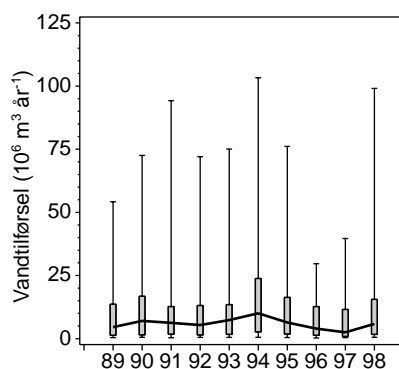
Den totale kvælstoftilførsel til søerne (Fig. 3.7) har i høj grad fulgt år til år variationen i vandafstrømningen (Fig. 3.6). Kvælstoftilførslen til søerne var således også høj i 1998 - niveauet var nogenlunde det samme som i 1994.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof er ikke i samme grad ændret i perioden 1989 til 1998 (Fig. 3.8). Indløbskoncentrationen var dog lidt højere i 1998 især sammenlignet med de tørre år (1996 og 1997).

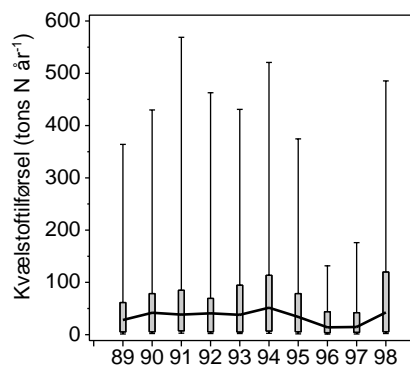
Den diffuse tilførsel af kvælstof var atter høj i 1998 (Fig. 3.9). I de to tørre år (1996 og 1997) var den noget lavere end normalt, men i 1998 er niveauet som i 1994. Den væsentligste faktor af betydning for dette er tydeligvis vandafstrømningen.



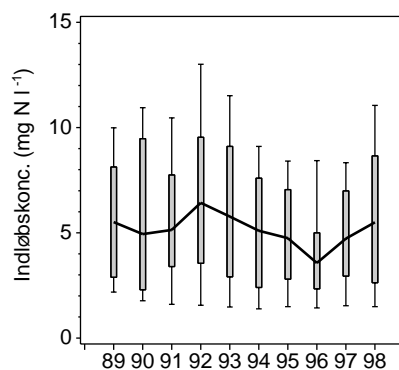
Figur 3.5 Boxplot for den diffuse tilførsel af fosfor (tons P  $\text{år}^{-1}$ ) til søerne i 1989-98, n=27.



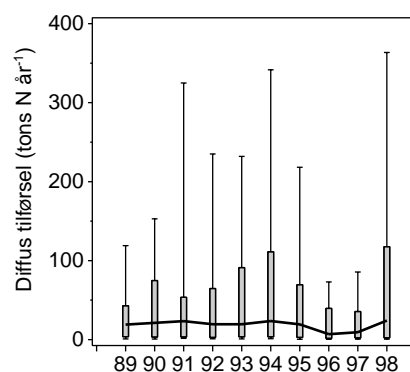
Figur 3.6 Boxplot for den totale vandtilførsel ( $10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$ ) til søerne i 1989-98, n=27.



Figur 3.7 Boxplot for den totale tilførsel af kvælstof (tons N  $\text{år}^{-1}$ ) til i søerne 1989-98, n=27.



Figur 3.8 Boxplot for den vandføringsvægtede totalkvælstof indløbskoncentration ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) til søerne i 1989-98,  $n=27$ .



Figur 3.9 Boxplot for den diffuse tilførsel af kvælstof ( $\text{tons N år}^{-1}$ ) til søerne i 1989-98,  $n=27$ .

### 3.6 Sammenfatning

Hovedkonklusionen for de 10 overvågningsår er således, at:

- søernes oplande dækker en række forskellige typer, herunder oplande domineret med landbrugsdrift, naturoplande samt 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 til mange af søerne er blevet reduceret - hovedsagelig som følge af en øget rensningsindsats på spildevandsanlæg eller afskæring af byspildevand.
- kvælstoftilførslen følger stort set afstrømningen, og er i 1998 stort set tilbage på et niveau som i 1994.

## 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, 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 dog 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 vurderingen 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 overvågningsøerne i perioden 1989-98.

### 4.2 Metode

*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 30 overvågningsøer. Balancerne for disse søer er beregnet ved månedsvis afstemning af vandbalancen på baggrund af amtskommunernes indberettede månedlige vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning, direkte tilledninger til søerne.

*Vandbalancer*

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

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

*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 ( $Q_{\text{nedbør}}$  er den målte nedbør gange 1,16, og  $Q_{\text{fordampning}}$  er den potentielle fordampning gange 1,1),  $Q_{\text{aflob}}$  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 er stort set 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 stoffraførsel ( $\text{Afl}_S$ ) er summen af målt fraførsel 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 fraførsler

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 søvandets 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.

#### 22 søer med gode vand- og stofbalancer

Pålidelige stofbalancer for kvælstof og fosfor har i år kunnet opstilles for 16 af de 30 overvågningssøer.

#### Beregning af stofretention

Ved beregning af absolutte stofretentioner er der korrigeret for magasinændringer i søvolumenet. Den relative tilbageholdelse (retentionsprocenter) er beregnet som procent af den samlede stofmængde til rådighed for retention, dvs. som procent af den tilførte mængde samt den tilstedeværende mængde i søvolumenet ved beregningsperiodens start.

#### 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 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 transporten af partikulært P. Det må derfor antages, at der i de målte søtilløb generelt også beregnes en for lille partikulær fosfortransport, idet kun 4 søtilløb er etableret med udstyr til kontinuerlig prøveudtagning. Modsat har Århus amt dog på målinger i forbindelse med Bryrup Langsø og Ørn Sø konkluderet, at der ikke her er forskel mellem transporter beregnet ved puljede prøver og punktprøver.

*Fosfortilførslen  
underestimeret?*

Det er imidlertid ikke muligt umiddelbart at korrigere fosfortransporterne 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*

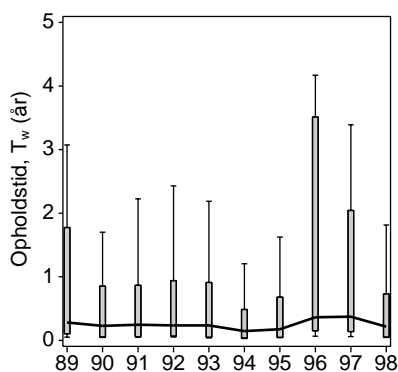
Generelt er der målt på hovedparten af vandet i de 16 søer, men for nogle søer er betydningen af det umålte opland, nedbøren eller grundvandsudvekslingen anselig, hvorfor det naturligvis for disse søer er af stor betydning for opstilling af fornuftige vandbalancer, at deres størrelse vurderes nøje, og at der anvendes realistiske koncentrationer for fosfor og kvælstof for dette vand (jf. *Jensen et al., 1995*). Da de danske søer generelt er små og har et lille vandvolumen, er opholdstiderne i høj grad påvirket af det enkelte års afstrømningsforhold - næsten tre fjerdedele af de 30 overvågningssøer har en opholdstid på mindre end et år, d.v.s. at alt vandet i disse bliver udskiftet en til flere gange årligt.

År- til år variationerne i vandopholdstiderne ( $T_w$ ) og de hydrauliske belastninger ( $q_e$ ) for de 16 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, ændres også markant fra år til år afhængig af nedbørsforhold (Tabel 4.1, Fig. 4.1). Således var opholdstiderne også lange i de tørre år 1989, 1996 og 1997. De længste opholdstider i overvågningsperioden blev registreret i 1996, men også i 1997 var opholdstiderne lange. I det våde år 1994 var opholdstiderne betydeligt kortere end de øvrige overvågningsår. Også i 1998 var opholdstiderne korte, dog ikke så udpræget som i 1994.

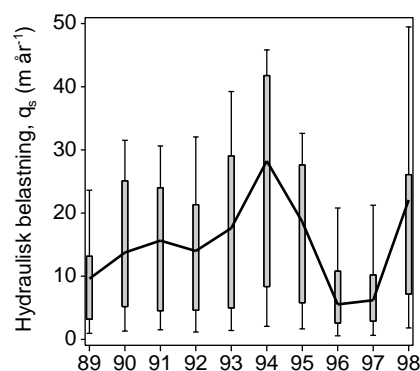
Den hydrauliske belastning forløber modsat af opholdstiden (Tabel 4.1, Fig. 4.2). Den var højest i 1994, høj i bl.a. 1998 og mindst i 1996 og 1997.

Tabel 4.1 Oversigt over vandopholdstid ( $T_w$ , år) og hydraulisk belastning ( $q_g$ , m år<sup>-1</sup>). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Vandopholdstid (år)	1989	15	1,03	0,10	0,28	1,77
	1990	16	0,65	0,05	0,23	0,85
	1991	16	0,60	0,06	0,25	0,87
	1992	16	0,66	0,07	0,24	0,94
	1993	16	0,65	0,05	0,24	0,91
	1994	16	0,37	0,04	0,15	0,49
	1995	16	0,48	0,05	0,18	0,68
	1996	16	1,83	0,15	0,36	3,51
	1997	16	1,33	0,14	0,37	2,04
	1998	16	0,50	0,05	0,21	0,73
Hydraulisk belastning (m år <sup>-1</sup> )	1989	15	14,6	3,2	9,6	13,2
	1990	16	18,9	5,2	13,7	25,1
	1991	16	18,4	4,5	15,6	24,0
	1992	16	17,2	4,6	14,0	21,3
	1993	16	21,6	5,0	17,6	29,1
	1994	16	28,9	8,3	28,2	41,8
	1995	16	21,5	5,8	18,6	27,6
	1996	16	11,1	2,6	5,5	10,8
	1997	16	11,2	2,9	6,2	10,2
	1998	16	21,6	7,2	22,1	26,1



Figur 4.1 Udviklingen i opholdstiden ( $T_w$ , år) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.2 Udviklingen i den hydrauliske belastning ( $q_g$ , m år<sup>-1</sup>) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.

#### 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 overvågningsøerne i perioden fra 1989 til 1998 angivet.

Fosfortilførslen var atter høj i 1998 (Tabel 4.2, Fig. 4.3). Dog kan det registreres, at fosfortilførslen til søerne med den største tilførsel er reduceret gennem overvågningsperioden. Men det er 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 uafhængig heraf er fosfortilførslen reduceret signifikant for 6 af de 16 søer medtaget i analyserne i dette kapitel (Tabel 4.3).

Table 4.2 Fosforbalancer for 16 af overvågningssøerne i de enkelte år. 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.

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Indløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	15	0,431	0,107	0,206	0,297
	1990	16	0,266	0,107	0,145	0,221
	1991	16	0,223	0,103	0,125	0,204
	1992	16	0,147	0,082	0,111	0,179
	1993	16	0,142	0,088	0,110	0,171
	1994	16	0,120	0,092	0,117	0,132
	1995	16	0,110	0,085	0,106	0,131
	1996	16	0,144	0,088	0,122	0,184
	1997	16	0,111	0,083	0,100	0,147
	1998	16	0,115	0,095	0,104	0,133
Udløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	15	0,293	0,081	0,115	0,228
	1990	16	0,262	0,095	0,123	0,257
	1991	16	0,220	0,083	0,105	0,212
	1992	16	0,165	0,089	0,097	0,176
	1993	16	0,162	0,085	0,105	0,170
	1994	16	0,133	0,068	0,092	0,149
	1995	16	0,115	0,059	0,081	0,136
	1996	16	0,147	0,059	0,095	0,183
	1997	16	0,121	0,058	0,077	0,157
	1998	16	0,110	0,071	0,078	0,148
Tilførsel (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	15	15,7	2,8	5,6	11,3
	1990	16	14,5	2,6	8,0	13,1
	1991	16	12,7	2,4	6,2	10,6
	1992	16	7,7	2,1	4,8	9,6
	1993	16	9,5	2,3	7,6	14,9
	1994	16	10,9	3,1	11,5	17,0
	1995	16	7,5	2,7	6,8	10,4
	1996	16	4,5	1,1	4,0	5,9
	1997	16	3,9	1,3	2,9	4,5
	1998	16	8,0	2,7	7,3	10,9
Tilbageholdelse (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	15	5,8	0,1	1,9	4,5
	1990	16	2,4	-0,3	0,8	2,7
	1991	16	1,5	0,1	1,2	2,9
	1992	16	-0,4	-1,1	0,0	0,9
	1993	16	0,2	-0,7	0,3	1,8
	1994	16	-0,1	-0,7	0,4	2,7
	1995	16	0,6	-0,1	0,5	2,9
	1996	16	0,1	-0,1	0,3	1,2
	1997	16	0,5	-0,2	0,6	1,3
	1998	16	1,0	-0,3	0,6	2,8
Tilbageholdelse (%)	1989	15	33,8	3,9	37,7	50,6
	1990	16	7,1	-18,6	13,9	31,4
	1991	16	17,6	5,1	13,4	26,7
	1992	16	-18,5	-26,3	-0,7	14,5
	1993	16	8,5	-10,6	10,3	24,9
	1994	16	-15,4	-3,3	9,6	20,5
	1995	16	36,4	1,9	18,8	38,3
	1996	16	9,3	-0,3	24,8	35,8
	1997	16	12,1	-13,9	22,8	53,5
	1998	16	19,2	-5,4	12,7	44,1

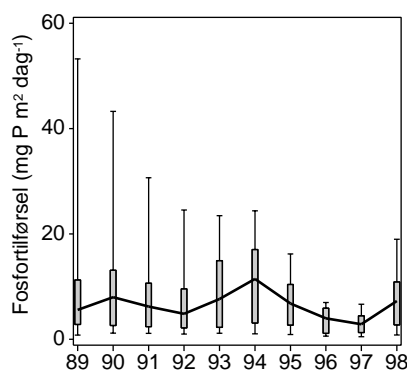
Tabel 4.3 Udviklingen i de 16 overvågningssøers massebalancer for fosfor fra 1989 til 1998. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Pi er indløbskoncentrationen. Pu er udløbskoncentrationen. Ptilm2 er fosfortilførslen pr. m<sup>2</sup>. Pretm2 er fosfortilbageholdelsen

	Pi	Pu	Ptilm2	Pretm2	Pret(%)
Ravn Sø	---	-	0	0	0
Søholm Sø	++	0	0	0	0
Ørn Sø	---	----	----	--	0
Fårup Sø	0	--	0	+	+
Bryrup Langsø	--	---	0	0	++
Hinge Sø	0	0	0	0	0
Tissø	----	0	--	0	0
Engelsholm Sø	0	---	0	++	+
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	--	--	0	0	0
Tystrup Sø	---	0	---	---	---
Arresø	----	----	----	0	0
Vesterborg Sø	0	-	-	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	+	++
Søgård Sø	0	--	0	+	+
Gundsømagle Sø	----	----	----	0	--
i alt +/++/+++/++++	1	0	0	4	5
i alt -/--/---/----	8	10	6	2	2

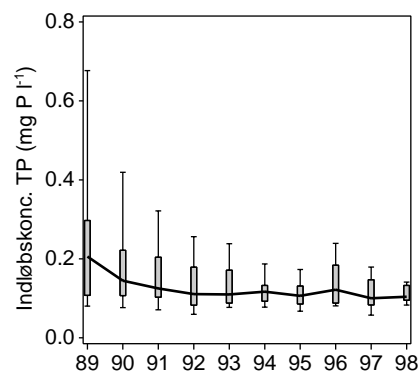
#### Reduceret indløbskoncentration for totalfosfor

Indløbskoncentrationen af totalfosfor er reduceret væsentligt i perioden 1989 til 1998 (Tabel 4.3, Fig. 4.4). Til 8 af de 16 søer er indløbskoncentrationen reduceret signifikant i perioden 1989 til 1998. Udløbskoncentrationen af totalfosfor er også reduceret, men ikke helt så markant som indløbskoncentrationen. Denne forskel er især betinget af intern fosforfrigivelse i de søer der endnu ikke er i ligevægt med deres nuværende fosfortilførsel.

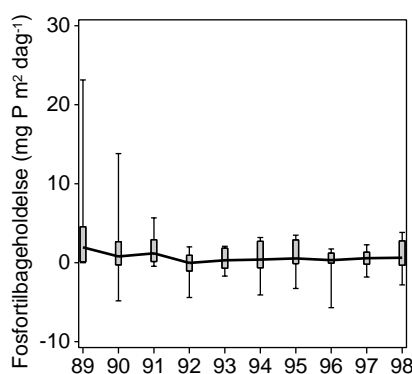
For 10 af de 16 søer er udløbskoncentrationen reduceret signifikant (Tabel 4.3). For det meste er der sammenfald mellem nedgang i indløbskoncentration og udløbskoncentration. For nogle søer er registreret betydeligt større fald i udløbskoncentration end i indløbskoncentration. I fx. Engelsholm sø, er der sket en væsentlig formindskelse i bestanden af planktivore fisk og et skift til en klarvandet tilstand. Dette har betinget en højere stoftilbageholdelse, og dermed en relativ større reduktion i udløbskoncentrationen sammenlignet med indløbskoncentrationen.



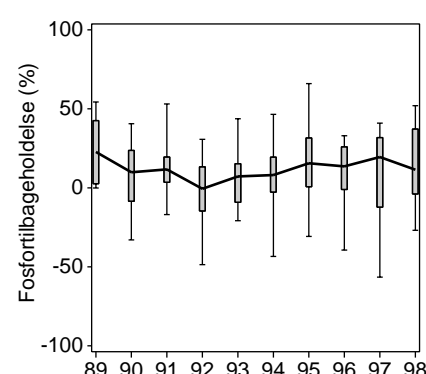
Figur 4.3 Udviklingen i tilførslen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.4 Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.5 Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.6 Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor (%) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.

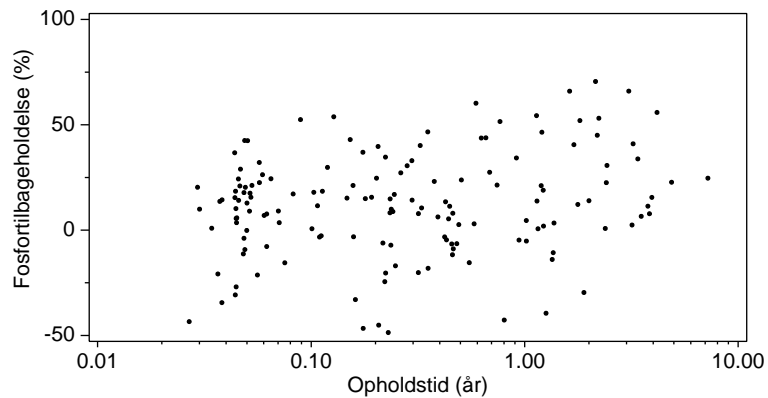
#### Mindre fosfortilbageholdelse

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne i absolutte mængder er blevet mindre i overvågningsperioden (Tabel 4.2, Fig. 4.5), og i temmelig mange af søerne var tilbageholdelsen negativ. 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).

#### Tilbageholdelsesraten er faldende i en del søer

Den absolutte tilbageholdelsesrate af fosfor i søerne er dog kun faldet signifikant i 2 af de 16 søer (Tabel 4.3).

Den relative tilbageholdelse af fosfor i søerne fulgte stort set mønstret for den absolutte tilbageholdelse (Tabel 4.3, Fig. 4.6). I 5 søer, Fårup Sø, Bryrup Langsø, Engelsholm Sø, St. Søgård og Søgård Sø, steg den relative tilbageholdelse signifikant (Tabel 4.3).



Figur 4.7 Sammenhængen mellem fosfortilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger kun i et vist omfang de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (fx. Vollenweider-modellen) og med øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 4.7). Andre faktorer spiller øjensynlig en vigtigere rolle, bl.a. kan ændringer i den biologiske struktur påvirke stoftilbageholdelsen markant (Jeppesen *et al.*, 1998). Men den mest afgørende faktor i perioden 1989 til 1998 er, at en del af søerne ikke er i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel. De er i høj grad under indflydelse af intern fosforfrigivelse fra sedimentet.

#### 4.5 Kvælstofbalancer for søerne

*Mindre kvælstoftilførsel i 1997*

Kvælstoftilførslen til de 16 søer var i 1998 højere end i de to foregående tørre år. Medianen var dog lavere i 1998, nemlig  $385 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , hvilket svarer til de tilførsler, der blev registreret i begyndelsen af 1990-erne (Tabel 4.4, Fig. 4.8). Til 2 af søerne er kvælstoftilførslen dog reduceret signifikant i perioden 1989 til 1998 (Tabel 4.5).

*Tilløbs- og afløbskoncentrationer*

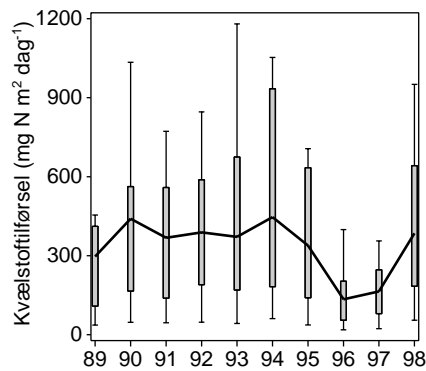
Også indløbskoncentrationen af kvælstof havde et niveau som i første halvdel af 90-erne (Tabel 4.4, Fig. 4.9). Det samme mønster findes for kvælstofindholdet i søafløbene.

Indløbskoncentration er dog reduceret statistisk signifikant til 4 af de 16 søer, og udløbskoncentrationen er reduceret statistisk signifikant for 4 søer (Tabel 4.5). Indløbs- og udløbskoncentrationen er ikke øget signifikant i nogen af søerne.

