

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1996

Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport fra DMU, nr. 211

Jens Peder Jensen

Martin Søndergaard

Erik Jeppesen

Torben L. Lauridsen

Lisbeth Sortkjær

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
December, 1997

Datablad

Titel: Ferske vandområder - Søer

Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996

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. 211.

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser ©

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

Udgivelsestidspunkt: December 1997

Layout: Kathe Møgelvang
Tegninger: Kathe Møgelvang, Juana Jacobsen og Henrik Flagstad Rasmussen
ETB: Anne Mette Poulsen

Bedes citeret: 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.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Frie emneord: Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan

Redaktionen afsluttet: November 1997

ISBN: 87-7772-354-6
ISSN: 0905-815X

Papirkvalitet: Cyclus Print
Tryk: Silkeborg Bogtryk
Oplag: 500
Sideantal: 106

Pris: kr. 125,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes i boghandelen
eller hos:

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløsvej 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

Indhold

Forord 5

1 Resumé 7

2 Indledning 11

- 2.1 Tilsyn med de danske søer tilbage i tiden 11
- 2.2 Vandmiljøplanen og amternes tilsyn 11
- 2.3 Indhold og datagrundlag 14

3 Danmarks søer - antal og morfometriske forhold 17

- 3.1 Antal og størrelser 17
- 3.2 Morfometriske forhold 17

4 Den vandkemiske tilstand og udvikling i danske søer 19

- 4.1 Indledning 19
- 4.2 Vandkemisk tilstand 19
- 4.3 Udvikling i næringsstofindhold og sigtddybde siden 1970'erne 19
- 4.4 Relationer mellem næringsstofindhold og sigtddybde 23

5 Biologiske samfund og samspil 25

- 5.1 Indledning 25
- 5.2 Fisk 25
- 5.3 Dyreplankton 31
- 5.4 Plankeplankton 40
- 5.5 Undervandsplanter 50
- 5.6 Vandfugle 56
- 5.7 Indgreb i det biologiske system kan fremme tilstandsforbedringen 60
- 5.8 Brakvandssøer er anderledes 62

6 Næringsstoffdynamik i søerne 67

- 6.1 Vandtilførsel 67
- 6.2 Stofftilførsel og kildefordeling 69
- 6.3 Stofftilbageholdelse 70
- 6.4 Sediment 71
- 6.5 Stofftilbageholdelse og biologisk struktur 77

7 Målsætninger og fremtidig tilstand for de danske søer 79

- 7.1 Indledning 79
- 7.2 Hvorledes fastsættes en søs målsætning? 79
- 7.3 Opfølgning på søernes målsætninger 79
- 7.4 Hvorledes kan søernes tilstand forbedres? 81
- 7.5 Mulige scenarier 82

8 Overvågningsløberne 1996 85

- 8.1 Indledning 85

8.2 Kildfordeling samt vand- og stofbalancer 85

8.3 Vandkemiske forhold 86

8.4 Biologiske forhold 88

9 Sammenfatning 91

10 Referencer 95

11 Oversigt over amtsrapporter 1997 101

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

Forord

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

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

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 amtskommunerne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

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

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

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

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats. Til denne rapport foreligger tillige en bilagsrapport samt en appendixrapport.

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

1 Resumé

Indhold og formål

Fællestemaet for Overvågningsprogrammets afrapportering er i år ferskvand. Rapporten indeholder derfor ud over præsentationen af data fra de 37 overvågnings søer også data fra det regionale søtilsyn.

Formålet med rapporten er at give en samlet status for tilstand og udvikling i de danske søer, herunder også at vurdere samspillet med næringsstofftilførsel og de biologiske samfund. Det har ligeledes været formålet at vurdere, i hvor høj grad søernes målsætninger er opfyldt samt gennemregne scenarier til belysning af miljøtilstanden ved forskellige supplerende indgreb i søernes næringsstofftilførsel.

I rapporten er der lagt stor vægt på beskrivelsen af de biologiske forhold i søer. Denne disponering er foretaget, dels fordi en samlet beskrivelse af den biologiske struktur i danske søer har været efterspurgt fra flere sider, og dels fordi de fysisk-kemiske forhold i højere grad end de biologiske har været behandlet i de tidligere overvågningsrapporter.