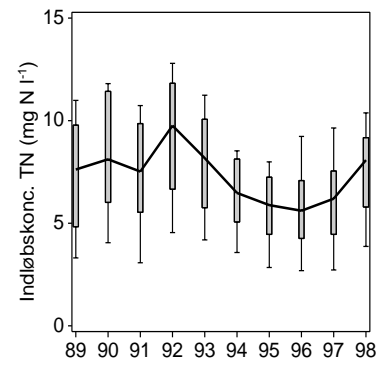
Table 4.4 Kvælstofbalancer for de 16 overvågningssøer i de enkelte år. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Indløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	15	7,2	4,8	7,6	9,8
	1990	16	8,3	6,0	8,1	11,4
	1991	16	7,4	5,5	7,5	9,9
	1992	16	9,1	6,7	9,8	11,8
	1993	16	7,7	5,8	8,2	10,1
	1994	16	6,3	5,1	6,5	8,1
	1995	16	6,1	4,5	5,9	7,2
	1996	16	5,6	4,3	5,6	7,1
	1997	16	6,0	4,5	6,2	7,5
	1998	16	7,3	5,8	8,1	9,2
Udløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	15	4,1	2,5	4,0	5,0
	1990	16	5,3	3,1	5,1	7,8
	1991	16	4,8	2,9	4,6	6,9
	1992	16	5,5	2,9	4,4	7,9
	1993	16	5,3	2,9	4,8	7,5
	1994	16	4,9	2,8	5,4	6,6
	1995	16	4,5	2,9	5,0	6,1
	1996	16	3,1	1,4	2,5	4,1
	1997	16	3,5	1,6	2,8	4,9
	1998	16	4,6	2,5	4,0	6,3
Tilførsel (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	15	259	108	297	412
	1990	16	442	165	440	562
	1991	16	369	139	368	559
	1992	16	436	189	389	589
	1993	16	477	169	372	675
	1994	16	533	182	447	934
	1995	16	404	140	339	634
	1996	16	168	55	134	203
	1997	16	177	80	164	246
	1998	16	463	184	385	642
Tilbageholdelse (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	15	104	48	98	157
	1990	16	130	42	121	198
	1991	16	124	55	92	165
	1992	16	129	59	111	196
	1993	16	123	51	101	172
	1994	16	111	46	103	175
	1995	16	139	38	57	144
	1996	16	57	28	39	65
	1997	16	61	26	45	86
	1998	16	127	70	113	169
Tilbageholdelse (%)	1989	15	37,6	24,5	40,6	53,7
	1990	16	31,1	22,5	30,9	41,8
	1991	16	33,5	18,6	36,3	45,4
	1992	16	30,3	16,6	30,6	46,0
	1993	16	31,2	13,9	28,8	48,0
	1994	16	24,8	10,1	19,2	40,9
	1995	16	31,9	13,0	32,7	53,9
	1996	16	35,2	18,3	33,2	48,3
	1997	16	33,4	18,1	34,1	46,0
	1998	16	32,9	17,1	28,9	46,9

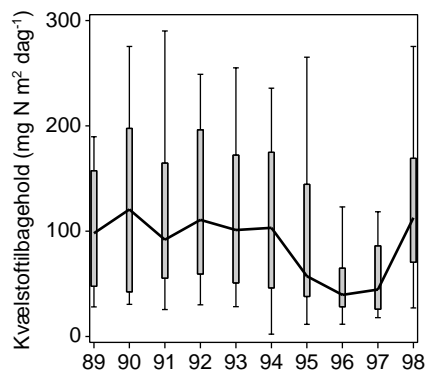




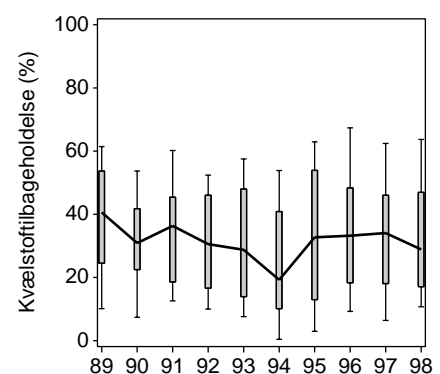
Figur 4.8 Udviklingen i tilførslen af totalkvælstof ( $\text{mg N}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



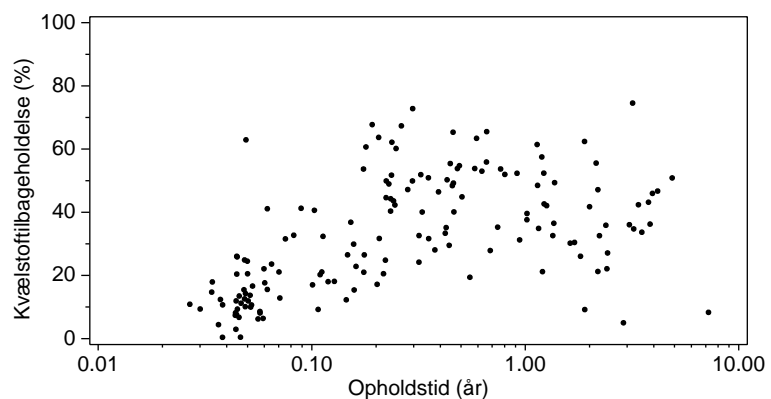
Figur 4.9 Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.10 Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof ( $\text{mg N m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.11 Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof (%) for de 16 søer i perioden 1989 til 1998.



Figur 4.12 Sammenhængen mellem kvælstoftilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer.

Kvælstoftilbageholdelsen var i gennemsnit  $127 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Tabel 4.4, Fig. 4.10), hvilket også repræsenterer en øgning i forhold til de to foregående år, hvor tilbageholdelsen var  $50\text{-}60 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

Den relative tilbageholdelse (i % af tilførslen) har været nogenlunde konstant (30-35 %) i perioden 1989-98. Således er den relative tilbageholdelse også kun ændret signifikant i 3 af de 16 søer i løbet af de 10 år.

Tilbageholdelsen af kvælstof i søerne følger i høj grad de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (se fx. Jensen

Tabel 4.5 Udviklingen i de 16 overvågningssøers massebalancer for kvælstof fra 1989 til 1998. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ 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. Nu er udløbskoncentrationen. Ntilm2 er kvælstoftilførslen pr. m<sup>2</sup>. Nretm2 er kvælstoftilbageholdelsen pr. m<sup>2</sup>. Nret(%) er tilbageholdelsen som procent.

	Ni	Nu	Ntilm2	Nretm2	Nret(%)
Ravn Sø	0	0	0	-	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	--	-	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	0
Tissø	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	--	0	0	+
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	---	0	0	+
Tystrup Sø	--	0	0	0	0
Arresø	----	0	--	0	0
Vesterborg Sø	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	0	2
i alt -/-/-/-/-	4	4	2	4	-

et al., 1997) med øget stoftilbageholdelse med øget opholdstid (Fig. 4.12). Der er dog også andre faktorer, der spiller en rolle. Fiskedød og opfiskning i Arreskov Sø samt indgreb i fiskebestanden i Engelsholm Sø som et 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 øgedes, når søen blev klarvandet. Forbedringer i søernes miljøtilstand vil derfor kunne øge kvælstoftabet i lavvandede søer og dermed mindske transporten til N-følsomme marine områder.

## 4.6 Sammenfatning

For 16 af de 30 overvågningssøer har det været muligt at opstille rimelig nøjagtige vand- og stofbalancer for kvælstof og fosfor.

Vandets opholdstid var forholdsvis kort i søerne i 1998, 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 10 overvågningsår, men tilførslen er efter 2 tørre år med en lille tilførsel tilbage på 1995 niveau. Fosfortilførslen er dog reduceret 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 1998. Til 8 af de 16 søer er indløbskoncentrationen reduceret signifikant i perioden 1989 til 1998.

Udløbskoncentrationen af fosfor var reduceret for ca. det samme antal søer, men dog med knap så stor en takt på grund af intern fosfor-

frigivelse fra sedimentet i mange af søerne. Den reducerede tilførsel af fosfor betyder, at søerne endnu ikke er kommet i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel.

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 4 af de 16 søer, men gennemsnitskoncentrationen var dog højere sammenlignet med de foregående tørre år.

Tilbageholdelsen af kvælstof såvel i absolutte mængder som relativtvar i 1998 som middelniveauet for 1989-97. 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 dog også stoftilbageholdelsen i søerne. Eksempler er Arreskov Sø og Engelsholm Sø, hvor fiskebestanden er blevet mindre domineret af skidtfisk, og stoftilbageholdelsen samtidig er steget.

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

## 5.1 Indledning

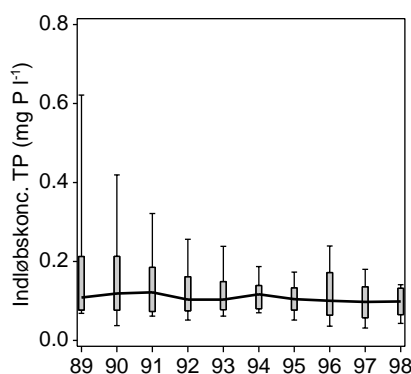
Tidsserien for overvågningssøerne er nu oppe på 10 år (1989 til 1998). Muligheden for at iagttage eventuelle signifikante ændringer i de forskellige indikatorer på miljøtilstanden er derfor øget. I dette afsnit er der foretaget en status for situationen i 1998 samt en statistisk vurdering i udviklingen af en række fysiske, kemiske og biologiske parametre.

## 5.2 Metode

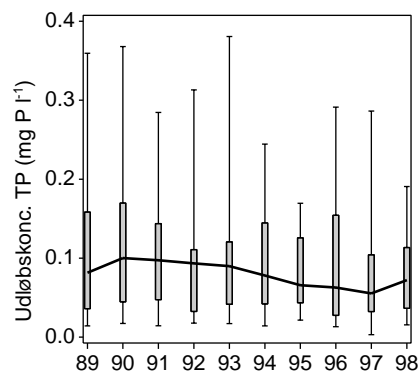
### Databehandling

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 (1/5-1/10) 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 10 år har været en statistisk sikker ændring. Responsvariablen er logaritmetransformeret (middelværdien) især for at sikre varianshomogenitet. På grund af den relativt korte tidsserie har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10 % signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. Med denne metode vil det være lettere statistisk at påvise en jævn udvikling over en årrække end pludselige ændringer.

27 af de 30 søer, der er undersøgt i overvågningsprogrammet i 1998, har længere tidsserier, og den tidlige udvikling har derfor kunnet analyseres. Data for de resterende 3 søer (brakvandssøer) er medtaget i et separat afsnit til sidst, hvor der kort gøres rede for miljøtil-



Figur 5.1 Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1998.



Figur 5.2 Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1998.

Table 5.1 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25 %- og 75 %-kvartiler for indløbs- og udløbskoncentrationen af totalfosfor i alle overvågnings søer (overfladevand). Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns	25 %	Median	75 %
Årsværdier						
Total-P, indløb	1989	24	0,299	0,077	0,109	0,212
	1990	27	0,213	0,076	0,119	0,213
	1991	26	0,209	0,073	0,122	0,185
	1992	27	0,150	0,075	0,103	0,161
	1993	27	0,141	0,078	0,103	0,149
	1994	27	0,132	0,080	0,117	0,139
	1995	27	0,120	0,077	0,104	0,133
	1996	27	0,122	0,064	0,100	0,172
	1997	27	0,109	0,057	0,097	0,136
	1998	27	0,100	0,065	0,099	0,132
Total-P, udløb	1989	24	0,197	0,036	0,081	0,158
	1990	27	0,180	0,045	0,100	0,170
	1991	26	0,163	0,047	0,097	0,144
	1992	27	0,119	0,032	0,093	0,111
	1993	27	0,119	0,042	0,090	0,121
	1994	27	0,108	0,042	0,078	0,145
	1995	27	0,090	0,043	0,066	0,126
	1996	27	0,105	0,027	0,063	0,154
	1997	27	0,090	0,032	0,055	0,104
	1998	27	0,082	0,036	0,072	0,113

standen i 1998 i de 3 brakvandssøer.

Tabel 5.2 Udviklingen i tilløbs- og afløbskoncentrationer for overvågningssøerne af totalfosfor (total-P) og totalkvælstof (total-N) fra 1989 til 1998. - / +, -- / ++, --- / +++, ---- / +++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

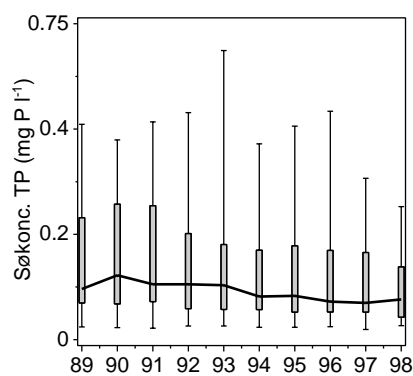
	Årsmiddel			
	Total-P, indløb	Total-P, udløb	Total-N, indløb	Total-N, udløb
Søby Sø	0	0	+	0
Holm Sø	--	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	--	-	-	0
Søholm Sø	++	-	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0
Hornum Sø	0	-	0	-
Ørn Sø	----	----	-	0
Furesøen	0	0	---	0
Fårup Sø	0	-	0	0
Damhussøen	0	--	0	--
Bryrup Langsø	--	---	0	0
Hinge Sø	0	0	-	0
Tissø	----	0	--	0
Engelsholm Sø	0	---	0	--
Bagsværd Sø	0	--	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	-	----	-	----
Tystrup Sø	---	0	---	-
Arresø	----	---	----	0
Vesterborg Sø	0	0	--	0
St. Søgård Sø	0	0	0	--
Utterslev Mose	--	0	--	0
Søgård Sø	0	--	0	0
Gundsømagle Sø	----	---	----	--
i alt +/++/+++/++++	1	0	1	0
i alt -/--/---/----	10	13	11	7

### 5.3 Fosfor

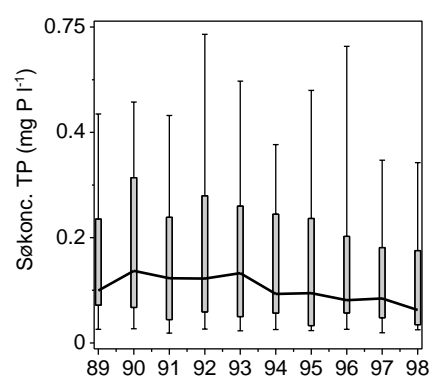
#### Alle søer

*Faldende fosforkoncentration i tilløb og søvand*

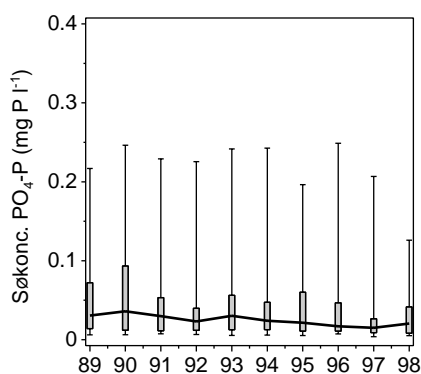
Indløbskoncentration af fosfor har generelt været faldende gennem de ti år (Tabel 5.1,  $p < 0,001$ ). Således er middelkoncentrationen reduceret med 2/3 fra 0,299 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,099 mg P l<sup>-1</sup> i 1998. Medianværdien er til gengæld stort set uændret gennem perioden (Fig. 5.1). I stedet er der sket en markant nedgang i 75 % og især 90 %-kvartilen, svarende til, at nedgangen i den gennemsnitlige indløbskoncentration først og fremmest er sket i de mest fosforrige søtilløb. Der er også sket et fald i udløbskoncentrationen af totalfosfor i perioden, men faldet er ikke så stort som for indløbskoncentrationen. Middelkoncentrationen i udløbet er reduceret fra 0,197 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,082 mg P l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.1, fig. 5.2). Statistisk set er der registreret et signifikant fald i indløbs- og udløbskoncentrationen for henholdsvis 9 og 13 af de 27 overvågningssøer.



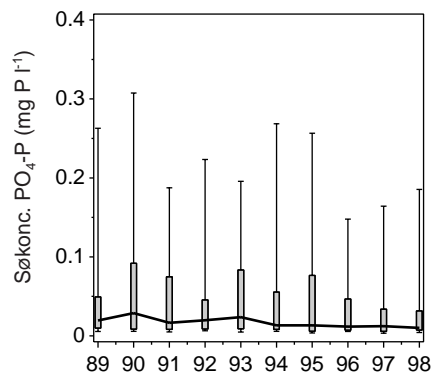
Figur 5.3 Udviklingen i søkoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.4 Udviklingen i søkoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.5 Udviklingen i søkoncentrationen af opløst fosfat ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.6 Udviklingen i søkoncentrationen af opløst fosfat ( $\text{mg P l}^{-1}$ ). 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 ti år (Tabel 5.3). Således er gennemsnitsværdien for totalfosfor reduceret fra  $0,204 \text{ mg P l}^{-1}$  i 1989 til  $0,104 \text{ mg P l}^{-1}$  i 1998 og ortho-fosfat fra  $0,093 \text{ mg P l}^{-1}$  i 1989 til  $0,037 \text{ mg P l}^{-1}$  i 1998. Koncentrationsnedgangen var forholdsvis jævnt fordelt over hele overvågningsperioden fra 1989 til 1998.

Tabel 5.3 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25 %- og 75 %-kvartiler for total og opløst fosfor i alle overvågnings søer (overfladevand). Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
<b>Årsværdier</b>						
Total-P	1989	25	0,204	0,069	0,096	0,232
	1990	27	0,199	0,068	0,122	0,257
	1991	26	0,176	0,072	0,105	0,254
	1992	27	0,173	0,059	0,105	0,202
	1993	27	0,165	0,057	0,103	0,181
	1994	27	0,143	0,057	0,082	0,170
	1995	27	0,141	0,052	0,083	0,178
	1996	27	0,137	0,052	0,072	0,169
	1997	27	0,122	0,052	0,070	0,165
	1998	27	0,104	0,043	0,076	0,138
PO <sub>4</sub> -P	1989	25	0,095	0,014	0,031	0,072
	1990	27	0,089	0,012	0,036	0,093
	1991	26	0,075	0,011	0,030	0,053
	1992	27	0,058	0,012	0,023	0,040
	1993	27	0,062	0,013	0,030	0,056
	1994	27	0,059	0,013	0,024	0,047
	1995	27	0,053	0,011	0,021	0,060
	1996	27	0,059	0,011	0,017	0,047
	1997	27	0,046	0,009	0,015	0,027
	1998	27	0,037	0,008	0,020	0,042
<b>Sommerværdier</b>						
Total-P	1989	25	0,207	0,072	0,099	0,235
	1990	27	0,219	0,067	0,137	0,314
	1991	26	0,196	0,044	0,123	0,239
	1992	27	0,211	0,059	0,122	0,279
	1993	27	0,212	0,050	0,133	0,260
	1994	27	0,182	0,056	0,093	0,245
	1995	27	0,172	0,033	0,095	0,236
	1996	27	0,158	0,057	0,081	0,202
	1997	27	0,147	0,048	0,085	0,181
	1998	27	0,128	0,035	0,063	0,175
PO <sub>4</sub> -P	1989	25	0,073	0,010	0,019	0,049
	1990	27	0,080	0,008	0,029	0,092
	1991	26	0,064	0,008	0,017	0,075
	1992	27	0,053	0,009	0,020	0,045
	1993	27	0,065	0,009	0,024	0,083
	1994	27	0,070	0,008	0,013	0,055
	1995	27	0,058	0,006	0,013	0,076
	1996	27	0,059	0,007	0,012	0,047
	1997	27	0,046	0,006	0,012	0,034
	1998	27	0,037	0,007	0,010	0,032

Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor var i 1998 på 0,128 mg P l<sup>-1</sup> den hidtil laveste i overvågningsperioden (Tabel 5.3).

#### Reduceret 75 %-kvartil

Mens medianværdien for totalfosfor kun er faldet relativt lidt fra 1989 til 1998, er 75 %-kvartilen faldet noget mere (Fig. 5.3 og 5.4). Hvor 75 % af søerne i 1989 havde en årsmiddelkoncentration lavere end 0,252 mg P l<sup>-1</sup>, var 75 %-kvartilen i 1997 reduceret til 0,138 mg P l<sup>-1</sup> (Tabel 5.3).

Knap så markant er faldet for sommermiddelkoncentrationen, hvor 75 %-kvartilen i 1997 er reduceret fra 0,235 i 1989 til 0,175 mg P l<sup>-1</sup> i 1997. 25 %-kvartilen er stort set uændret i 10-års perioden, svarende til, at fosforindholdet i de mest næringsfattige søer ikke er reduceret væsentligt.



Totalfosfor er reduceret i 15 ud af 27 tilfælde

### De enkelte søers udvikling

På enkeltsoniveau (1989-1997) forsætter udviklingen imod lavere fosforindhold, og i 15 ud af de 27 søer er der nu en signifikant nedgang i årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor (Tabel 5.4).

Sommermiddeldkoncentrationen viser også i 15 tilfælde samme fallende udvikling. Ingen af de nuværende overvågningssøer udviser stigende tendens med hensyn til såvel års- og sommergennemsnit for totalfosforkoncentrationen.

Generelt for overvågningssøerne tegner der sig et billede af, at der i mange søer efterhånden er sket en betydelig nedgang i koncentrationen af fosfor. Denne udvikling er især markant for årsmiddelkoncentrationen, mens nedgangen i sommermiddeldkoncentrationen ikke er ændret i samme grad. Dette skyldes, at mange søer i denne periode har haft en væsentlig intern belastning i sommerperioden.

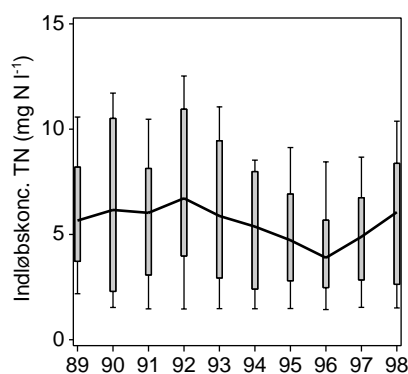
Tabel 5.4 Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalfosfor (total-P) og opløst fosfat (PO<sub>4</sub>-P) fra 1989 til 1998. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	PO <sub>4</sub> -P	Total-P	PO <sub>4</sub> -P	Total-P
Søby Sø	----	0	--	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	----	0	-
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	----	0	---
Søholm Sø	----	----	--	--
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	---	----	---	--
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	----	----	--	--
Furesøen	0	0	0	0
Fårup Sø	0	---	0	0
Damhussøen	----	----	--	----
Bryrup Langsø	--	----	0	--
Hinge Sø	----	0	----	0
Tissø	0	0	0	0
Engelsholm Sø	++	----	0	---
Bagsværd Sø	----	----	--	--
Borup Sø	0	0	0	--
Arreskov Sø	0	----	0	---
Tystrup Sø	0	0	--	0
Arresø	----	----	---	--
Vesterborg Sø	----	----	---	----
St. Søgård Sø	0	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	0	----	0	---
Gundsømagle Sø	----	----	--	----
i alt +/+/+/+/++++	1	0	0	0
i alt -/-/-/-/----	11	15	11	15

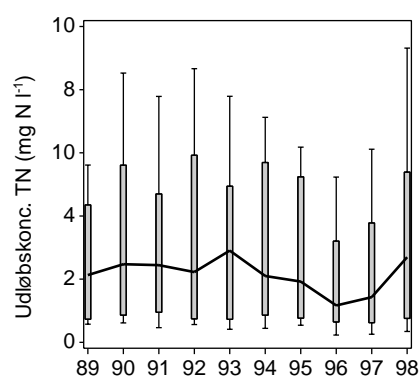
## 5.4 Kvælstof

### Alle søer

Totalkvælstofkoncentrationen er ikke tilsvarende totalfosfor reduceret markant i søerne i perioden fra 1989 til 1998. I 8 af de 27 søer er der dog registreret en signifikant reduktion i koncentrationsniveauet af totalkvælstof, men den vandføringsvægtede indløbskoncentration af totalkvælstof er som gennemsnit ikke reduceret gennem overvågningsperioden (Tabel 5.5). Der er registreret et fald i koncentrationen i søerne med de højeste kvælstofkoncentrationer (Fig. 5.7), mens der i de reneste søer ikke er registreret en udvikling i indløbskoncentration (10 % og 25 %-kvartilerne, median, Fig. 5.7). Indløbskoncentration af totalkvælstof er reduceret signifikant i 11 af søerne, mens udløbskoncentrationen er faldet signifikant for 7 af søerne (Tabel 5.2).



Figur 5.7 Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1998.



Figur 5.8 Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1998.

Tabel 5.5 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25 %- og 75 %-kvartiler for indløbs- og udløbskoncentrationen af totalkvælstof i alle overvågnings søer (overfladevand). Enheden er  $\text{mg N l}^{-1}$ .

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Årsværdier						
Total-N, indløb	1989	24	6,11	3,72	5,66	8,20
	1990	27	6,51	2,29	6,16	10,51
	1991	26	6,05	3,07	6,03	8,13
	1992	27	7,07	3,98	6,72	10,95
	1993	27	6,23	2,93	5,88	9,45
	1994	27	5,28	2,40	5,37	7,99
	1995	27	5,28	2,80	4,72	6,92
	1996	27	4,29	2,47	3,89	5,68
	1997	27	4,97	2,84	4,89	6,74
	1998	27	6,07	2,63	6,06	8,38
Total-N, udløb	1989	24	2,81	0,73	2,13	4,35
	1990	27	3,45	0,86	2,47	5,61
	1991	26	3,26	0,95	2,44	4,70
	1992	27	3,53	0,74	2,22	5,92
	1993	27	3,42	0,73	2,90	4,94
	1994	27	3,21	0,86	2,10	5,70
	1995	27	2,99	0,76	1,92	5,24
	1996	27	2,05	0,64	1,16	3,20
	1997	27	2,17	0,62	1,43	3,78
	1998	27	3,69	0,75	2,69	5,39

Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof i søerne er den samme i 1989 og 1998 (2,7 mg N l<sup>-1</sup>). Medianen er dog reduceret fra 2,2 mg N l<sup>-1</sup> i 1989 til 1,8 mg N l<sup>-1</sup> i 1998 (Tabel 5.6, Fig. 5.9 og 5.10). Sommergennemsnittet er også reduceret svagt. Det faldende tendens for kvælstofkoncentrationerne i søerne er overensstemmende med de ændringer, der er registreret i indløbskoncentrationerne.

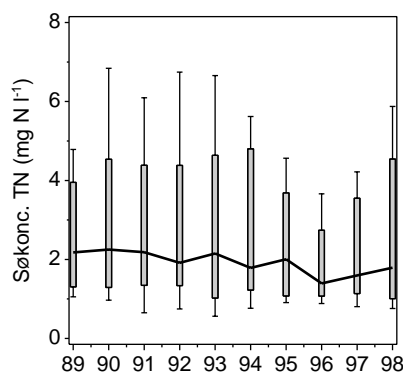
Nitratkoncentrationen i søerne ændres ikke på samme entydige måde gennem perioden, selv om der også her ses tendenser til et fald gennem perioden, men i 1998 er nitratkoncentrationen atter høj. Års- og sommergennemsnittet for nitrat var således henholdsvis 1,23 og 0,61 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> i 1989 og henholdsvis 1,65 og 0,70 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> i 1998 (Tabel 5.6). Også medianerne for både års- og sommerkoncentrationerne er stort set de samme i 1998 som i begyndelsen af overvågningsperioden.

Tabel 5.6 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25 %- og 75 %-kvartiler for totalkvælstof (Total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) i alle overvågningssøer (overfladevand). Enheden er mg N l<sup>-1</sup>.

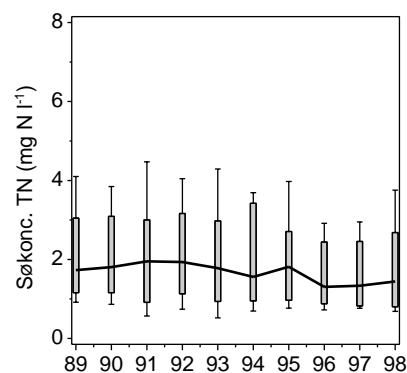
	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
<b>Årsværdier</b>						
Total-N	1989	25	2,7	1,3	2,2	4,0
	1990	27	3,1	1,3	2,3	4,5
	1991	26	2,9	1,3	2,2	4,4
	1992	27	3,0	1,3	1,9	4,4
	1993	27	3,1	1,0	2,2	4,6
	1994	27	2,8	1,2	1,8	4,8
	1995	27	2,4	1,1	2,0	3,7
	1996	27	2,0	1,1	1,4	2,7
	1997	27	2,1	1,1	1,6	3,5
	1998	27	2,7	1,0	1,8	4,5
NO <sub>3</sub> -N	1989	25	1,23	0,25	0,62	2,32
	1990	27	1,73	0,17	0,76	3,09
	1991	26	1,61	0,19	0,81	3,21
	1992	27	1,58	0,18	0,53	3,22
	1993	27	1,89	0,14	0,84	3,66
	1994	27	1,64	0,18	0,72	2,83
	1995	27	1,22	0,19	0,59	2,07
	1996	27	0,77	0,08	0,26	1,33
	1997	27	0,96	0,12	0,41	1,88
	1998	27	1,65	0,21	0,71	3,22
<b>Sommerværdier</b>						
Total-N	1989	25	2,1	1,2	1,7	3,0
	1990	27	2,2	1,2	1,8	3,1
	1991	26	2,3	0,9	2,0	3,0
	1992	27	2,2	1,1	1,9	3,2
	1993	27	2,2	0,9	1,8	3,0
	1994	27	2,1	0,9	1,6	3,4
	1995	27	1,9	1,0	1,8	2,7
	1996	27	1,7	0,9	1,3	2,4
	1997	27	1,7	0,8	1,3	2,5
	1998	27	1,8	0,8	1,4	2,7
NO <sub>3</sub> -N	1989	25	0,61	0,06	0,24	0,42
	1990	27	0,69	0,02	0,20	0,89
	1991	26	0,85	0,04	0,33	1,08
	1992	27	0,67	0,04	0,18	0,58
	1993	27	0,89	0,04	0,20	1,24
	1994	27	0,79	0,03	0,25	1,48
	1995	27	0,65	0,03	0,18	1,14
	1996	27	0,28	0,02	0,06	0,18
	1997	27	0,40	0,02	0,07	0,47
	1998	27	0,70	0,03	0,25	1,06

Sammenlignes niveauerne af nitrat mellem hele året og sommerperioden, er det tydeligt, at koncentrationen om sommeren er betydeligt lavere end hele året (Fig. 5.11 og 5.12).

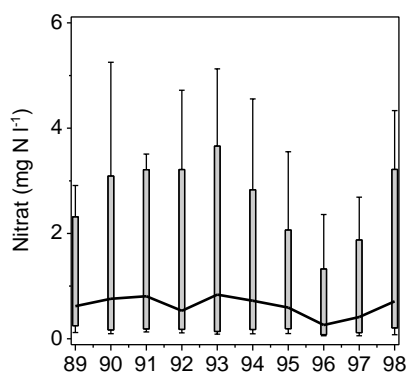
Det er i vintermånederne, at de højeste nitratkoncentrationer optræder i søerne. Om sommeren optages meget af nitraten i planteplanktonet eller fjernes fra søerne ved denitrifikation, og desuden er tilførslen højest om vinteren.



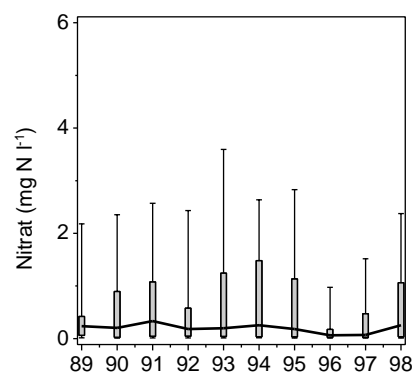
Figur 5.9 Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.10 Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.11 Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.12 Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat ( $\text{mg N l}^{-1}$ ). Sommergns.

### De enkelte søers udvikling

For de enkelte overvågningssøer ses den generelt svagt faldende tendens for totalkvælstof også. Årsmiddel af totalkvælstofkoncentrationen er således reduceret signifikant i 7 af de 27 overvågningssøer (Tabel 5.7), mens sommermiddelkoncentrationen er reduceret i 9 søer. Med hensyn til nitrat er koncentrationen kun reduceret signifikant i forholdsvis få søer (Tabel 5.7). I 3 søer er årsmiddel- og sommermiddelkoncentrationen af nitrat reduceret.

Tabel 5.7 Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalkvælstof (total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) fra 1989 til 1998. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ 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	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	---	---	-	--
Fårup Sø	0	0	0	--
Damhussøen	0	---	0	--
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hinge Sø	--	---	0	0
Tissø	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	---	-	---
Bagsværd Sø	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	-
Arreskov Sø	0	---	0	---
Tystrup Sø	--	---	-	-
Arresø	0	0	+	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 -/-/---/----	3	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 og indhold af klorofyl *a* relativt mindre (Tabel 5.8). Sigtdybden er dog generelt stigende i perioden fra 1989 til 1998 og klorofylindholdet faldende.

Årsmiddel-sigtdybden er øget fra 1,7 til 2,0 m, og der er en tydelig forøgelse i såvel medianen og fraktilerne (Tabel 5.8, Fig. 5.13). 25- % fraktilen for årsmiddel-sigtdybden er steget fra 0,6 m i 1989 til 1,0 m i 1998, mens medianen er øget fra 1,5 til 1,9 m.

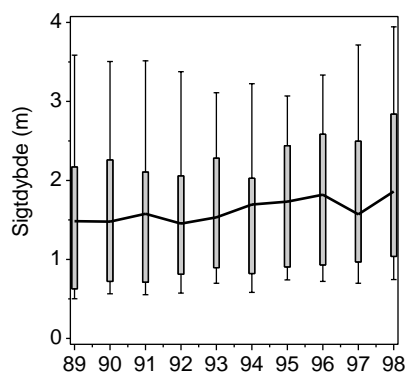
Sommermiddel-sigtdybden udviser ikke en helt så tydelig udvikling, men tendenserne er dog de samme (Tabel 5.8, Fig. 5.14), og medianen for sommermiddel-sigtdybden er således også øget fra 1,2 til 1,7 m.

Tabel 5.8 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25 %- og 75 %-kvartiler for sigtddybde (m) og klorofyl *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) i alle overvågningssøer (overfladevand).

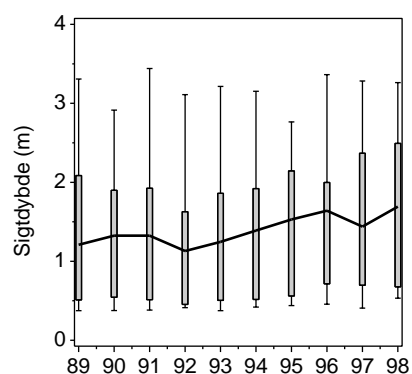
	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
<b>Årsværdier</b>						
Sigtddybde	1989	24	1,7	0,6	1,5	2,2
	1990	26	1,6	0,7	1,5	2,3
	1991	26	1,6	0,7	1,6	2,1
	1992	27	1,6	0,8	1,5	2,1
	1993	27	1,7	0,9	1,5	2,3
	1994	27	1,7	0,8	1,7	2,0
	1995	27	1,7	0,9	1,7	2,4
	1996	27	1,8	0,9	1,8	2,6
	1997	27	1,9	1,0	1,6	2,5
	1998	27	2,0	1,0	1,9	2,8
Klorofyl <i>a</i>	1989	25	68	17	35	108
	1990	27	67	17	38	80
	1991	26	68	18	33	101
	1992	27	68	20	39	84
	1993	27	59	22	26	59
	1994	27	53	17	26	62
	1995	27	57	14	25	54
	1996	27	46	13	27	62
	1997	27	50	16	30	57
	1998	27	37	13	23	38
<b>Sommerværdier</b>						
Sigtddybde	1989	24	1,4	0,5	1,2	2,1
	1990	26	1,5	0,5	1,3	1,9
	1991	26	1,5	0,5	1,3	1,9
	1992	27	1,3	0,5	1,1	1,6
	1993	27	1,4	0,5	1,2	1,9
	1994	27	1,5	0,5	1,4	1,9
	1995	27	1,5	0,6	1,5	2,1
	1996	27	1,6	0,7	1,6	2,0
	1997	27	1,6	0,7	1,4	2,4
	1998	27	1,7	0,7	1,7	2,5
Klorofyl <i>a</i>	1989	25	73	25	40	123
	1990	27	80	16	51	112
	1991	26	84	13	52	114
	1992	27	85	26	53	123
	1993	27	79	14	40	107
	1994	27	69	14	37	73
	1995	27	68	12	41	118
	1996	27	59	12	35	88
	1997	27	67	11	43	98
	1998	27	50	11	27	73

Ændringerne i sigtddybden ses også for klorofyl *a*. Således er årsmediankoncentrationen reduceret fra 35 i 1989 til 23  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1998 (Tabel 5.8, Fig. 5.15). På sommerniveau er udviklingen ikke helt så kraftig. Mediansommerkoncentrationen af klorofyl *a* er således reduceret fra 40 i 1989 til 27  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1998 (Tabel 5.8, Fig. 5.15).

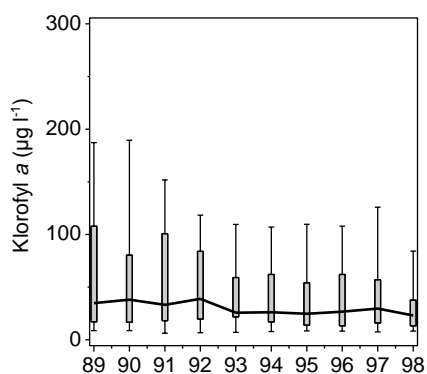
I størsteparten af de søer, hvor der er sket signifikante ændringer i perioden 1989 til 1998 i enten sigtddybde eller klorofyl *a*, er der tale om en øget sigtddybde og et reduceret klorofyl *a* indhold (Tabel 5.9).



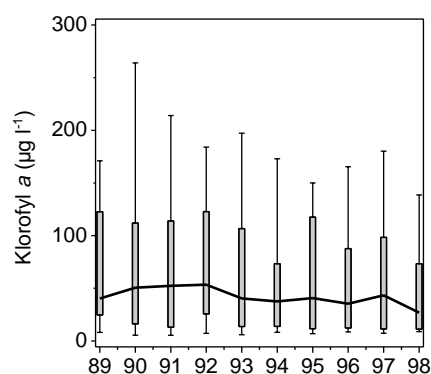
Figur 5.13 Udviklingen i sigtdybden (m). Årsgns.



Figur 5.14 Udviklingen i sigtdybden (m). Sommergns.



Figur 5.15 Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.16 Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Sommergns.

Som årsmiddel er sigtdybden således øget i 12 søer, men kun reduceret i 1 sø, og tilsvarende er klorofyl *a* indholdet reduceret i 11 søer, men kun øget i 2 søer.

Tilsvarende ændringer ses på sommerniveau. Sommermiddelsigt dybden er øget i 11 søer, og sommermiddel-klorofyl *a* indholdet er reduceret i 8 søer.

Tabel 5.9 Udviklingen i overvågningssøernes indhold af sigtddybde og klorofyl *a* fra 1989 til 1998. -/--/---/----/+, /++, /+++, /++++ 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
Maglesø	++	----	+	0
Nors Sø	0	+	0	++
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	--	0	0
Kvie Sø	+++	0	0	0
Bastrup Sø	0	---	+	--
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	0	---	-	0
Furesøen	+	0	+++	0
Fårup Sø	+	0	+	0
Damhussøen	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø	++	0	++	-
Engelsholm Sø	++++	---	+++	--
Bagsværd Sø	++	0	+	0
Borup Sø	0	---	0	--
Arreskov Sø	+++	----	+++	---
Tystrup Sø	0	++	0	++
Arresø	0	0	0	0
Vesterborg Sø	++	----	++++	---
St. Søgård Sø	++++	---	++	---
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	++	--	+++	--
Gundsømagle Sø	+++	---	0	0
i alt +/++/+++/++++	12	2	11	2
i alt -/--/---/----	1	11	3	8

## 5.6 Planteplankton

### Alle søer

*Høj planteplanktonmængde og dominans af blågrønalger og grønalger i mange søer*

Som allerede udtrykt ved sigtddybde og klorofyl *a* indholdet er hovedparten af de 27 overvågningssøer kendetegnet ved en høj planteplanktonmængde.

I de fleste søer er der samtidig en dominans af planteplankton typer, der er karakteristiske for næringsrige søer. Størstedelen af biomassen udgøres således af blågrønalger eller grønalger (Tabel 5.10).

Sommermiddel af totalbiomassen er reduceret fra 18,7 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1989 til 8,1 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1998 (Tabel 5.10, Fig. 5.17), mens sommermedianen er reduceret fra 11,7 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1989 til 3,6 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1998.

### De enkelte søers udvikling

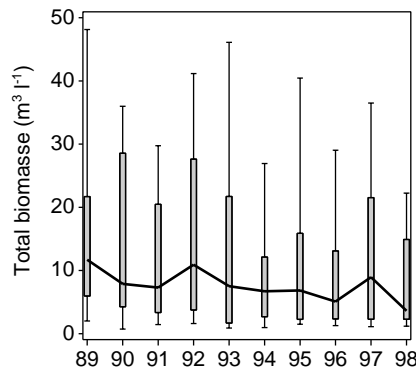
*Fald i totalbiomassen i 11 søer*

Analyserne på enkelt sø-niveau viser en signifikant ændring i totalbiomassen i 8 søer. Heraf er der på sommerbasis kun tale om en stigning i 2 søer, men et fald i 6 søer (Tabel 5.11). De mest markante fald er sket i Arreskov Sø. De 2 søer med en signifikant stigning er Maglesø og Tystrup Sø.

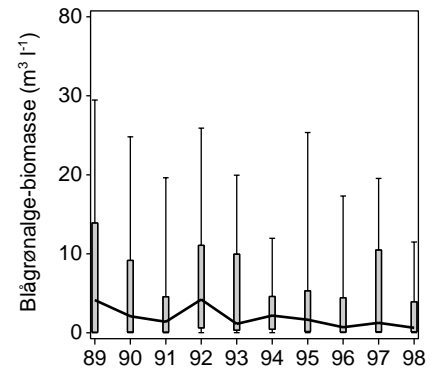


Tabel 5.10 Planteplanktonbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ) i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommerrmiddel).

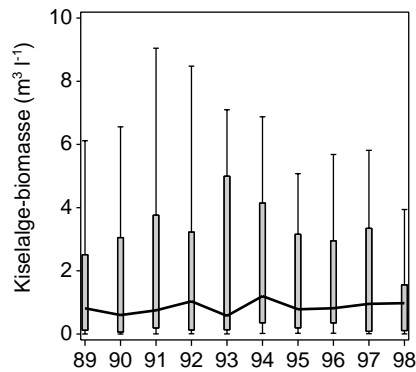
	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Totalbiomasse	1989	25	18,7	6,0	11,7	21,7
	1990	27	13,4	4,2	7,9	28,6
	1991	26	11,8	3,3	7,3	20,5
	1992	27	17,6	3,7	10,9	27,6
	1993	27	14,7	1,7	7,5	21,7
	1994	27	10,9	2,7	6,7	12,1
	1995	27	11,8	2,3	6,8	15,9
	1996	27	11,6	2,3	5,1	13,1
	1997	27	15,5	2,3	8,9	21,5
	1998	27	8,1	2,3	3,6	14,9
Blågrønalger	1989	25	10,8	0,0	28,1	13,9
	1990	27	6,3	0,1	11,0	9,2
	1991	26	4,7	0,1	7,6	4,6
	1992	27	9,7	0,6	23,5	11,1
	1993	27	8,1	0,3	19,3	9,9
	1994	27	4,9	0,4	15,6	4,6
	1995	27	5,4	0,2	11,7	5,3
	1996	27	5,8	0,1	8,8	4,4
	1997	27	6,0	0,1	6,9	10,5
	1998	27	3,3	0,1	8,7	3,9
Kiselalger	1989	25	2,7	0,1	0,8	2,5
	1990	27	2,0	0,1	0,6	3,0
	1991	26	2,6	0,2	0,8	3,8
	1992	27	3,1	0,1	1,0	3,2
	1993	27	2,8	0,1	0,6	5,0
	1994	27	2,8	0,4	1,2	4,1
	1995	27	1,9	0,2	0,8	3,2
	1996	27	2,0	0,4	0,8	2,9
	1997	27	2,1	0,1	1,0	3,3
	1998	27	1,7	0,1	1,0	1,6
Grønalger	1989	25	3,5	0,1	1,0	2,9
	1990	27	3,2	0,0	0,7	3,5
	1991	26	3,3	0,2	0,9	2,8
	1992	27	3,5	0,2	1,1	2,3
	1993	27	2,2	0,1	0,3	2,0
	1994	27	1,6	0,1	0,2	1,8
	1995	27	1,5	0,1	0,2	1,2
	1996	27	1,3	0,1	0,4	1,7
	1997	27	1,4	0,1	0,4	2,4
	1998	27	1,3	0,1	0,2	1,5
Furealger	1989	25	0,6	0,0	0,0	0,5
	1990	27	1,0	0,0	0,1	0,9
	1991	26	0,4	0,0	0,1	0,4
	1992	27	0,4	0,0	0,1	0,6
	1993	27	0,4	0,0	0,1	0,5
	1994	27	0,6	0,0	0,1	0,8
	1995	27	2,0	0,0	0,2	0,6
	1996	27	1,5	0,0	0,1	0,6
	1997	27	4,9	0,0	0,2	0,7
	1998	27	0,9	0,0	0,1	0,4



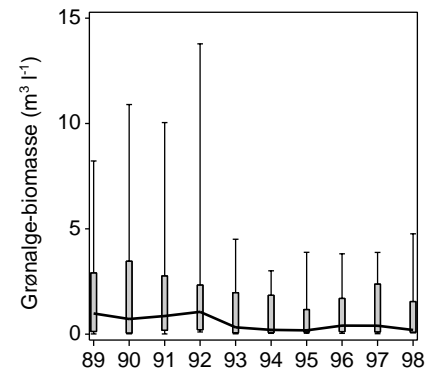
Figur 5.17 Udviklingen i totalbiomassen af planteplankton ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



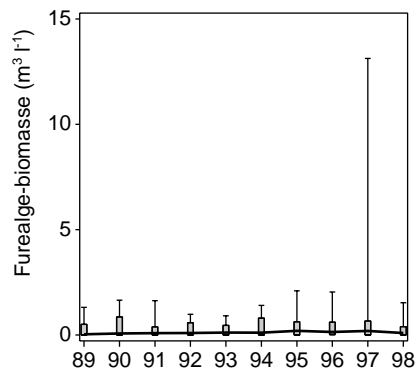
Figur 5.18 Udviklingen i blågrønalgbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



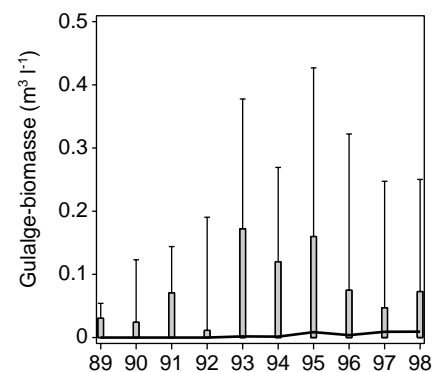
Figur 5.19 Udviklingen i kiselalgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.20 Udviklingen i grønalgbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.21 Udviklingen i furealgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.22 Udviklingen i gulalgebiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.

Sommerrmiddelbiomassen af blågrøn alger er reduceret væsentligt i perioden fra  $10,8 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1989 til  $3,3 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1998 (Tabel 5.10), mens medianen er reduceret fra  $28,1 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1989 til  $8,7 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1998 (Fig. 5.18).

Tendensen er, at blågrønalgbiomassen falder, men tendensen er ikke entydig, da den øges i nogle søer (Tabel 5.11). I 7 søer er blågrønalgbiomassen reduceret signifikant fra 1989 til 1998, mens den i 3 søer er steget i samme periode. Det er specielt i Søgård Sø samt Gundsømagle Sø, at blågrønalgbiomassen er steget (Tabel 5.11). Disse søer har tidligere været domineret af grøn alger, men der er nu på grund af et faldende næringsstofniveau sket et skift fra grøn alger til blågrøn alger.

Tabel 5.11 Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af planteplankton fra 1989 til 1998. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ 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 total biomassen. Blågrøn er blågrønalgbiomassen. Kisel er kiselalgebiomassen. Grøn er grønalgbiomassen. Fure er furealgebiomassen.

	Total	Blågrøn	Kisel	Grøn	Fure
Søby Sø	0	+	0	+++	+
Holm Sø	0	0	0	0	0
Maglesø	++	0	0	0	+
Nors Sø	0	0	+	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0	0
Søholm Sø	--	--	0	0	0
Kvie Sø	--	0	0	---	++
Bastrup Sø	0	-	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0
Furesøen	0	--	0	0	+
Fårup Sø	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
Engelsholm Sø	--	-	0	--	+++
Bagsværd Sø	0	0	0	+	0
Borup Sø	0	0	0	0	+
Arreskov Sø	---	---	---	---	0
Tystrup Sø	++	----	0	0	++
Arresø	0	0	0	0	0
Vesterborg Sø	--	-	--	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0	0	---
Søgård Sø	--	++	---	---	0
Gundsømagle Sø	0	++	0	----	0
i alt +/++/+++/++++	2	3	1	3	8
i alt -/--/---/----	6	7	3	7	1

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.

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  $3,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1989 til  $1,3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1998.

Den gennemsnitlige biomasse af kiselalger er faldet fra  $2,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1989 til  $1,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1998 (Tabel 5.10), mens medianen er stort set 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. 5.19).

I 3 søer er kiselalgebiomassen faldet signifikant, mens den i en enkelt sø er steget signifikant (Tabel 5.11).

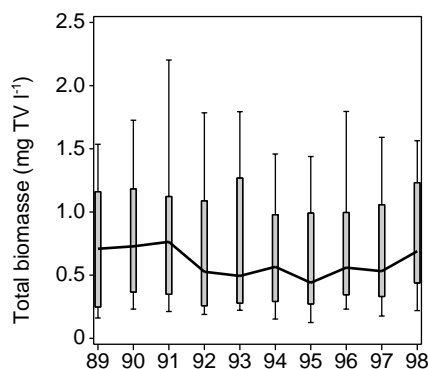
Tabel 5.12 Dyreplanktonbiomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommerrmiddel).

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Totalbiomasse	1989	25	0,79	0,25	0,71	1,16
	1990	27	0,81	0,37	0,73	1,18
	1991	26	0,90	0,35	0,76	1,12
	1992	27	0,78	0,26	0,53	1,09
	1993	27	0,89	0,28	0,49	1,27
	1994	27	0,78	0,29	0,57	0,98
	1995	27	0,73	0,27	0,44	0,99
	1996	27	0,81	0,34	0,56	1,00
	1997	27	0,71	0,33	0,53	1,06
	1998	27	0,84	0,44	0,69	1,23
Hjuldyr	1989	25	0,06	0,01	0,03	0,05
	1990	27	0,06	0,01	0,03	0,06
	1991	26	0,05	0,02	0,03	0,05
	1992	27	0,09	0,02	0,04	0,09
	1993	27	0,05	0,02	0,03	0,06
	1994	27	0,11	0,02	0,03	0,08
	1995	27	0,04	0,01	0,03	0,06
	1996	27	0,04	0,02	0,03	0,07
	1997	27	0,05	0,01	0,04	0,06
	1998	27	0,14	0,03	0,07	0,20
Vandlopper	1989	25	0,28	0,13	0,24	0,41
	1990	27	0,27	0,11	0,19	0,32
	1991	26	0,35	0,15	0,30	0,44
	1992	27	0,25	0,09	0,16	0,33
	1993	27	0,28	0,14	0,21	0,26
	1994	27	0,28	0,10	0,21	0,30
	1995	27	0,32	0,13	0,18	0,39
	1996	27	0,35	0,15	0,18	0,40
	1997	27	0,32	0,10	0,19	0,33
	1998	27	0,34	0,15	0,23	0,46
Små cladoccer	1989	25	0,28	0,05	0,15	0,45
	1990	27	0,23	0,04	0,09	0,32
	1991	26	0,23	0,05	0,06	0,31
	1992	27	0,20	0,06	0,09	0,28
	1993	27	0,21	0,03	0,09	0,30
	1994	27	0,13	0,02	0,05	0,24
	1995	27	0,12	0,02	0,05	0,13
	1996	27	0,10	0,03	0,06	0,09
	1997	27	0,15	0,04	0,07	0,28
	1998	27	0,12	0,03	0,05	0,17
Dafnier	1989	25	0,17	0,06	0,12	0,24
	1990	27	0,25	0,05	0,15	0,35
	1991	26	0,26	0,04	0,13	0,36
	1992	27	0,24	0,02	0,07	0,20
	1993	27	0,35	0,03	0,09	0,33
	1994	27	0,26	0,03	0,09	0,30
	1995	27	0,24	0,03	0,09	0,29
	1996	27	0,32	0,06	0,15	0,44
	1997	27	0,19	0,05	0,13	0,26
	1998	27	0,24	0,01	0,07	0,30

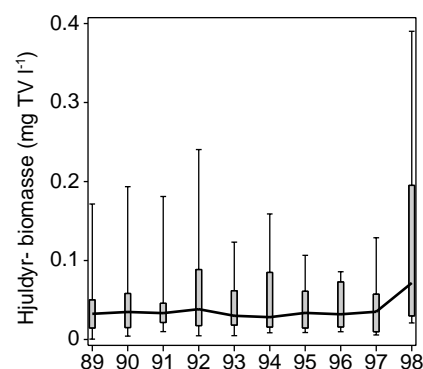
## 5.7 Dyreplankton

Ingen væsentlige ændringer  
i biomassen af dyreplankton

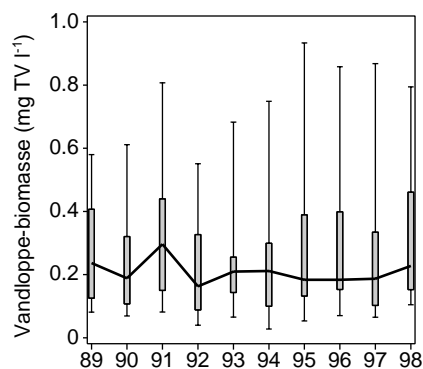
Hverken den totale biomasse eller biomassen af forskellige typer af dyreplankton er ændret væsentligt i søerne som helhed. Mest markant er en faldende biomasse af de små cladoceer, der er reduceret fra et gennemsnit i 1989 på 0,28 mg TV l<sup>-1</sup> til 0,12 mg TV l<sup>-1</sup> i 1998 (Tabel 5.12). Betragtet under et er der derfor ikke umiddelbare tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplanktonet er øget i overvågningssøerne på trods af et fald i tilførslen af totalfosfor til mange af søerne.



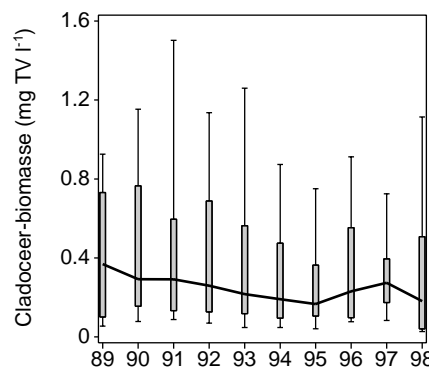
Figur 5.23 Udviklingen i totalbiomassen af dyreplankton (mg TV l<sup>-1</sup>) . Sommergns.



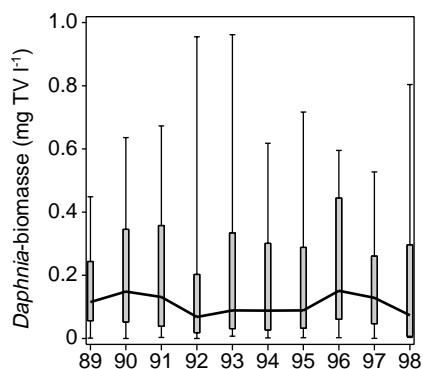
Figur 5.24 Udviklingen i hjuldyrbiomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) . Sommergns.



Figur 5.25 Udviklingen i vandloppebiomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) . Sommergns.



Figur 5.26 Udviklingen i cladoceerbiomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) . Sommergns.



Figur 5.27 Udviklingen i *Daphnia*-biomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) . 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 4 søer og øget i 5 søer (Tabel 5.13, Fig. 5.23).

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 2 søer (Arreskov Sø og Vesterborg Sø) er der et sammenfald mellem reduceret planteplankton og dyreplankton biomasse. I de øvrige tilfælde tyder den faldende dyreplanktonbiomasse derimod på et øget prædationstryk fra fisk.

Hjuldyrbiomassen er reduceret i 4 søer og øget i 2 søer gennem perioden 1989 til 1998 (Tabel 5.13). I 1998 var hjuldyrbiomassen i mange søer dog usædvanlig høj sammenlignet med de foregående år (Fig. 5.24). Vandlopperne har øget biomassen i flere søer (Fig. 5.25), mens biomassen af de små cladoceer generelt er faldet (Fig. 5.26). Med hensyn til dafnierne er der kun registreret små ændringer (Fig. 5.27). Dog

*Tabel 5.13* Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af dyreplankton fra 1989 til 1998. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ 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 total biomassen. Vandlopper er vandloppebiomassen. Små cladoc. er biomassen af små cladoceer.

	Total	Hjuldyr	Vandlopper	Små cladoc.	Dafnier
Søby Sø	--	---	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	++	0
Maglesø	0	0	0	0	0
Nors Sø	++	0	++	0	+
Ravn Sø	0	0	0	0	+
Søholm Sø	0	0	0	---	0
Kvie Sø	0	0	---	0	+++
Bastrup Sø	0	0	---	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	+	0	0
Furesøen	0	0	0	0	0
Fårup Sø	0	---	0	0	0
Damhussøen	--	0	0	0	0
Bryrup Langsø	++	0	++	0	++
Hinge Sø	0	+	+	0	0
Tissø	++	+	0	+	0
Engelholm Sø	0	0	0	---	0
Bagsværd Sø	0	0	+	0	0
Borup Sø	----	----	0	0	0
Arreskov Sø	0	0	0	----	0
Tystrup Sø	0	0	++	+	0
Arresø	0	0	+	0	0
Vesterborg Sø	--	---	0	0	+
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0
Utterslev Mose	+++	0	0	0	0
Søgård Sø	++	0	+	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	----	--
i alt +/++/+++/++++	5	2	8	3	5
i alt -/--/---/----	4	4	2	4	1

Størrelsen af dyreplanktonet og dermed den individuelle biomasse af dyreplanktonet er af stor betydning for deres græsningstryk på planteplankton.

Tabel 5.14 Gns. biomassen af cladoceer og *Daphnia* ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ) og græsningstrykket i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommer-middel).

	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Gns. Biomasse cladoceer	1989	25	2,9	1,3	1,9	2,8
	1990	27	3,1	1,3	2,0	3,7
	1991	26	4,8	1,6	3,4	5,8
	1992	27	3,2	0,9	1,6	3,5
	1993	27	3,5	1,0	1,8	5,6
	1994	27	3,8	1,3	2,7	5,2
	1995	27	3,6	0,9	2,6	5,6
	1996	27	5,3	1,6	2,8	5,7
	1997	27	3,6	1,2	2,3	5,4
	1998	27	2,5	0,4	1,1	3,7
Gns. Biomasse <i>Daphnia</i>	1989	25	5,4	2,0	4,2	7,5
	1990	27	6,3	2,5	5,2	9,4
	1991	26	8,6	3,8	8,2	10,5
	1992	27	6,4	2,1	4,9	9,6
	1993	27	7,5	3,3	6,2	10,6
	1994	27	8,2	3,8	8,0	10,4
	1995	27	7,9	4,2	8,7	10,5
	1996	27	11,6	3,0	11,2	17,9
	1997	27	8,6	2,8	6,7	14,1
	1998	27	6,3	1,8	4,3	11,2
Græsning (% dag <sup>-1</sup> )	1989	25	22,8	11,0	18,6	29,9
	1990	27	29,0	10,7	19,5	35,0
	1991	26	31,9	9,7	19,6	30,8
	1992	27	24,1	8,1	21,0	32,5
	1993	27	29,5	8,5	17,9	42,8
	1994	27	25,6	10,8	23,6	34,1
	1995	27	26,5	11,5	19,6	35,2
	1996	27	35,6	14,3	24,4	46,3
	1997	27	28,8	9,4	24,9	41,5
	1998	27	48,8	16,8	35,5	65,7

Den gennemsnitlige biomasse af cladoceerne er i 1998 atter relativt lille efter en årrække med en forøgelse (Tabel 5.14, Fig. 5.28). År til årvariationerne er dog store i perioden.

Ændringerne i biomassen på enkelt søniveau tegner et tilsvarende billede. Således er størrelsen af alle cladoceer kun ændret signifikant i 6 af de 27 søer samt reduceret i 3 søer og øget i 3 søer (Tabel 5.15).

Heller ikke for dafnier er der entydige udviklinger i den gennemsnitlige størrelse, efter at resultatet for 1998 er kommet med. Den gennemsnitlige biomasse af dafnier steg således fra 5,4  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  i 1989 til fra 6,3  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  i 1998. I årene imellem har den gennemsnitlige biomasse dog været væsentlig højere. I 1996 var den gennemsnitlige biomasse af dafnier således så høj som 11,6  $\mu\text{g TV individ}^{-1}$  (Tabel 5.14, Fig. 5.29). Den høje værdi i 1996 kan sikkert tilskrives det relativt lange isdække i vinteren 95/96, hvor der i flere søer blev konstateret fiskedød. I de enkelte søer er den gennemsnitlige biomasse af dafnier tilsvarende øget signifikant i 5 søer, mens den er reduceret signifikant i en enkelt sø (Tabel 5.15).

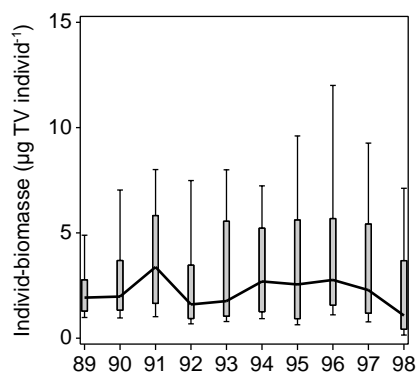
Ændringerne i dyreplanktonets størrelse slår dog ikke igennem på dets samlede græsningstryk på planteplanktonet (Tabel 5.14, Fig.

5.30). Der var heller ikke signifikante ændringer for de enkelte søer (Tabel 5.15), men set under et er der dog tendens til en mindre forøgelse i græsningstrykket i overvågningsperioden (Fig. 5.30).

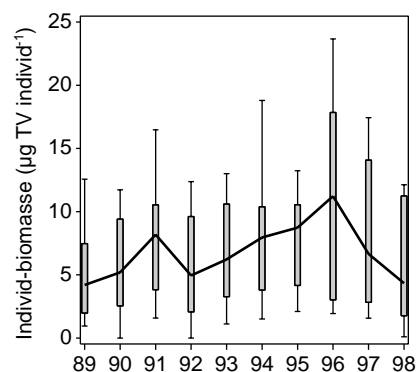
Tabel 5.15 Udviklingen i overvågnings søernes dyreplankton fra 1989 til 1998. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Cladoceer er gns. biomassen af alle cladoceer. *Daphnia* er gns. biomassen af *Daphnia*. Græsning er græsningsprocent pr. dag.

	Cladoceer	<i>Daphnia</i>	Græsning
Søby Sø	0	0	0
Holm Sø	0	0	0
Maglesø	0	0	0
Nors Sø	0	+	0
Ravn Sø	+	++	0
Søholm Sø	0	0	0
Kvie Sø	--	0	0
Bastrup Sø	0	0	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	++	+++	0
Hinge Sø	0	0	0
Tissø	0	0	0
Engelsholm Sø	++	+	0
Bagsværd Sø	0	0	0
Borup Sø	0	0	0
Arreskov Sø	0	0	0
Tystrup Sø	---	0	0
Arresø	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 +/++/+++/++++	3	5	0
i alt -/--/---/----	3	1	0

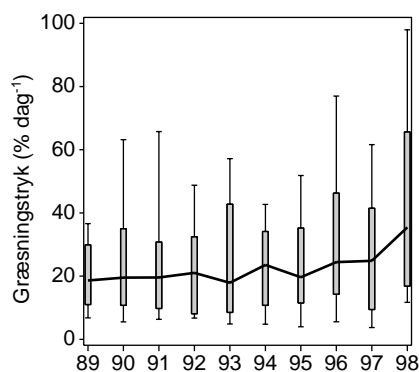




Figur 5.28 Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af cladocera ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.29 Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af *Daphnia* ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.30 Udviklingen i dyreplanktonets græsningstryk ( $\% \text{ dag}^{-1}$ ). Sommergns.

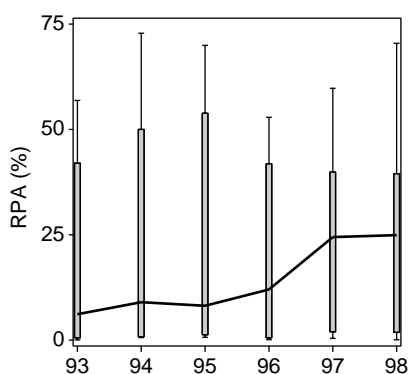
## 5.8 Undervandsplanter

Siden 1993 er undervandsplanternes udbredelse undersøgt én gang årligt i 14 af de 27 overvågningssøer med længere tidsserier. Hver sø inddeles ved undersøgelserne i et antal delområder, hvori vegetations sammensætning og udbredelse registreres i dybdeintervaller. Der udarbejdes en samlet artsliste og laves en kvantificering af søens planter. 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").

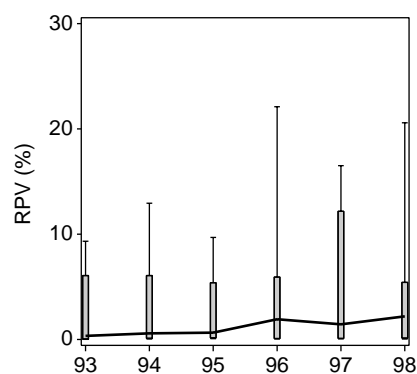
Det plantedækkede areal har som gennemsnit stort set været uændret i perioden, dog med tendenser til en stigning (Tabel 5.16, Fig. 5.31). Således har medianen fra 1993 til 1998 også været kraftigt stigende, svarende til, at det relative plantedækkede areal øget meget i halvdelen af søerne.

Tabel 5.16 Undervandsplanterne i overvågningssøerne i årene 1993-97. Dybdegrænsen er indberettet med områdeundersøgelserne.

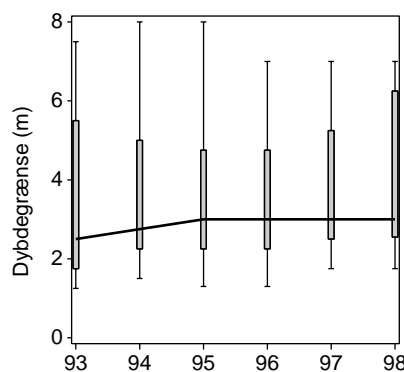
	År	Antal	Gns.	25 %	Median	75 %
Relative plantedækkede areal (RPA, %)	1993	12	20,4	0,5	6,1	42,0
	1994	13	24,2	0,8	9,0	50,0
	1995	13	25,7	1,2	8,1	53,9
	1996	13	21,5	0,5	12,0	41,9
	1997	13	24,8	2,0	24,4	39,9
	1998	13	25,1	1,8	24,9	39,5
Relative plantefyldte volumen (RPV, %)	1993	12	4,5	0,0	0,3	6,1
	1994	12	5,4	0,1	0,6	6,1
	1995	12	5,3	0,1	0,6	5,4
	1996	12	5,3	0,1	1,9	5,9
	1997	12	7,4	0,1	1,4	12,2
	1998	12	6,3	0,1	2,2	5,4
Dybdegrænse (m)	1993	12	3,6	1,8	2,5	5,5
	1994	12	3,9	2,3	2,8	5,0
	1995	12	3,8	2,3	3,0	4,8
	1996	12	3,7	2,3	3,0	4,8
	1997	12	4,2	2,5	3,0	5,3
	1998	12	4,5	2,6	3,0	6,3



Figur 5.31 Udviklingen i det relative plantedækkede areal (RPA, %) i de 14 søer med undervandsplanteundersøgelser.



Figur 5.32 Udviklingen i det relative plantefyldte volumen (RPV, %) i de 14 søer med undervandsplanteundersøgelser.



Figur 5.33 Udviklingen i den maksimale dybdegrænse (m) for undervandsplanter i de 14 søer med undervandsplanteundersøgelser.

Kun i Arreskov Sø er undervandsplanternes plantedækkede areal ændret meget signifikant (Tabel 5.17). Der er sket en meget kraftig udvikling gennem de seneste to år.

Dækningsgraden var i 1998 30 %, 61 % i 1997, 12 % i 1996 og 3 % i 1995. Årsagerne hertil er primært en reaktion på den pludselige sigtforbedring i efteråret 1992 som følge af fiskedød (*Fyns Amt, 1998*). I 3 andre søer er der også sket mindre signifikante ændringer: I Furesøen, Damhussøen og Hinge Sø er det plantedækkede areal øget fra 1993 til 1998.

Det relative plantefyldte vandvolumen har for de 14 søer været generelt svagt stigende i perioden fra 1993 til 1998 (Tabel 5.16, Fig. 5.32). Både gennemsnittet og medianen er øget, men dog kun signifikant i Arreskov Sø samt Furesøen og Kvie Sø (Tabel 5.17).

Dybdegrænsen er tilsvarende generelt øget i de 14 søer (Tabel 5.16, Fig. 5.33), dog ikke helt så markant som RPA og RPV. Der er dog registreret lige så mange enkelt søer med signifikante udviklinger i dybdegrænsen som for RPA og RPV. Dybdegrænsen er signifikant øget i 4 af de 14 søer i perioden fra 1993 til 1997 (Ravn Sø, Kvie Sø, Tissø og Arreskov Sø; Tabel 5.16).

Dybdegrænsen er reduceret signifikant i Nors Sø. Reduktionen i såvel dybdegrænse som RPV i Nors Sø skyldes en reduktion i sigtdybden. Der er således en signifikant sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen gennem de seneste 5 år. Hvad reduktionen i sigtdybde derimod skyldes kan ikke siges med sikkerhed. Der er ikke umiddelbart forhold i oplandet, som kan forklare ændringerne, hvorfor Viborg Amt (1998) mener, at der er tale om en naturlig variation.

Tabel 5.17 Udviklingen i overvågningssøernes undervandsplanter fra 1993 til 1997. -/+, --/++, ---/+++ , ----/++++ 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	0
Maglesø	0	0	0
Nors Sø	0	--	---
Ravn Sø	0	0	+++
Søholm Sø	0	0	0
Kvie Sø	0	+	+
Hornum Sø	0	0	0
Furesøen	+	+	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	+	0	0
Hinge Sø	+	0	0
Tissø Amt	0	0	+
Arreskov Sø	+++	+++	+++
Utterslev Mose, Østbassin	0	0	0
i alt +/++/+++/++++	4	3	4
i alt -/--/---/----	0	1	1

## 5.9 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). Undersøgelserne i Nakskov Indrefjord starter først i 1999. Således er der i år kun et års målinger fra 3 brakvandssøer. På grund af det meget beskedne datamateriale giver vi her kun en kort oversigt over miljøtilstanden i de 3 brakvandssøer.

De tre brakvandssøer er alle lavvandede (middeldybde < 1,5m, tabel 1.2). Ketting Nor er også arealmæssig lille (areal ca. 0,4 km<sup>2</sup>), mens Ferring Sø og Ulvedybet begge er forholdsvis store med et overfladeareal på henholdsvis 3,2 og 5,8 km<sup>2</sup>.

Ketting Nor og Ferring Sø har en forholdsvis lav salinitet (3-5‰) (Tabel 5.18), et niveau som er typisk for mange danske brakvandssystemer. Ulvedybet havde i 1998 en høj salinitet (15-18‰). Tidligere har saliniteten ligget på under 10‰, og det høje niveau i 1998 skyldes muligvis en øget vandudveksling med Limfjorden på grund af defekte højvandsklapper (*Nordjyllands amt, 1999*).

Næringsstofniveauerne er forholdsvis høje i alle tre brakvandssøer, totalfosforkoncentrationen er således over 0,1 mg P l<sup>-1</sup>, og totalkvælstofkoncentrationen er mellem 2 og 4 mg N l<sup>-1</sup>.

Sigtdybden 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 på grund af sin placering tæt på Vesterhavet meget vindpåvirkelig.

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 klorofyl) ikke udgør en tilsvarende høj biomasse.

Tabel 5.18 Oversigt over miljøtilstanden i 1998 i de 3 brakvandssøer beskrevet ved en række vandkemiske og biologiske parametre.

	Ketting Nor		Ferring Sø		Ulvedybet	
	Årsgns.	Sommergns.	Årsgns.	Sommergns.	Årsgns.	Sommergns.
Salinitet (‰)	5,4	6,3	ca. 2-3	ca. 3-4	ca. 15	ca. 18
Total fosfor (mg P l <sup>-1</sup> )	0,112	0,120	0,221	0,210	0,190	0,258
Opløst fosfor (mg P l <sup>-1</sup> )	0,011	0,007	0,007	0,005	0,024	0,018
Total kvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	4,1	1,7	3,2	2,3	2,9	2,1
Nitrit+nitratkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	2,7	0,26	0,94	0,01	0,99	0,06
Ammoniumkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	0,053	0,021	0,009	0,003	0,059	0,015
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )	38	45	172	120	62	81
Sigtdybde (m)	0,9	0,8	0,4	0,4	0,7	0,6
Suspenderet stof (mg SS l <sup>-1</sup> )	23	29	121	154	31	39
Planteplankton						
- biomasse (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	7,0		14,8		2,0	
- dominerende gruppe	grøn- og furealger		blågrøn- og grønalger		picoplankton	
Dyreplankton	0,21					
- biomasse (mg TV l <sup>-1</sup> )	cal. vandlopper, hjuldyr		2,0		0,11	
- dominerende gruppe			cal. vandlopper, hjuldyr		cal. vandlopper	
Undervandsplanter	ringe		spredt		sparsom	

Dyreplanktonet er domineret af calanoide vandlopper og til dels hjuldyr. Dette forhold er almindeligt i brakvandssøer, idet dafnier forsvinder typisk ved saliniteter over ca. 2-4 ‰ (Jensen et al., 1997).

Samtidigt er der ofte et højt prædationstryk på dyreplanktonet fra bl.a. *Neomysis*. Ofte er dyreplanktonets regulerende rolle over for planteplankton derfor ringe i disse systemer. Undervandsplanter forekommer kun i begrænset omfang i alle tre brakvandssøer.

## 5.10 Sammenfatning

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 37 overvågnings søer er reduceret fra 0,204 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,122 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1998. 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 0,132 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1997. I samme periode er den gennemsnitlige indløbskoncentration af totalfosfor til søerne reduceret med 2/3 fra 0,299 mg P l<sup>-1</sup> til 0,099 mg P l<sup>-1</sup>.

I alle 15 søer med signifikante ændringer i totalfosfor på årsbasis har der været tale om en reduceret koncentration i perioden 1989 til 1998. I alle 15 tilfælde tale om en ændring på 1 % signifikansniveau eller derunder.

I perioden 1989 til 1998 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. Sommermiddel-sigtdybden for alle overvågnings søerne var i 1998 2,0 m. 50 % af søerne havde i sommeren 1998 en middelsigt dybde på mindre end 1,9 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.

I størsteparten af søerne med ændret sigtdybde er der tale om en øget sigtdybde. I 12 ud af de 27 søer er sommersigtdybden således øget, men er kun reduceret i en enkelt sø.

Plantplanktonbiomassen er også reduceret i søerne gennem overvågningsperioden. I 6 søer er der dog sket et statistisk signifikant fald i biomassen. Blågrønalgerne biomasse er øget i 3 søer, men reduceret i 7 søer. Stigningen i de tre sidstnævnte søer kan dog tolkes som et tegn på en begyndende forbedring i miljøtilstanden.

Betragtet under et er der ikke sket væsentlige ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de 10 overvågningsår. På enkeltsoniveau er der dog sket visse ændringer. Således er fx. totalbiomassen reduceret i 4 søer og øget i 5 søer.

For undervandsplanterne har der generelt været en tendens til øget udbredelse i perioden fra 1989 til 1998. Statistisk set er udbredelsen (RPA) dog kun øget i 4 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 overvågnings søer er sket forbedringer i perioden 1989 til 1998. De største forbedringer ses mht. næringsstofkoncentrationerne og til dels sigtdybden. 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.



## 6 Fiskeyngelundersøgelserne i overvågnings søerne

### 6.1 Indledning

Fiskeyngel påvirker i betydelig grad dyreplanktonets mængde, sammensætning og græsning af planteplanktonet og dermed også planteplanktonet. En kvantitativ opgørelse af fiskeynglen vil derfor være et godt supplement til den eksisterende fiskeundersøgelse, der kun i ringe grad inddrager årets yngel. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet for søer er de traditionelle fiskeundersøgelser derfor blevet suppleret med årlige fiskeyngelundersøgelser.

Formålet er:

- bestemme fiskeynglens antal og sammensætning.
- at beskrive år-til-år variationerne i årsynglen.
- at beskrive fiskenes og fiskeynglens rolle som strukturerende element for dyreplankton- og fytoplanktonsammensætningen og dermed også for miljøkvaliteten.

År-til-år variationerne i fiskeynglen kan ikke vurderes for nærværende, da der pt. kun foreligger resultater fra et års undersøgelser. På forhånd må der dog forventes en betydelig variation i de enkelte arters antal, idet fiskeynglens antal på et givent tidspunkt er afhængig af en række forhold, dels af arter og antal af gydemodne fisk i en given sø, men også af gydesucces, ægklækning, larvernes overlevelse m.m. Ligeledes vil fiskeynglens længde og vægt på et givent tidspunkt afhænge af både art, vandtemperatur, gydetidspunkt og føde-tilgængelighed.

### 6.2 Undersøgellesprogrammet

Programmet for fiskeyngelundersøgelser er gennemgået detaljeret i Lauridsen et al. (in prep.), hvorfor her kun gives en kort gennemgang.

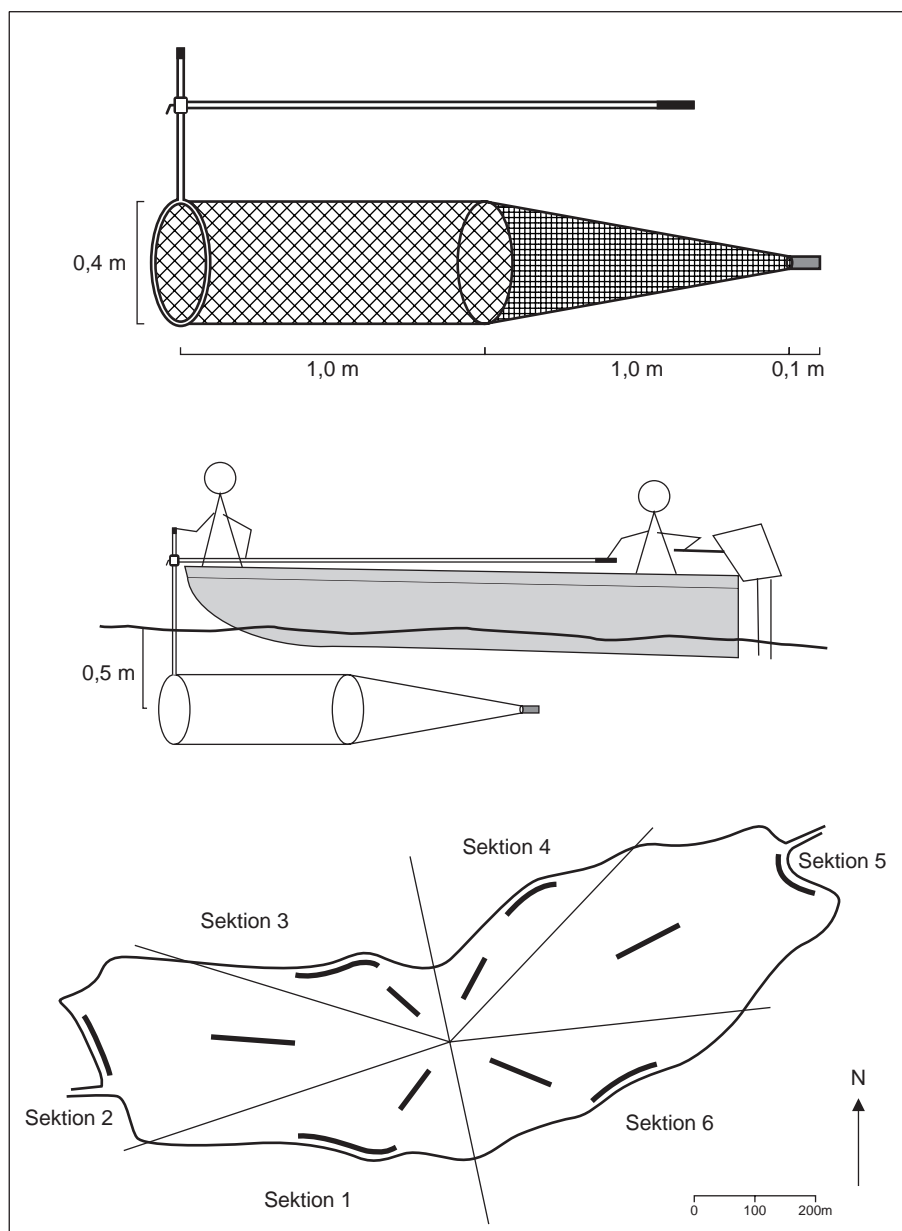
Til fiskeriet anvendes et såkaldt yngelnet. Nettet er monteret på en stang, således at nettet kan skubbes foran båden (Fig. 6.1). Yngelnettet består af en cylindrisk del sammensat med en konisk del, som afsluttes med en opsamlingsbeholder. Den cylindriske del af nettet har en diameter på 40 cm og maskestørrelse på 2 mm, mens den koniske del har en maskestørrelse på 1 mm. Midt i nettets åbning er placeret en flowmåler, så det er muligt at beregne mængden af fiskeyngel pr. vandvolumen filtreret.

Der fiskes én gang årligt. Undersøgelsen gennemføres i første halvdel af juli måned. Yngeltrækkene udføres i transekter placeret i de samme sektioner, som anvendes til den generelle fiskeundersøgelse (Mortensen et al., 1990). I hver sektion placeres to transekter: Et littoralt



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. Hvis dette ikke er muligt, opdeles fangtsten i de fire grupper: *Karpefisk* (skalle, brasen, rudskalle mm.), *aborrefisk* (aborre, sandart og hork), *laksefisk* (smelt, helt) og *andre/ukendte* (gedde, trepigget hundestejle og nipigget hundestejle samt ubestemte fisk). Længden af fiskeynglen opmåles, og fangsten opdelt på arter/grupper vejes.



Figur 6.1 Øverst: Skitse af yngelnettets. Midten: "Træk" med yngelnet fra båd. Nederst Eksempel på placering af sektioner og transekt (6 littorale og 6 pelagiale) i en sø.

*Tabel 6.1* Oversigt over arter fanget ved yngeltræk i søer, og antallet af søer, hvori de er fanget. I Holm Sø er der ikke foretaget yngelundersøgelser i 1998. Amtet har sandsynliggjort ved elbefiskninger, at søen er fisketom, hvorfor undersøgelserne ikke blev foretaget. Fangst kun opgjort på grupper (fx. karpefisk) er ikke medtaget, og derfor er angivelsen for antal søer et minimum.

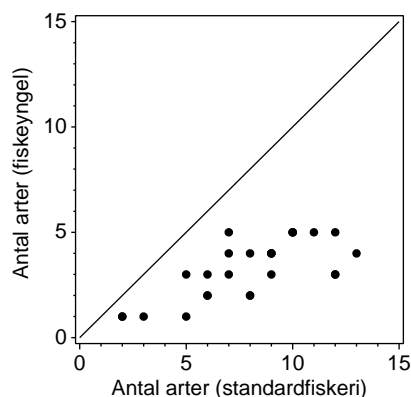
Art	Antal søer
Aborre	27
Skalle	27
Brasen	8
Hork	8
Rudskalle	5
Regnløje	5
Trepigget hundestejle	5
Sandart	4
Smelt	2
Løje	1
Sild	1
Nipigget hundestejle	1

### 6.3 Hvilke arter fanges der ved undersøgelserne?

Aborre og skalle er de to langt almindeligste arter og blev fundet i næsten alle søerne (Tabel 6.1), mens der i ca. en tredjedel af søerne tillige blev fanget brasen og hork. Artsantallet er lavere, end hvad der findes ved standardfiskeri (*Jensen et al., 1997*).

Ved standardfiskeri fanges op til 13 arter i søerne, mens der ved fiskyngelundersøgelserne maksimalt er fanget 5 forskellige arter. Årsagen kan være, at nogle arter findes i plantebæltet i bredzonen og derfor undgår at blive fanget. Rudskallen fanges således ikke så ofte som yngel, som den gør ved standardfiskeri. Endelig yngler ålen som bekendt ikke i danske søer, og når den kommer til søerne, lever den typisk ved bunden og fanges på undersøgelsestidspunktet derfor rimeligt nok ikke, og gedden slet ikke.

Standardfiskeriet med gællenet og bredzone elektrofiskeri har vist, at der findes sandart, regnløje, løje, suder og karuds i 20-40 % af søerne (*Jensen et al., 1997*), og i yngelundersøgelserne er sandart og regnløje samt trepigget hundestejle ligeledes fundet i knap 20 % af søerne.



*Figur 6.2* Sammenligning af antallet af fiskearter fundet hhv. ved fiskeyngelundersøgelser i 1998 og ved den seneste fiskeundersøgelse med gællenet i de samme søer. 1:1 linien er angivet.

Ynglen af løje er kun fanget i en enkelt sø, og yngel af suder samt karuds er slet ikke registreret. Smelt er kun fundet i 2 søer, mens sild, nipigget hundestejle og løjen kun er fundet i en enkelt sø.

I brakvandssøerne blev der i Ketting Nor fundet aborre, skalle, sild og trepigget hundestejle, mens der i Ulvedybet og Ferring Sø kun blev fanget trepigget hundestejle (dog også "andre/ukendte").

Artssammensætningen i trækkene i henholdsvis littoralzonen og pelagialzonen var stort set de samme, dog blev hork- og brasenyngel fundet hyppigere i littoraltræk end i pelagialtræk.

## 6.4 Hvor meget fanges der ved undersøgelserne?

Antallet af yngel har varieret meget fra sø til sø (Fig. 6.3). På trods af stor variation i fangsterne er der klare forskelle mellem søerne, og for nogle søers vedkommende også mellem littoral- og pelagialtræk (Fig. 6.2). Som det vil fremgå af de følgende afsnit, kan nogle forskelle kan relateres til forskellig artssammensætning, og andre til forskelle i dybde- og næringsstofforhold. De forskellige tætheder af fiskeyngel giver således også anledning til forskellig påvirkning af dyreplanktonet.

I langt de fleste søer blev der fundet fisk i såvel trækkene i littoralen som i pelagiet. Det generelle billede er imidlertid, at der er stor variation i antallet af fisk pr. træk. Eksempelvis var der i mere end halvdelen af søerne et eller flere "nul"-træk, især i pelagiet men også i littoralen. I Ferring Sø blev der dog kun fanget fisk i 2 ud af 12 pelagialtræk og ingen fisk i samtlige 6 littoraltræk. Der blev i gennemsnit fanget 2,8 fisk  $m^{-3}$  i pelagiet mod 19,2 fisk  $m^{-3}$  i littoralen (Tabel 6.2). Det højere antal i littoralen ses ligeledes i medianværdierne: 0,5 fisk  $m^{-3}$  i pelagiet mod 2,3 fisk  $m^{-3}$  i littoralen.

Det højeste antal i littoralen på 492 fisk  $m^{-3}$  er fundet i Arreskov Sø. I et af littoraltrækkene var der endda hele 1826 fisk  $m^{-3}$ . Den store fangst i Arreskov Sø's littoralzone skyldes ifølge amtet, at der i littoralzonen var meget vegetation, hvori fiskeynglen havde samlet sig (*Fyngs amt*, 1999). Der er meget stor variation fra sø til sø i fangsterne. For pelagiet er der en faktor 3400 til forskel fra den mindste (0,005 fisk  $m^{-3}$ ) til den største værdi (17 fisk  $m^{-3}$ ). I littoralen varierer den gennemsnitstæthed fra 0 til 492 fisk  $m^{-3}$ .

Tabel 6.2 Statistik for den gennemsnitlige fangst (antal og vægt) samt den filtrerede vandmængde fordelt på littoral- og pelagialtræk i overvågningssøerne (ekskl. Holm Sø).

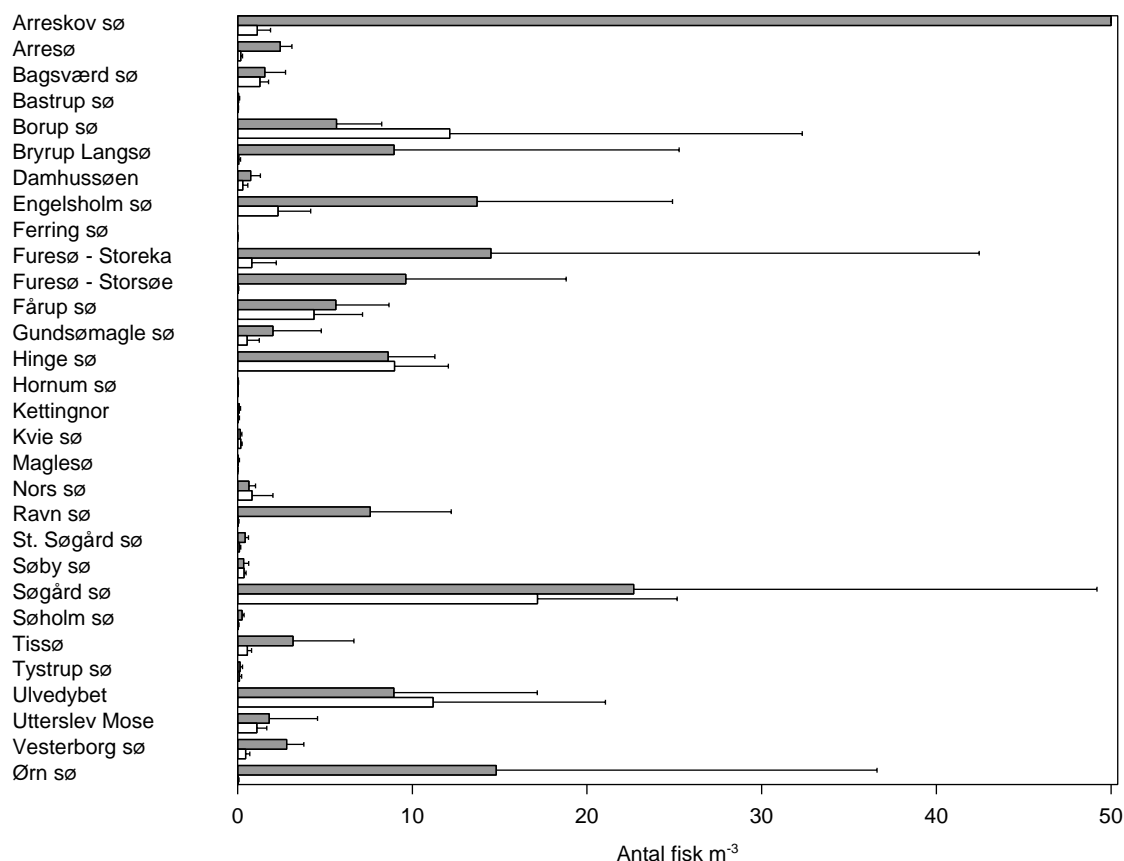
	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
<b>Pelagial</b>						
Antal (# $m^{-3}$ )	2.78	0.00596	0.0453	0.536	3.49	21.5
Vægt (g $m^{-3}$ )	0.443	0	0.00957	0.0646	0.368	4.11
Vandmængde ( $m^3$ )	14.7	3.85	8.50	12.3	21.2	30.0
<b>Littoral</b>						
Antal (# $m^{-3}$ )	19.2	0	0.350	2.30	8.94	492
Vægt (g $m^{-3}$ )	1.24	0	0.0286	0.352	0.699	19.9
Vandmængde ( $m^3$ )	8.18	1	10.6	18.4	25.0	29.9

Samme mønster tegner sig, hvis fangsten opgøres på vægtbasis. Der er da heller ikke fundet væsentlige forskelle, hverken artssammensætning eller individvægt mellem littoralen og pelagiet. Vandmængden, som er filtreret, har varieret en del, hvilket kan tilskrives sejlstigheden og sejltiden. Hvorvidt hastigheden har indflydelse på resultaterne kan ikke vurderes på det foreløbige tilgængelige datasæt.

Sammenlignes resultaterne for fangsten ved fiskeyngelundersøgelserne med fangsterne fra den seneste standardfiskeundersøgelse med gællenet, er der en positiv sammenhæng mellem de to sæt resultater (Tabel 6.3, Fig. 6.4). Dette gælder både fangsten som antal og vægt.

De bedste sammenhænge er fundet for pelagiet. Der er dog som forventeligt en meget stor usikkerhed på relationen.

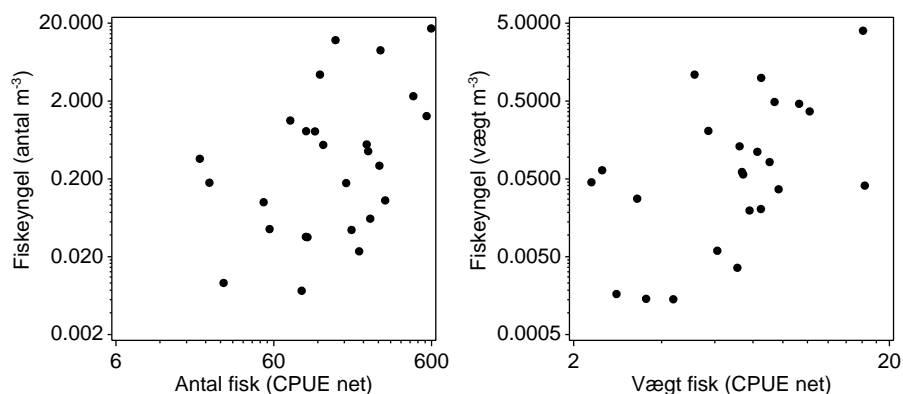
Ud over at fiskeundersøgelserne og yngelundersøgelserne kun sjældent stammer fra samme år, kan årsagen også være, at nogle arter er repræsenteret forskelligt ved de to typer undersøgelser (fx. gedden), men også forskelle i yngelsucces og prædationstryk på fiskeynglen samt fødetilgængeligheden fra sø til sø.



Figur 6.3 Fiskeyngelundersøgelser i overvågningssøerne i 1998. Totalfangster i søerne opdelt på littoral- og pelagialtræk. Åben signatur: pelagial. Grå signatur: littoral. 90 % sikkerhedsgrænse for middelværdien er angivet. Resultatet fra Arreskov Sø's littoral er skåret af, værdien er på  $491 \pm 576$  fisk  $m^{-3}$ .

Tabel 6.3 Sammenligning af standardfiskefiskeri (CPUE-værdier) med fiskeyngelundersøgelser. Spearman's korrelationskvotient er angivet sammen med signifikansniveauet: \*:  $P < 0,1$ , \*\*:  $P < 0,01$ , \*\*\*:  $P < 0,001$ . Ved littoralen er Arreskov sø udeladt.

	CPUE antal	CPUE vægt
Pelagial		
Fiskeyngel antal ( $\# \text{ m}^{-3}$ )	0,42**	0,44**
Fiskeyngel vægt ( $\text{g m}^{-3}$ )	0,51***	0,52***
Littoral		
Fiskeyngel antal ( $\# \text{ m}^{-3}$ )	0,37*	0,40*
Fiskeyngel vægt ( $\text{g m}^{-3}$ )	0,45**	0,53***



Figur 6.4 Sammenligning af fiskeyngelundersøgelser i pelagiet i 1998 og de seneste fiskeundersøgelser med gællenet i søerne. Venstre: Totalantallet fundet ved fiskeyngelundersøgelserne mod totalantal (CPUE). Højre: Totalvægten fundet ved yngelundersøgelserne mod totalvægten (CPUE).

## 6.5 De enkelte arter

Der er konstateret mange "nul"-fangster (Tabel 6.4). Skalle- og aborrengel fanges i de fleste træk, mens de øvrige ikke forekommer i mere end 75 % af trækkene, og dette gælder for både littoralen og pelagiet.

I gennemsnit fanges skalle i det største antal både i pelagiet og littoralen (henholdsvis 3,7 og 1,3 skaller  $\text{m}^{-3}$ , Tabel 6.4), og aborren er den næsthyppest forekommende art (henholdsvis 0,6 og 0,7 aborrer  $\text{m}^{-3}$ ). Antalsmæssigt er der generelt fanget flest fisk i littoralen. På vægtbasis tegner der sig nogenlunde samme billede (Tabel 6.5). Dog er den samlede vægt af aborrengel størst i pelagiet.

På grund af de relativt mange "nul"-fangster er der i de efterfølgende analyser taget udgangspunkt i totalfangsten samt grupperne: **karpefisk** (skalle, brasen, rudskalle mm.), **aborrefisk** (aborre, sandart og hork) og **hundestejler** (trepigget hundestejle og nipigget hundestejle).

Tabel 6.4 Statistik for den gennemsnitlige fangst (antal fisk m<sup>-3</sup>) fordelt på littoral- og pelagialtræk i overvågningsøerne (ekskl. Holm Sø). Gruppesummer kan være større end summen af tallene for de enkelte arter, idet der i nogle undersøgelser kun er opgjort på gruppeniveau.

<b>Littoral</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,571	0	0,016	0,129	0,35	6,93
Hork	0,008	0	0	0	0	0,09
Sandart	0,032	0	0	0	0	0,90
<b>Aborrefisk</b>	0,611	0	0,016	0,149	0,37	6,93
Skalle	3,674	0	0,005	0,821	4,20	21,24
Rudskalle	0,031	0	0	0	0	0,96
Brasen	0,017	0	0	0	0	0,27
Regnløje	0,139	0	0	0	0	2,95
Løje	0,020	0	0	0	0	0,68
<b>Karpefisk</b>	18,352	0	0,12	1,903	7,40	491,51
3-p hundestejle	0,020	0	0	0	0	0,65
9-p hundestejle	0,000	0	0	0	0	0,00
<b>Hundestejler</b>	0,020	0	0	0	0	0,65
Smelt	0	0	0	0	0	0
Sild	0	0	0	0	0	0
<b>Pelagial</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,719	0	0,006	0,037	0,36	7,76
Hork	0,002	0	0	0	0	0,04
Sandart	0,033	0	0	0	0	1,10
<b>Aborrefisk</b>	0,754	0	0,007	0,038	0,45	7,76
Skalle	1,345	0	0	0,047	0,74	13,98
Rudskalle	0,004	0	0	0	0	0,12
Brasen	0,006	0	0	0	0	0,13
Regnløje	0,185	0	0	0	0	5,81
Løje	0,000	0	0	0	0	0,00
<b>Karpefisk</b>	1,708	0	0,007	0,062	1,12	13,99
3-p hundestejle	0,026	0	0	0	0	0,89
9-p hundestejle	0	0	0	0	0	0
<b>Hundestejler</b>	0,026	0	0	0	0	0,89
Smelt	0,001	0	0	0	0	0,03
Sild	0,001	0	0	0	0	0,02

Tabel 6.5 Statistik for den gennemsnitlige fangst ( $\text{g m}^{-3}$ ) fordelt på littoral- og pelagialtræk i overvågningsøerne (ekskl. Holm Sø). Gruppsummer kan være større end summen af tallene for de enkelte arter, idet der i nogle undersøgelser kun er opgjort på gruppeniveau.

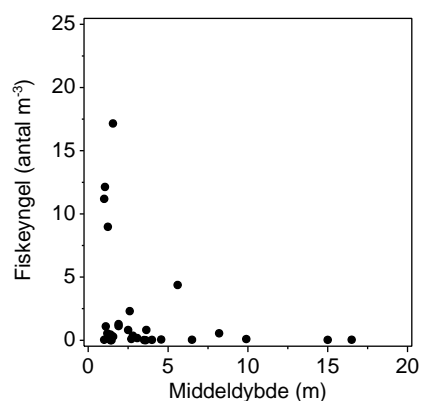
<b>Littoral</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,171	0	0,006	0,027	0,098	2,59
Hork	0,001	0	0	0	0	0,03
Sandart	0,009	0	0	0	0	0,24
<b>Aborrefisk</b>	0,181	0	0,006	0,029	0,111	2,59
Skalle	0,431	0	0,001	0,152	0,451	3,76
Rudskalle	0,001	0	0	0	0	0,03
Brasen	0,002	0	0	0	0	0,04
Regnløje	0,013	0	0	0	0	0,23
Løje	0,001	0	0	0	0	0,03
<b>Karpefisk</b>	1,034	0	0,001	0,227	0,570	19,9
3-p hundestejle	0,017	0	0	0	0	0,58
9-p hundestejle	0,000	0	0	0	0	0,00
<b>Hundestejler</b>	0,017	0	0	0	0	0,58
Smelt	0	0	0	0	0	0
Sild	0	0	0	0	0	0
<b>Pelagial</b>						
Art	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	0,223	0	0	0,010	0,084	2,28
Hork	0,000	0	0	0	0	0,00
Sandart	0,047	0	0	0	0	0,28
<b>Aborrefisk</b>	0,232	0	0	0,017	0,084	2,68
Skalle	0,161	0	0	0,004	0,092	1,27
Rudskalle	0,000	0	0	0	0	0,00
Brasen	0,000	0	0	0	0	0,01
Regnløje	0,014	0	0	0	0	0,44
Løje	0,000	0	0	0	0	0,00
<b>Karpefisk</b>	0,185	0	0	0,009	0,092	1,51
3-p hundestejle	0,021	0	0	0	0	0,72
9-p hundestejle	0	0	0	0	0	0
<b>Hundestejler</b>	0,021	0	0	0	0	0,72
Smelt	0,000	0	0	0	0	0,00
Sild	0	0	0	0	0	0

## 6.6 Mængden af fiskeyngel i forhold til dybdeforholdene og næringsstofniveau

Det er tidligere vist, at mængden af fisk i en sø pr. arealenhed ved et givet næringsstofniveau er uafhængig af middeldybden. Det betyder, at mængden af fisk pr. volumenenhed er større i en lavvandet sø end i en dybere sø.

For fiskeyngel i pelagiet finder vi tilsyneladende et tilsvarende billede (Fig. 6.5). Generelt aftager mængden af fiskeyngel pr.  $\text{m}^3$  med stigende middeldybde i søerne ( $P=0,05$ ).

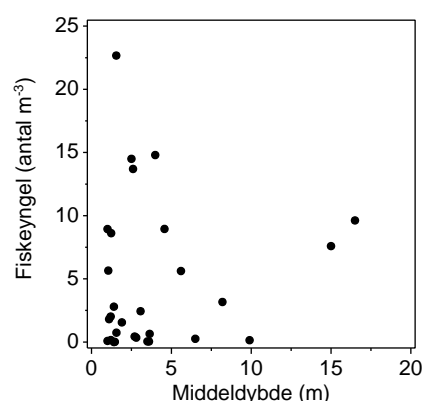
Man skal dog endnu være varsom med at foretage endegyldige konklusioner, da vi stadig mangler dokumentation for, at metoden til fiskeyngelundersøgelse er lige så effektiv i de dybere som i de lavvandede søer. Hvis der står fiskeyngel dybere end trækdybden i de dybere søer, vil dette også kunne medføre samme billede, som vist i figur 6.5. Med hensyn til fangsten i littoralen er der ikke fundet samme entydige resultater for den totale mængde af fiskeyngel og middeldybden (Fig. 6.6).



Figur 6.5 Det totale antal af fiskeyngel (antal  $m^{-3}$ ) fordelt i pelagialtræk mod søernes middeldybde.

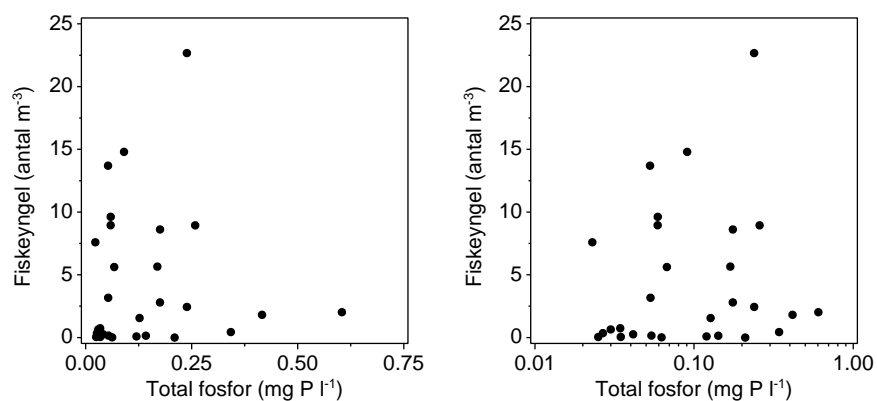
Det er ligeledes tidligere vist, at mængden af fisk, især planktivore fisk, stiger med næringsstofniveauet, så hvis kun mængden af fisk var styrende for mængden af fiskeyngel, burde der være en tilsvarende sammenhæng mellem mængden af fiskeyngel og næringsstofniveauet.

I de fleste tilfælde er det dog ikke muligt på det nuværende datamateriale at påvise denne sammenhæng (Fig. 6.7). Eneste signifikante sammenhæng ( $p=0,05$ ) findes i pelagiet, hvor mængden af fiskeyngel stiger med totalfosfor koncentrationen (Fig. 6.8), men samtidigt ses det tydeligt, at i søer med et højt totalfosfor niveau er der stor variation i mængden af fiskeyngel. Heller ikke på gruppe- eller artsniveau kan der på baggrund af det første års data påvises signifikante sammenhænge mellem mængden og henholdsvis dybdeforholdene og totalfosforniveauet.

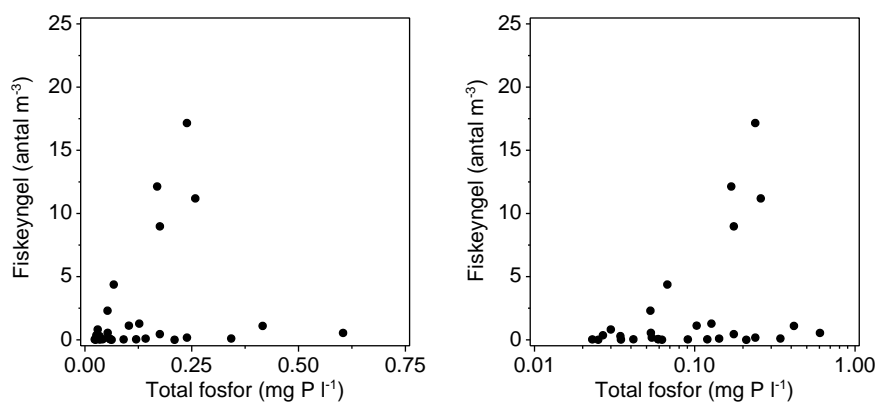


Figur 6.6 Det totale antal fiskeyngel (antal  $m^{-3}$ ) i littoraltræk i forhold til søernes middeldybde. Arreskov sø ( $491 \text{ fisk } m^{-3}$ ) er ikke med på figuren.





Figur 6.7 Det totale antal fiskeyngel (antal  $m^{-3}$ ) fordelt på littoraltræk (højre) mod søernes sommermiddel totalfosfor koncentration ( $mg P l^{-1}$ ). Arreskov sø ( $491 fisk m^{-3}$ ) er ikke med på figuren. Venstre: Lineær skala. Højre: logaritmisk skala.

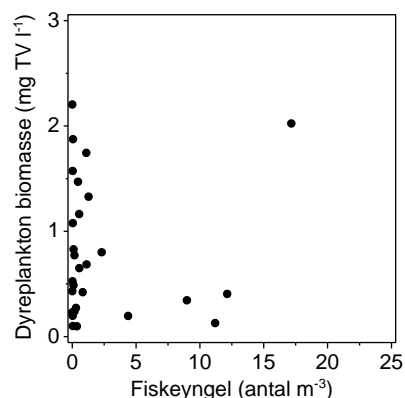


Figur 6.8 Det totale antal fiskeyngel (antal  $m^{-3}$ ) fordelt på pelagialtræk mod søernes sommermiddel totalfosfor koncentration ( $mg P l^{-1}$ ). Venstre: Lineær skala. Højre: logaritmisk skala.

## 6.7 Effekter af fiskeyngel

Analyserne af mulige effekter af fiskeyngelen er kun gennemført for pelagiet, da det kun er her, tallene direkte kan sammenlignes med de øvrige undersøgelser i søerne. Fiskeyngeldata er sammenlignet med gennemsnitsdata for juli-august.

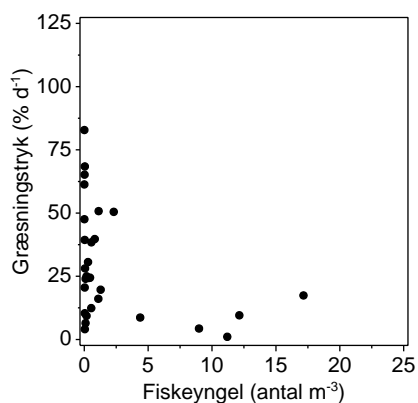
Der kan hverken påvises nogen sammenhæng mellem dyreplanktonbiomassen og den samlede mængde af fiskeyngel i søerne (Fig. 6.9) ( $P=0,98$ ) eller for de enkelte grupper og den vægtmæssige fangst.



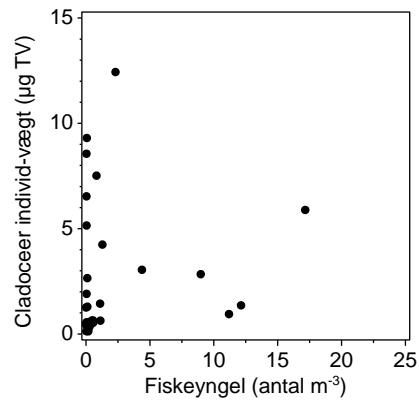
Figur 6.9 Biomasse af dyreplankton ( $\text{mg TV l}^{-1}$ , gennemsnit for juli-august) sammenlignet med det totale antal fiskeyngel ( $\text{antal m}^{-3}$ ) i pelagialtræk.

Derimod falder dyreplanktonets potentielle grænsningstryk på planteplanktonet med stigende mængde af fiskeyngel (Fig. 6.10) ( $P=0.01$ ) og er altid under 25 %, hvis yngeltætheden  $>5 \text{ m}^{-3}$ . Der er dog stor variation især ved de lave tætheder af fiskeyngel. Sammenhængen støtter antagelsen om, at er mængden af fiskeyngel høj, er dyreplanktonets evne til at regulere planteplanktonet meget ringe.

Størrelsen af cladoceer i en sø kan ofte benyttes som en indikator for, om der er et højt fisketryk på dyreplankton i søen. I en sø med et stort prædationstryk på dyreplankton vil størrelsen af cladoceer være lille, da fiskene spiser de største arter/individer først. En tendens til en sådan sammenhæng kan også ses af materialet (Fig. 6.11). Cladocæernes gennemsnitsbiomasse aftager med en øget mængde fiskeyngel. Sammenhængen er dog ikke statistisk signifikant, hvilket især skyldes, at cladocæernes størrelse ved lave tætheder af fiskeyngel er reguleret af andre faktorer. Her kan gennemsnitsbiomassen således både være lille og stor.



Figur 6.10 Græsningstrykket fra dyreplankton på planteplankton ( $\% \text{ dag}^{-1}$ , gennemsnit for juli-august) sammenlignet med det totale antal fiskeyngel ( $\text{antal m}^{-3}$ ) i pelagialtræk.

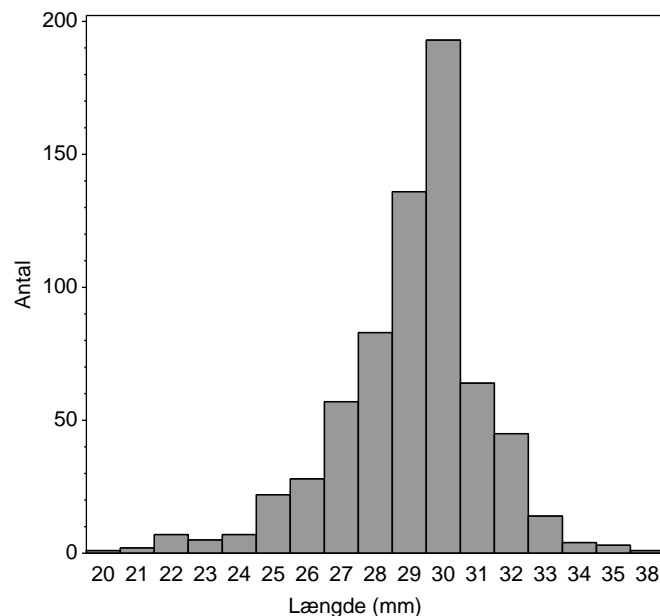


Figur 6.11 Middelbiomassen af cladoceer ( $\mu\text{g TV indiv.}^{-1}$ , gennemsnit for juli-august) sammenlignet med det totale antal fiskeyngel (antal  $\text{m}^{-3}$ ) i pelagialtræk.

## 6.8 Fiskeynglens længdefordeling

Et eksempel på længdefordelingen af fangsterne er givet i Figur 6.12. Længdefordelingen giver mulighed for at vurdere vækst og konditioner for fiskeynglen. Især vil år-til-år variationer være interessante, men også sammenligninger med standardfiskeriets resultater vil kunne give væsentlig information. Middelstørrelsen varierer en del mellem søerne (Tabel 6.7). På artsniveau er variationen mindre. Aborren har den største gennemsnitlige længde (33 mm), men samtidig varierer den gennemsnitlige længde fra 19 til 48 mm.

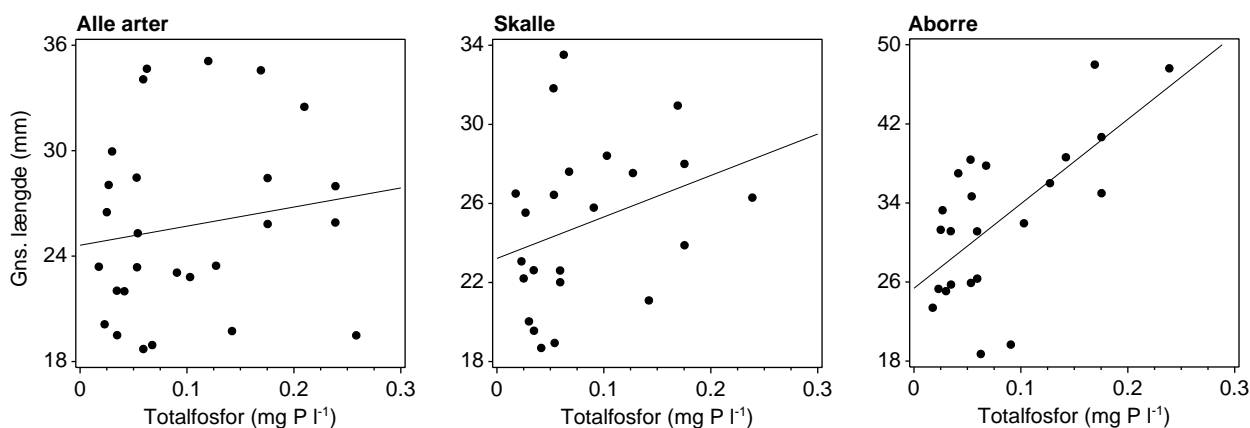
Variationerne i fiskeynglens længde er positivt korreleret med søernes næringsstofniveau i form af totalfosfor koncentrationen (Fig. 6.13). Sammenhængen er dog ringe, hvis middelstørrelsen for samtlige arter anvendes, men bedre, hvis arternes (skalle og især aborre) middelstørrelse sammenlignes med totalfosforkoncentrationen. Den positive sammenhæng kan tilskrives den højere produktivitet og dermed bedre fødetilgængelighed ved højere næringsstofniveau.



Figur 6.12 Eksempel på længdefordeling af fiskeyngel. Aborrengel fra Søgård Sø.

Tabel 6.7 Statistik for middelstørrelsen (mm) af hyppigt forekommende arter af fiskeyngel fra overvågningsøerne (ekskl. Holm Sø). Antallet af søer med længdedata er tillige angivet.

Art	Antal søer	gennemsnit	minimum	25 %	median	75 %	maksimum
Aborre	26	33	19	26	33	38	48
Hork	8	21	10	17	23	24	29
Sandart	4	30	18	19	30	40	42
Skalle	23	25	19	22	26	28	34
Rudskalle	4	29	15	15	18	42	63
Brasen	8	22	16	19	21	24	31
Regnløje	5	23	14	22	22	23	36
3-p hundestejle	5	29	22	23	28	33	41



Figur 6.13 Fiskeynglens gennemsnitsstørrelse mod søernes sommermiddel totalfosforkoncentration. Venstre: Alle arter. Midten: Skalle. Højre: Aborre.

## 6.9 Sammenfatning

På baggrund af det første års fiskeyngelundersøgelser kan det konkluderes, at:

- med undtagelse af nogle få arter, giver fiskeyngelundersøgelserne et godt billede af ynglens sammensætning i søerne. Metoden er ikke brugbar over for arter som gedde og ål, mens arter som skalle og aborre er godt beskrevet med metoden.
- de hyppigst forekommende arter er skalle og aborre, men også brasen og hork forekommer ofte i undersøgelserne.
- tætheden af fiskeyngel er meget varierende, både imellem søer, men også inden for den enkelte sø. Højeste gennemsnitstætheder opnår skalle med 3,7 og 1,3 m<sup>-3</sup> i henholdsvis littoralen og pelagiet og aborre med 0,6 og 0,7 m<sup>-3</sup> i henholdsvis littoralen og pelagiet.
- foreløbige relationer mellem fiskeyngel og dybdeforhold samt næringsstofniveau indikerer, at disse faktorer er af væsentlig betydning for tætheden af fiskeyngel i en sø.
- fiskeynglen er med til at påvirke dyreplanktonets græsningstryk og dermed dets evne til at regulere planteplanktonet. I søer med en høj tæthed af fiskeyngel er dyreplanktonets græsning lav.

- længdeopmåling og vægtbestemmelse af ynglen giver god mulighed for at vurdere fiskeynglens vækst, og konklusionen er, at ynglens gennemsnitslængde øgedes med øget totalfosfor koncentration.

## 7 Artsrigdom og diversitet

### 7.1 Indledning

Artsrigdom og diversitet anvendes ofte som en indikator på miljøkvalitet i både terrestriske og akvatiske økosystemer. I dette afsnit gives først en beskrivelse af, hvordan artsantallet og diversitet af fisk, dyreplankton, planteplankton, undervandsplanter og flydebladsplanter er relateret til vanddybde og søareal og ændres langs en næringsstofgradient. Resultaterne stammer fra en række søer og inkluderer også overvågningssøerne. Derefter vises eksempler på, hvordan artsantallet og diversiteten har udviklet sig i overvågningssøerne gennem de sidste 10 år.

### 7.2 Metode

For at kunne vurdere forandringer i biodiversitet brugte vi det traditionelt anvendte Shannon-Wiener indeks (for antal:  $H'_n$  og biomasse:  $H'_w$ ):

$$H'_n = \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{n} \ln \frac{n}{n_i} \quad , \quad H'_w = \sum_{i=1}^s \frac{b_i}{b} \ln \frac{b}{b_i}$$

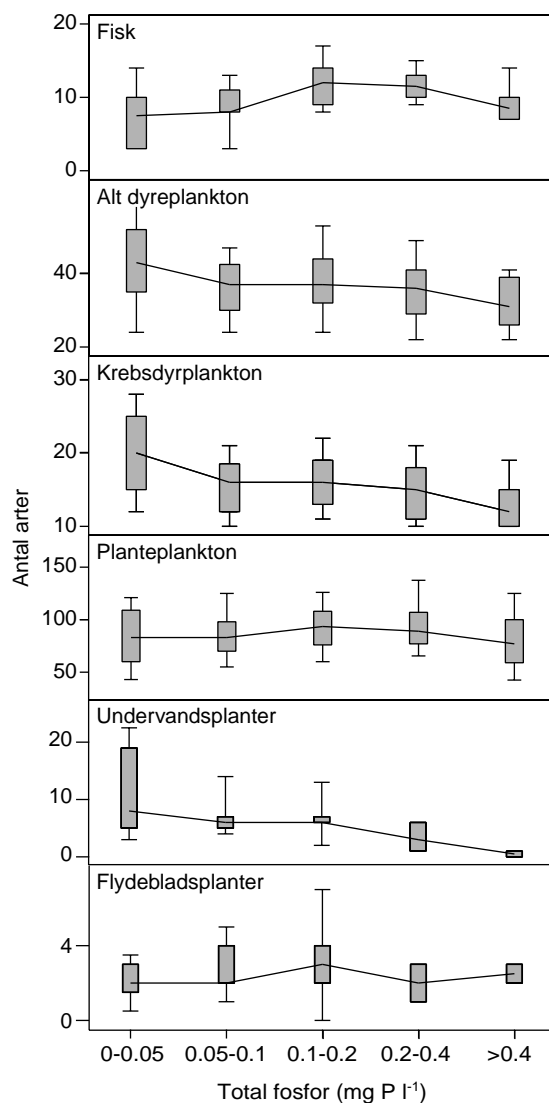
hvor  $n_i$  og  $b_i$  er antallet og biomassen af den  $i$ 'ende art,  $n$  og  $b$  det totale antal og den totale biomasse af alle arter, og  $s$  det totale antal arter. Vi anvendte også Hurlbert "encounter" indekset (PIE), der i modsætning til Shannon-Wiener indekset i højere grad beskriver similitet end diversitet:

$$PIE = \frac{n}{n-1} \sum_{i=1}^s \left( 1 - \left( \frac{n_i}{n} \right)^2 \right)$$

I det følgende er søerne inddelt i fem fosforkategorier (0-50, 50-100, 100-200, 200-400 og >400  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ).

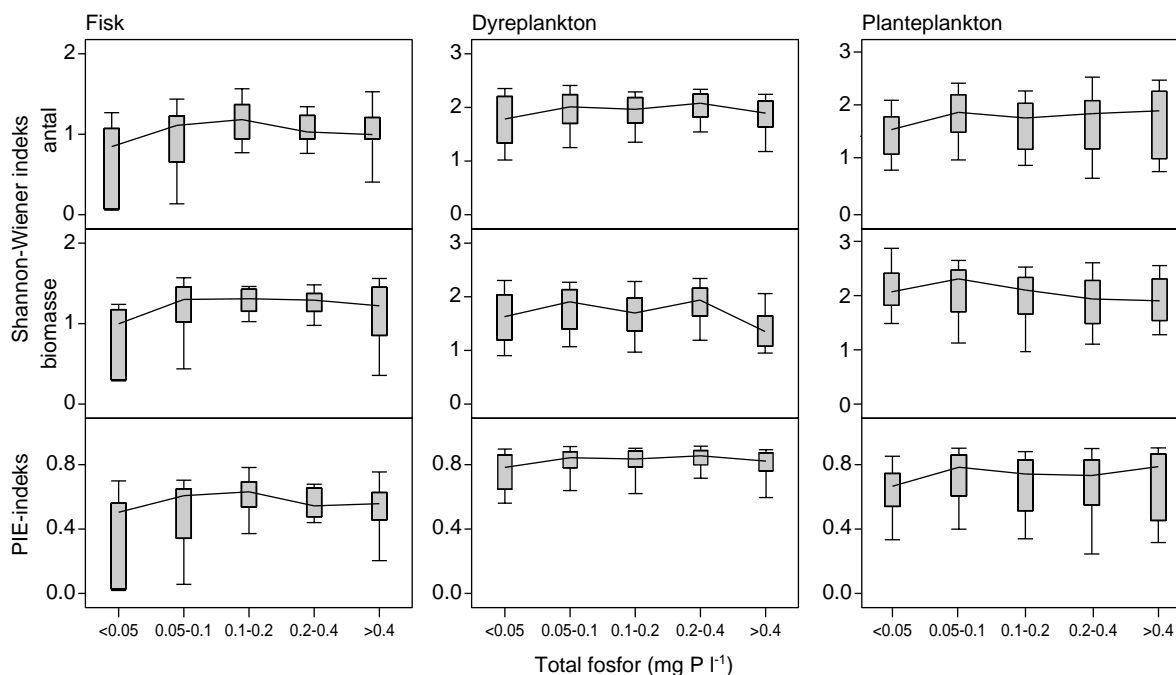
### 7.3 Artsrigdom og diversitet i forhold til søareal, vanddybde og næringsstofindhold

Der er iagttaget forskellige mønstre for artsantal og diversitet for de forskellige biologiske samfund (Fig. 7.1 og 7.2). For hovedparten af de inkluderede variable var artsantallet og diversiteten unimodalt ("klokkeformet") relateret til totalfosfor, dvs. største diversitet ses ved middelhøje koncentrationer. Diversiteten var derudover i forskellig grad relateret til søareal og/eller dybde. Et andet mønster tegnede sig dog for artsantallet af dyreplankton og undervandsplanter, som faldt med stigende totalfosforkoncentration.



Figur 7.1 Boxplot visende artsantallet af planteplankton, det totale antal dyreplankton og cladoccer, fisk, undervandsplanter og flydebladsplanter i fem fosforklasser. Linjen viser medianværdier. Desuden vises 10, 25, 75 og 90 % percentiler. Antal søer = 40-71.

Det overordnede unimodale mønster for artsantal og/eller diversitet for de forskellige biologiske samfund ved stigende totalfosforindhold er forventeligt (Dodson, 1992). Kun få arter forekommer i destilleret vand, og meget næringsrigt miljø fører ligeledes til et faldende artsantal som følge af enten konkurrencemæssig eliminering (Tilman, 1982) eller ugunstige miljøforhold som fx. højt pH og lavt iltindhold i bundvandet om sommeren eller under isdække om vinteren. Forskellige andre faktorer spiller imidlertid også ind og kan sløre relationerne, herunder morfometri og habitatskompleksitet. Variationer i "top-down" kontrol kan også spille en rolle, og den almindelige opfattelse er, at et højt prædationstryk (græsningstryk) fører til lavere diversitet (Paine, 1969; Proulx & Mazumder, 1999). Øget fiskeprædation kan således bidrage til et fald i artsantal og diversitet af zooplankton ved høj totalfosforkoncentration.



Figur 7.2 Boxplot visende Shannon-Wiener biodiversitetsindekset baset på artsantal  $H'_n$  (øverst) og biomasse ( $H'_w$ ) (midten) og Hurlbert PIE indekset (nederst) for fisk, dyreplankton og planteplankton. Antal søer = 40-71.

### Fisk

Tidligere undersøgelser fra udlandet har vist, at artsantallet af fisk generelt øges med søarealet. For de danske søer blev der ikke fundet en sådan sammenhæng, hvilket muligvis kan tilskrives en forholdsvis lille variation i søarealet i de søer, som analysen omfattede.

I de hovedsageligt lavvandede, danske søer var artsantallet af fisk og de tre udvalgte diversitetsindeks unimodalt relateret til totalfosfor. Det gennemsnitlige artsantal af fisk steg fra 6 ved 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 9 ved 100-400  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , efterfulgt af et fald til 7 ved  $>400 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Desuden steg artsantallet og diversiteten med stigende middeldybde, hvilket måske kan forklares ved, at der i de dybere søer er flere niches til rådighed.

### Dyreplankton

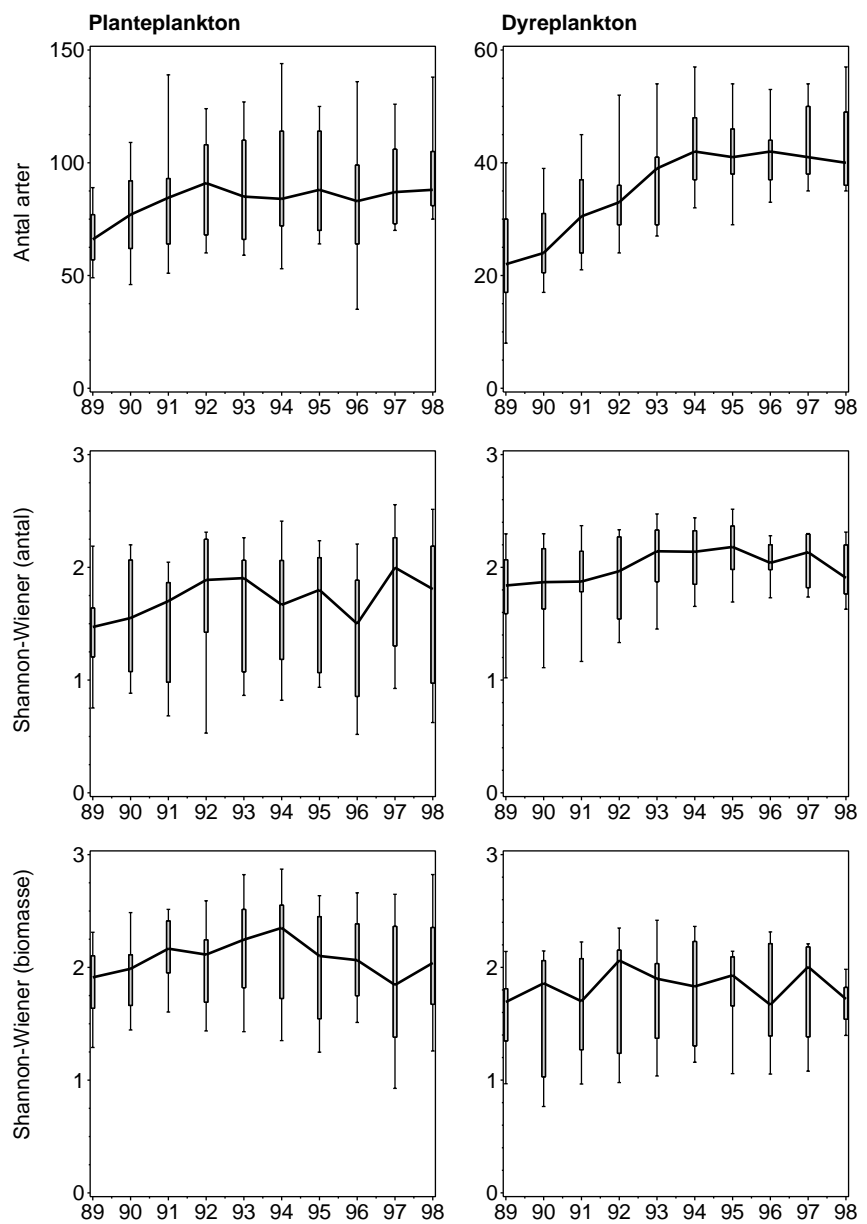
Artsantallet af dyreplankton faldt med stigende totalfosfor, fra et gennemsnit på 44 ved 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 32 ved  $>400 \mu\text{g P l}^{-1}$  (Fig. 7.1). Faldet var især bemærkelsesværdigt for cladoceer (14 til 8), men der var også et fald i artsantallet af copepoder og hjuldyr. Søerne i vores undersøgelse omfatter kun få næringsfattige søer, så vi kan ikke udelukke, at et unimodalt mønster ville optræde, hvis flere næringsfattige søer var blevet inddraget. En anden forklaring på den store artsrigdom i de lavere totalfosfor kategorier kan imidlertid også være den udbredte forekomst af undervandsplanter, som har betydet et øget antal levesteder.

Multiple regressioner viste, at middeldybden kun bidrog markant til variationen, når totalfosfor ikke var medtaget. En mulig forklaring på en dybdeafhængighed er, at der er flere niches til rådighed. Som for fisk var artsantallet ikke afhængig af søarealet. En række udenland-



ske undersøgelser har ellers påvist en stigning i antallet af mikro-krebsdyr med stigende søareal (fx. *Patalas, 1972; Fryer, 1985; Dodson, 1991, 1992*).

I modsætning til artsantallet viste alle tre diversitetsindeks en unimodal relation til totalfosfor (Fig. 7.2). Det større artsantal i de lavere totalfosfor kategorier resulterede derfor ikke i større diversitet. Shannon-Wiener indekset, baseret på både artsantal og biomasse, var signifikant unimodalt relateret til totalfosfor og positivt relateret til middeldybden. Indeksene toppede ved 200-400  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . PIE-indekset var ligeledes signifikant unimodalt relateret til middeldybden. Det steg således med middeldybden og toppede ligeledes ved 200-400  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Søarealet bidrog ikke signifikant til variationen i artsantal eller i nogen af diversitetsindeksene for de udvalgte dyreplanktonsamfund, når totalfosfor blev inddraget som uafhængig variabel.



Figur 7.3 Boxplot visende ændringer i overvågningsperioden 1989-98 i artsantal baseret på antal og biomasse for planteplankton (venstre kolonne) og dyreplankton.

## Planteplankton

For planteplankton, var både artsantallet og Shannon-Wiener indekset unimodalt relateret til totalfosfor, hvorimod betydningen af sødybde og søareal varierede: Diversiteten steg med søarealet, og artsantallet steg med sødybden. Artsantallet steg fra gennemsnitlig 84 ved 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 95 ved 200-400  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , efterfulgt af et fald til 81 ved  $>400 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

For planteplankton, kan man finde forskellige mønstre i litteraturen (Margalef, 1968). Studier af den historiske udvikling i artsantallet og diversiteten af diatomer i Lake Washington viste fx. også et unimodalt forhold til stigende næringsstofniveau, hvorimod Margalef (1980) fandt, at diversiteten var større i oligotrofe end i eutrofe søer og marine områder. Shannon-Wiener indekset for planteplankton, baseret på antal, varierer fra 1,0-4, men falder typisk inden for kategorien 2,4-2,6 (Harris, 1986). Data for danske søer ligger i den lavere ende af denne skala, hvilket muligvis skyldes, at diversiteten generelt er lavere i søer end i havet (Margalef, 1978, 1980).

## Undervands- og flydebladsplanter

Der skete markante ændringer i artsantallet af undervandsplanter og flydebladsplanter i forhold til totalfosfor. Artsantallet af undervandsplanter (inklusive mosser) faldt fra et gennemsnit på 11,7 ved 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 0,5 ved  $>400 \mu\text{g P l}^{-1}$ . En nylig undersøgelse af danske søer, inkluderende flere oligotrofe søer, har dog vist en tendens til en unimodal relation mellem artsantal og totalfosfor (Vestergaard & Sand-Jensen, 1999). Artsantallet af flydebladsplanter viste en tendens til unimodal (dog ikke signifikant) relation til totalfosfor og spændte fra et gennemsnit på 2,1 ved 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  over  $>3,1$  ved 100-200  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 2,5 ved  $>400 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

Tværgående analyser af data fra 641 skandinaviske søer har vist, at søarealet bidrager mest signifikant til variationen i artsantallet af undervandsplanter (Rørslett, 1991). Samtidig er artsantallet lavt i søer med lav pH samt unimodalt relateret til eutrofiering; i mesotrofe-eutrofe søer var der langt flere arter end i oligotrofe og hypertrofe søer. I overensstemmelse hermed fører eutrofiering af mesotrofe søer typisk til et fald i artsantallet (Ozimek & Kowalczewski, 1884; Kowalczewski & Ozimek, 1993; Sand-Jensen, 1997).

## 7.4 Udviklingen i overvågningssøerne

Set under et er der tilsyneladende sket en stigning i artsantallet og diversiteten for plante- og dyreplankton i de første år af overvågningsprogrammets løbetid, hvorefter niveauet har været mere konstant (Fig. 7.3). Stigningen her er nok influeret af, at artskendskabet blandt nogle af de personer, som har varetaget tællingerne, er øget i den første periode af overvågningsprogrammet kulminerende med interkalibreringen af planteplankton i 1993 og af dyreplankton i 1994.

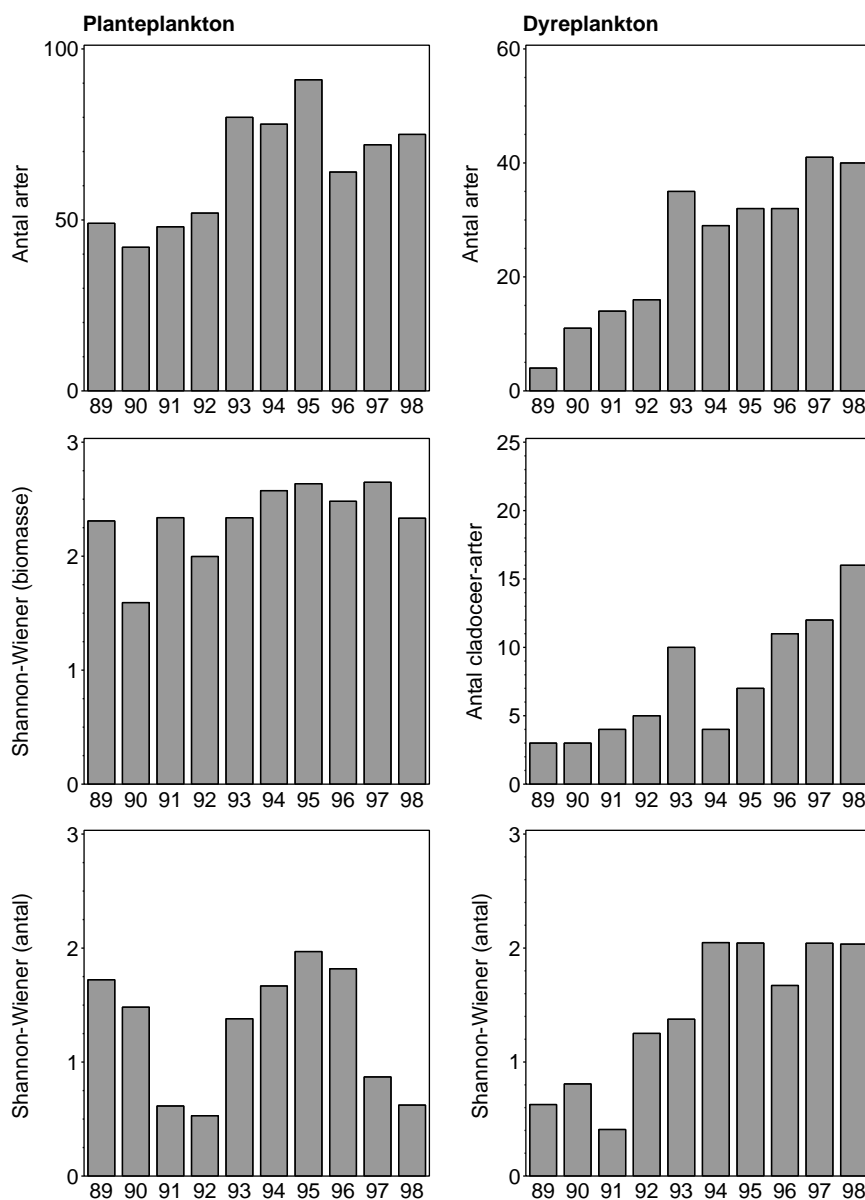
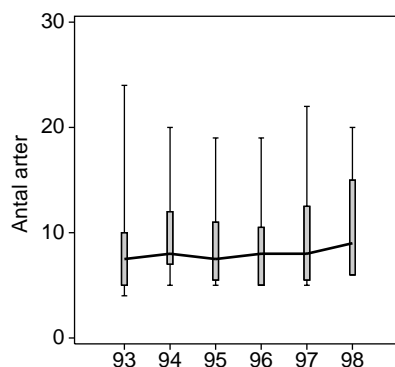


Figure 7.4 Boxplot visende ændringer i artsantallet for undervandsplanter i perioden 1993-98 i overvågningssøerne.

Også med hensyn til undervandsplanterne er der en stigende tendens i artsantallet (Fig. 7.4). Medianværdien stiger således signifikant i perioden fra 1993 til 1998 ( $p < 0,05$ ).

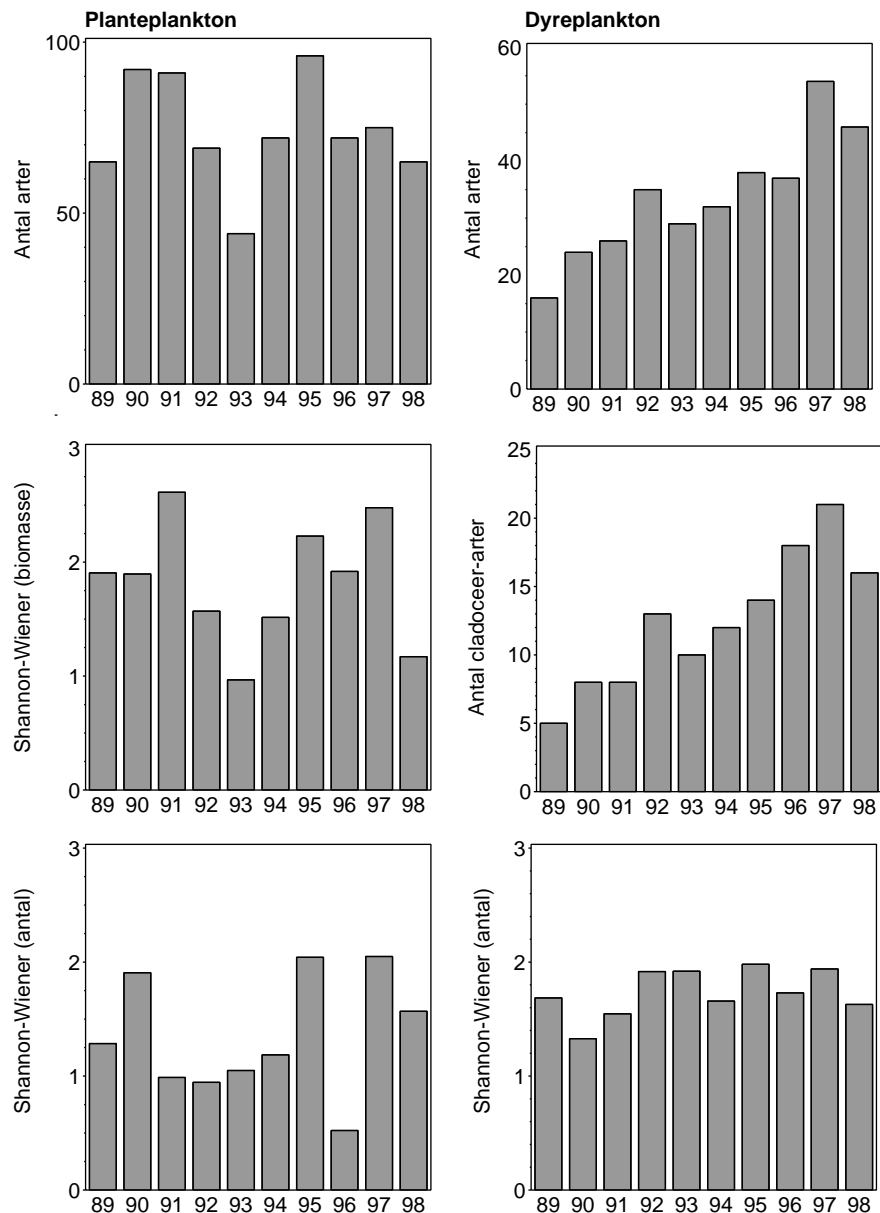
Virkningen af en sådan vidensforøgelse er, som man skulle forvente, størst på artsantallet og mindre på diversitetsindeksene, og især det som er baseret på biomassen. Udviklingen i artsrigdom og diversitet i de første år af programmets løbetid bør derfor tolkes med forsigtighed. Der er dog intet, der tyder på, at der generelt er sket væsentlige ændringer i antallet af arter og biodiversiteten i årene efter interkalibreringerne. Dog er der sket væsentlige ændringer i nogle søer og i det følgende gives eksempler herpå:



Figur 7.5 Ændringer i artsantal og Shannon-Wiener diversitetsindeks for planteplankton (venstre kolonne) og dyreplankton i Kvie Sø i perioden 1989-1998. Kalkning blev foretaget i 1992.

#### Kvie Sø

I Kvie Sø er der i 1992 af en lokal lodsejer foretaget en kalkning af søen, hvorved pH steg fra et sommern gennemsnit på 5,3-5,5 til 6,2-6,5 (Ribe Amt, 1999). Efterfølgende er der sket en markant stigning i både artsantallet og biodiversiteten af dyreplankton og planteplankton (Fig. 7.5). Blandt planteplankton er især betydningen af gulager, furealger, rekylalger og små ubestemte flagellater øget, på bekostning af grønalgerne. Blandt dyreplankton er det især cladoceer som er blevet mere talrige. Det er sandsynligt at kalkningen har haft en betydelig indflydelse på stigningen i artsantal og diversitet, men et gradvist aftagende totalfosfor niveau kan også have spillet ind.



Figur 7.6 Ændringer i artsantal og Shannon-Wiener diversitetsindeks for planteplankton (venstre kolonne) og dyreplankton i Arreskov Sø i perioden 1989-1998. Fiskedød optrådte i 1991-92, hvorefter søen har været klarvandet.

#### Arreskov Sø

I Arreskov sø er der sket store ændringer i den biologiske struktur i overvågningsperioden efter fiskedød i 1992 og efterfølgende periodiske udsætninger af geddeyngel. Søen er skiftet fra en uklar tilstand til en klarvandet tilstand med gradvist flere undervandsplanter. Skiftet har medført en betydelig stigning i artsantallet af dyreplankton og især cladoceer (Fig. 7.6). Stigningen er forsat også efter interkalibreringen i 1993, hvorfor der ikke er tale om et metodisk betinget artifact. Derimod ses ikke nogen ændring i artsantallet af planteplankton, ligesom der ikke er klare tendenser i diversitetsindeksene for hverken planteplankton eller dyreplankton. Mens en mindre prædation fra fisk kan være en medvirkende årsag til en øget artsrigdom blandt dyreplankton er der altså ikke noget, der tyder på, at en markant øget græsningstryk på planteplanktonet i de seneste 3 år har ført til lavere artsrigdom eller til en lavere biodiversitet.

## 7.5 Sammenfatning

Følgende konklusioner kan drages:

- En stigende fosforkoncentration påvirker artsantal og diversitet af både planteplankton, dyreplankton, vandplanter og fisk. For hovedparten af disse variable er der tale om en unimodal (klokeformet) relation til totalfosfor, hvor artsantal og diversitet var højest ved intermediære totalfosforkoncentrationer. Dog var artsantallet af undervandsplanter og dyreplankton højest i de lavest fosforkategorier og aftog gradvist med stigende fosforkoncentrationer.
- I overvågningsperioden er der især i de første år tale om et stigende artsantal og en stigende diversitet, hvilket nok til dels kan tilskrives, at nogle af de folk, som har oparbejdet prøver, er blevet mere erfarne. I de seneste år er der ikke sket væsentlige ændringer i de to variable, når alle søer ses under et.
- Enkelte søer har dog udvist markante ændringer. I Kvie Sø er der efter kalkning i 1992 sket en markant stigning i både artsantal og diversitet af planteplankton, dyreplankton og undervandsplanter, som formentlig kan tilskrives en pH stigning. I Arreskov Sø er der efter fiskedød i 1991 og efterfølgende geddeudsætning sket en væsentlig stigning i artsantallet af dyreplankton, især cladoccer, mens der ikke er sket nogen forandring i artsantallet af planteplankton eller i diversiteten af de to grupper, efter at søen er blevet klarvandet.



## 8 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA) 1998

Året 1998 var karakteriseret af en mild og nedbørsrig vinter og en kold og blæsende sommer. Efter to ekstremt tørre år var ferskvandsafstrømningen i 1998 18% over middel for perioden 1989-98.

Den danske udledning af kvælstof til havmiljøet var i 1998 10% over middel for perioden 1989-98, mens fosfortilførslen var lav, 35% under middel for samme periode.

### De marine områders tilstand

*Faldende næringsstofkoncentrationer*

Der er et fortsat fald i fosforkoncentrationerne og en svag tendens til et fald i kvælstofkoncentrationerne i havet. Biomassen af planktonalger var generelt lav i 1998.

I lavvandede fjorde og kystområder var iltsvind i 1998 af begrænset udbredelse, varighed og intensitet pga. megen vind og lav vandtemperatur. I de dybe lagdelte områder var iltsvindet derimod betydeligt mere udbredt end i de to foregående år.

*Positiv udvikling, men stadig alvorlige problemer*

Tendenserne til en vis positiv udvikling for havmiljøet skal ses i lyset af den meget alvorlige situation i 1980'erne, som vedtagelsen af Vandmiljøplan I søgte at råde bod på. I 1998 var der stadig alvorlige problemer med iltsvind, udbredelsen af ålegræs og makroalger var stadig ikke tilfredsstillende, og der var høje koncentrationer af næringsalte og klorofyl. Nedbøren i 1998 var over det normale, men de negative effekter af dette blev kompenseret af en blæsende og ret kølig sommer. I år med normal eller forhøjet nedbør og varmt og stille sommervejr må vi stadig forvente alvorlige miljøproblemer i de danske farvande, da tilførslen af kvælstof både fra land og fra atmosfæren fortsat er for høj.

*Faldende tilførsel af fosfor*

Der har siden 1989 været et markant fald i den samlede tilførsel af fosfor til havet via vandløb og direkte spildevandsudledninger. Faldet kan tilskrives reduktioner i spildevandsbelastningen grundet en stor renseindsats. Spildevand udgør ikke længere den altdominerende del af fosfortilførslen, også den diffuse afstrømning udgør nu en betragtelig del af den samlede tilførsel.

*Usikker reduktion i tilførslen af kvælstof*

Den samlede tilførsel af kvælstof til havet via vandløb og direkte spildevandsudledninger hænger nøje sammen med ferskvandsafstrømningen, der igen er tæt knyttet til nedbøren. Den diffuse afstrømning har gennem hele perioden udgjort hovedparten af tilførslen med kvælstof. Derfor har kvælstoftilførslen varieret meget fra år



til år siden 1989. Ligesom for fosfor har der været et markant fald i spildevandsudledningerne, hvorimod et lille fald i tilførslen fra diffuse kilder er statistisk meget usikkert. Reduktionen i udvaskningen fra dyrkede arealer kan således generelt endnu ikke ses i vandløbene.

*Faldende tilførsel af kvælstof fra atmosfæren*

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren udgjorde i gennemsnit for perioden 1989-98 ca. 35% af den samlede kvælstoftilførsel til Kattegat og Bælthavet og ca. 15% af den samlede kvælstoftilførsel til Øresund. I Kattegat og Bælthavet er depositionen af kvælstof i sommerperioden maj-september af samme størrelse eller større end tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger og får derved stor betydning for primærproduktionen. I perioden er der sket et signifikant fald i belastningen med alle kvælstofforbindelser undtagen ammoniak.

## Vandløbenes tilstand

*Spildevandsrensning har reduceret fosforkoncentrationerne*

Der har siden 1989 været et fald i fosforkoncentration og -transport i de vandløb, som først i 1990'erne var påvirkede af spildevand eller dambrugsudledninger. I vandløb i dyrkede områder med ringe spildevandspåvirkning ses derimod kun en svagt faldende tendens med store regionale forskelle. Sammenlignet med vandløb i naturområder er fosforkoncentrationerne stadig meget højere i både spildevandspåvirkede (3-4 gange) og dyrkningspåvirkede (2-3 gange) vandløb.

*Kun små ændringer i kvælstof-koncentrationer*

Kvælstofkoncentrationen i vandløb i dyrkede områder med ringe spildevandspåvirkning er ikke ændret væsentligt siden 1989. Det estimerede fald på 5% er statistisk meget usikkert. Derimod har der været et fald (14%) i kvælstofkoncentrationen i vandløb, som i begyndelsen af 1990'erne var påvirkede af spildevand. Ændringen kan udelukkende tilskrives reducerede spildevandsudledninger. Koncentrationerne i både spildevandspåvirkede og dyrkningspåvirkede vandløb er typisk 4-6 gange så høje som i naturvandløb.

Den biologiske vandløbskvalitet blev i 1998 bedømt i 444 vandløb ud fra Dansk Vandløbs Fauna Indeks. En stor del af vandløbene (43%) blev karakteriseret som noget påvirkede, mens 20% af vandløbene blev klassificeret som meget påvirkede. Kun 37% kunne karakteriseres som upåvirkede eller kun lidt påvirkede.

## Søernes tilstand

*Spildevandsrensning har forbedret tilstanden*

I 11 af de 27 søer, der er overvåget siden 1989, er der konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen. Denne forbedring kan forklares ved en mindre fosfortilførsel til søerne, hvor især tilførslen fra spildevand er reduceret markant. I disse søer kan nu også registreres et fald i mængden af planteplankton, ligesom vandets klarhed er øget i de 11 søer. En væsentlig forbedring af miljøtilstanden i de øvrige søer vil i mange tilfælde kræve at også stoftilførslen til søerne fra det dyrkede areal reduceres.

*Behov for reduceret stoftilførsel fra det dyrkede land*

Sammensætningen af planteplanktonet er ændret mod typer, der er knapt så fosforkrævende i flere af søerne, idet blågrønalgerne er forsvundet fra en række søer. I andre søer er blågrønalgerne dog tiltaget

i mængde, idet der kræves en større reduktion i fosforkoncentrationen i disse søer før blågrønalgerne ikke kan klare sig. I flere af søerne har ændringer i bl.a. fiskesammensætningen haft afgørende indflydelse på stofomsætningen og vandkvaliteten.

## **Kvælstoftilførsel fra de dyrkede arealer**

*Kvælstofgødskning  
reduceret*

Den samlede tilførsel af handelsgødning er faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 277 mill. kg N i 1998. Tilførsel af husdyrgødning er faldet fra 260 mill. kg N til 231 mill. kg N i samme periode. Sidstnævnte fald skyldes bedre udnyttelse af foderet. Nettotilførslen af kvælstof, dvs. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 134 kg N/ha i 1985 og 92 kg N/ha i 1998 og er over hele perioden faldet med 31%.

*Forbedret landbrugspraksis*

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-98 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødsningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret. Således er udnyttelsen af husdyrgødning forbedret med ca. 42%-point. I 1998 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 14% af de ejendomme, som anvendte husdyrgødning. Endvidere blev der overgødet på ca. 10% af arealet. Modelberegninger for alle markerne i de 6 oplande viser, at ændringen i landbrugspraksis fra 1989/90 til 1997/98 over en årrække vil medføre en reduktion i udvaskningen fra Foreligger i den endelige udgave

*Forventet reduktion i  
udvaskning på 25%*



## 9 Referencer

*Danmarks Meteorologiske Institut (1998): Danmarks klima 1998 med tillæg af Færøerne og Grønland. 121 s.*

*Dodson, S.I. (1991): Species richness of crustacean zooplankton in European lakes of different sizes. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24: 1213-1229.*

*Dodson, S.I. (1992): Predicting crustacean zooplankton species richness. Limnology & Oceanography 37: 848-856.*

*Fryer, G. (1985): Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems. Freshwater Biology 15: 347-361.*

*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.*

*Harris, G.P. (1986): Phytoplankton ecology. Structure, function and fluctuation. Chapman and Hall, London, New York. 384 s.*

*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. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 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. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. Faglig rapport fra DMU nr. 251.

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.

Kowalczewski, A. & Ozimek, T. (1993): Further long-term changes in the submerged macrophyte vegetation of the eutrophic Lake Mikolajskie (North Poland). Aquatic Botany 46: 341-345.

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. (in prep. a): Oplandsanalyser af vandløbs- og søoplande NOVA 1998-2003. Vandløb og søer. Teknisk anvisning fra DMU, nr. ?, Danmarks Miljøundersøgelser.

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

Margalef, R. (1978): Diversity. In (ed. A. Sournia) Phytoplankton manual. Unesco.

Margalef, R. (1980): Perspectives in ecological theory. University Chicago Press, Chicago.

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

Ozimek, T. & Kowalczewski, A. (1984): Long-term changes of the submerged macrophytes in eutrophic Lake Mikolajskie (North Poland). Aquatic Botany 19: 1-11.

Paine, R.T. (1969): The *Pisaster-Tegula* interaction: prey patches, predator food preference, and intertidal community structure. Ecology 50: 950-961.

Patalas, K. (1972): Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 29: 1451-1462.

Proulx, M. & Mazumder, A. (1998): Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystem. Ecology 79: 2581-2592.

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.

*Sand-Jensen K., (1997):* Eutrophication and plant communities in Lake Fure during 100 years. In (eds. K. Sand-Jensen & O. Pedersen) *Freshwater Biology. Priorities and development in Danish research.* G E C Gad, Copenhagen 1997.

*Tilman, D. (1982):* Ressource competition and community structure. *Monographs in population biology.* V.17. Princeton.

*Vestergaard & Sand-Jensen, K. (1999):* Bikarbonat regulerer vandplanter i søer. *Vand og Jord* 1999/1: 26.

*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.

## 10 Oversigt over amtsrapporter

### FREDERIKSBORG AMT:

*Frederiksborg Amt (Helle Utoft Rasmussen), 1999. Bastrup Sø - tilstand og udvikling 1998, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 42 s + bilag.*

*Frederiksborg Amt (Helle Utoft Rasmussen), 1999. Arresø - tilstand og udvikling 1998, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 42 s + bilag.*

### FYNS AMT:

*Fyns Amt (Kjeld Sandby Hansen), 1999. Arreskov Sø 1998, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 65 s + bilag.*

*Fyns Amt (Tom Rugaard), 1999. Søholm Sø 1998, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 51 s + bilag.*

### KØBENHAVNS AMT:

*København Amt, 1999. Overvågning af søer, 1998, Furesø, Bagsværd Sø, Teknisk Forvaltning, 53 s + bilag.*

### KØBENHAVNS KOMMUNE:

*København Kommune, 1999. Utterlev Mose 1998, Københavns kommune, 57 s + bilag.*

*København Kommune, 1999. Damhussøen 1998, Københavns kommune, 52 s + bilag.*

### NORDJYLLANDS AMT:

*Nordjyllands Amt, 1999. Hornum Sø og Ulvedybet 1998, Natur- og miljøkontoret 39 s + bilag.*

### RIBE AMT:

*Ribe Amt (Claus Moss Hansen), 1999. Kvie Sø, Holm Sø, Natur- og grundvandsafdelingen, 65 s.*

### RINGKØBING AMT:

*Ringkøbing Amt (Arne Have), 1999. Søby Sø 1998, Vandmiljøafdelingen, 42 s + bilag.*

*Ringkøbing Amt, 1999. Ferring Sø 1998, Vandmiljøafdelingen, 87 s + bilag.*

### ROSKILDE AMT:

*Roskilde Amt, 1999. Gundsømagle Sø 1989-98, Teknisk Forvaltning, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 47 s + bilag.*



*Roskilde Amt, 1999. Borup Sø 1989-98, Teknisk Forvaltning, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 50 s + bilag.*

#### **STORSTRØMS AMT:**

*Storstrøm Amt (Karsten Fugl), 1998. Vesterborg Sø, Overvågningsdata 1998, Teknik- og miljø, 44 s + bilag.*

#### **SØNDERJYLLANDS AMT:**

*Sønderjyllands Amt, 1999. Vandmiljøovervågning 1998, St. Søgård Sø, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Rambøll, 48 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 1999. Vandmiljøovervågning 1998, Ketting Nor, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Rambøll, 43 s + bilag.*

#### **VEJLE AMT:**

*Vejle Amt (Poul Hald Møller, Lisbeth Elbæk Pedersen, Simon Marsbøll), 1998. Overvågning af søer 1998. Næringssalte, belastning, biologi, Teknik og Miljø, Ferskvandsafdelingen, 126 s + bilag.*

#### **VESTSJÆLLANDS AMT:**

*Vestsjællands Amt, 1999, Søer 1998, Natur & Miljø, 124 s + bilag.*

#### **VIBORG AMT:**

*Viborg Amt, 1999, Hinge Sø 1998, Miljø og Teknik, udført af Bio/consult, 58 s + bilag.*

*Viborg Amt, 1999, Nors Sø 1998, Miljø og Teknik, udført af Bio/consult, 53 s + bilag.*

#### **ÅRHUS AMT:**

*Århus Amt (Helle Jensen), 1999. Ørn Sø 1997, Natur og Miljø, 48 s + bilag.*

*Århus Amt (Torben Bramming Jørgensen), 1999. Bryrup Langsø 1997, Natur og Miljø, 28 s + bilag.*

*Århus Amt (Henrik Skovgaard), 1999. Ravn Sø 1997, Natur og Miljø, 46 s + bilag.*

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelse kan rettes til:

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

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

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Miljøkemi  
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejløvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tel: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

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

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

*Afd. for Landskabsøkologi  
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Tagensvej 135, 4.  
2200 København N  
Tel: 35 82 14 15  
Fax: 35 82 14 20

*Afd. for Arktisk Miljø*

## Publikationer:

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

I årsberetningen findes en oversigt over årets publikationer. Årsberetning og DMU Nyt fås gratis ved henvendelse på telefon 46 30 12 00.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 1999

- Nr. 269: Tålegrænser for luftforurening. Anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Integreret MiljøInformationsSystem IMIS-luftforurening. Af Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Wier, M. & Emborg, L. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 270: Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Af Fossing, H. & Christensen, P.B. 17 s., 40,00 kr.
- Nr. 271: Proceedings of the 12<sup>th</sup> Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40.00 DKK.
- Nr. 272: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 1: Den økologiske forbruger. Af Wier, M. & Calverley, C. 130 s., 120,00 kr.
- Nr. 273: Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. Mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræhold. Af Hammershøj, M. & Asferg, T. 54 s., 60,00 kr.
- Nr. 274: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale netværk. Af Mark, S. & Strandberg, M. 70 s., 60,00 kr.
- Nr. 275: Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt - en biologisk udredning. Af Madsen, J., Madsen, J.B. & Petersen, I.K. 38 s., 40,00 kr.
- Nr. 276: Grønlandske gåsebestande - en oversigt. Af Boertmann, D. & Glahder, C. 59 s., 60,00 kr.
- Nr. 277: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 73 s., 100,00 kr.
- Nr. 278: Luftforurening ved en planlagt udvidelse af Billund Lufthavn. Undersøgelse udført af Danmarks Miljøundersøgelser for Billund Lufthavn. Af Berkowicz, R., Fenger, J. & Winther, M. 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 279: Pesticider i drikkevand 2. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. 261 s., 80,00 kr.
- Nr. 280: Vurdering af effekten af en vindmøllepark ved Overgaard på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15. Af Clausen, P. & Larsen, J.K. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 281: Control of Pesticides 1998. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. & Petersen, K.K. 23 pp., 50,00 kr.
- Nr. 282: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1998/99 i Danmark. Wing Survey from te 1998/99 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 47 s., 40,00 kr.
- Nr. 283: Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Af Asferg, T. 49 s., 60,00 kr.
- Nr. 284: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 1999. Af Noer, H., Hartmann, P., Christensen, T.K., Kanstrup, N. & Hansen, E.B. 61 s., 80,00 kr.
- Nr. 285: Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Af Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J., Søndergaard, M. 116 s., 130,00 kr.
- Nr. 286: Chlorerede, phosphorholdige og andre pesticider i drikkevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 323 s., 150,00 kr.
- Nr. 287: The Danish CORINAIR Inventories. Time Series 1975-1996 of Emissions to the Atmosphere. By Winther, M., Illerup, J.B., Fenham, J. & Kilde, N. 81 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 288: Mere og bedre natur i landbrugslandet - dokumenteret grundlag for en ekstra indsats. Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. (i trykken).
- Nr. 289: Atmosfærisk deposition af kvælstof 1998. NOVA 2003. Af Skov, H., Hertel, O., Ellermann, T., Skjødt, C.A. & Heidam, N.Z. (i trykken)
- Nr. 290: Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Af Markager, S. et al. (i trykken)
- Nr. 291: Søer 1998. NOVA 2003. Af Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (i trykken)
- Nr. 292: Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) (i trykken)
- Nr. 293: Landovervågningsoplande 1998. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (i trykken)
- Nr. 294: Bilparkmodel. Beregning af udvikling og emissioner. ALTRANS. Af Kveiborg, O. (i trykken)
- Nr. 295: Kvalitetsparametre for haglammunition. En undersøgelse af spredning og indtrængningsevne som funktion af haglenes størrelse og form. Af Hartmann, P., Kanstrup, N., Asferg, T. & Fredshavn, J. (i trykken)
- Nr. 296: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1998. By Kemp, K. & Palmgren, F. (in press)