Danmarks søer

Mange danske søer er gennem det sidste århundrede forsvundet som følge af landbrugets og byernes udvikling. Der findes dog stadig omkring 120.000 søer i Danmark større end 0,01 hektar. Langt hovedparten af disse er små og kun ca. 3% er større end 1 hektar. Antallet af navngivne søer, hvoraf de fleste er over 5 hektar, er på 1008. Ud over at være små er de fleste danske søer også lavvandede og danner ikke temperaturspringlag om sommeren. Halvdelen af de navngivne søer har en middeldybde mindre end 1,6 m.

Fra langt de fleste søer findes der ingen data. Blandt de 1008 navngivne og større søer er der data eller målsætninger fra ca. 80%. Vandkemiske data findes fra 68% og biologiske data fra ca. 30% af søerne. Kun fra få søer findes data, som strækker sig længere tilbage end 20-30 år. Vandkemiske data i større mængder findes fra omkring 1972 og biologiske data i større mængder fra omkring 1989.

Siden overvågningsprogrammets start i 1989 er der årligt og efter standardiserede retningslinjer indsamlet kemiske og biologiske data fra 37 søer. Disse søer findes spredt ud over landet og giver på de fleste områder et repræsentativt udsnit af de større danske søer. Overvågningen af søerne varetages af de enkelte amtskommuner.

Næringsstofftilførsel

Fosfortilførslen fra spildevand til søerne er blevet væsentligt reduceret gennem det sidste årti, men tilførslen af fosfor og kvælstof til mange søer er

fortsat høj. Den gennemsnitlige indløbskoncentration er på 0,16 mg P l⁻¹. I dag er den væsentligste kilde til både fosfor- og kvælstoftilførslen fra det åbne land, hvoraf størstedelen er dyrkningsbetinget.

Der er normalt en væsentlig tilbageholdelse af fosfor og kvælstof i søerne. Herved mindskes transporten og dermed eutrofieringen af fjorde og kystnære områder. Fra mange søer sker der dog i dag en nettoeksport af fosfor.

Miljøtilstand og udvikling

Miljøtilstanden i de danske søer afspejler den høje næringsstofftilførsel. Næsten alle søer har i dag et højere fosfor- og kvælstofindhold end det naturligt. Den gennemsnitlige sommerkoncentration af totalfosfor er 0,244 mg P l⁻¹, og halvdelen af søerne har en koncentration større end 0,152 mg P l⁻¹. Det høje næringsstofindhold fører til høj biomasse af planteplankton og en lav sigtddybde. Den gennemsnitlige sommersigtddybde er kun 1,21 m, og halvdelen af søerne har en sigtddybde under 0,85 m.

Udviklingen siden 1970'erne er dog gået i retning af færre af de mest uklare søer. Ud af 77 søer, som er undersøgt både i 1970'erne og 80'erne og 90'erne, er antallet af søer med en middelsommersigtddybde under 0,5 m reduceret fra 19 til 9. Til gengæld er der blevet 5 flere søer i kategorien 0,5-1,0 m sigtddybde. Tilsvarende er antallet af de meget næringsrige søer reduceret. Antallet af søer med en fosforkoncentration over 0,5 mg P l⁻¹ er siden 1970'erne halveret fra 22 til 11. Denne reduktion skyldes primært en forbedret spildevandsrensning.

Den fulde virkning af næringsaltreduktion opnås først efter årtiers forløb. Derfor vil der i de kommende år ske en yderligere forbedring i søernes tilstand, fordi den hidtidige belastningsreduktion hovedsageligt er sket i de seneste ti år.

Målsætninger og deres opfyldelse

Alle større danske søer er tildelt en målsætning for den ønskede miljøtilstand, men kun for 34% af søerne er målsætningen opfyldt. Nogle af de resterende 66% af søerne vil kunne opfylde deres målsætning, når frigivelsen fra det ophobede fosfor i sedimentet er slut. Men for mange af søerne er det nødvendigt med yderligere tiltag over for især den eksterne tilførsel af fosfor, for at den ønskede tilstand i søerne kan opnås.

Scenarieberegninger viser, at der kan ske forbedringer ved yderligere indgreb over for den resterende spildevandstilførsel til søerne. Men for at opnå en væsentlig forbedring af miljøtilstanden er

det dog ofte nødvendigt med indgreb over for næringsstofftilførslen fra det åbne land, herunder specielt over for den dyrkningsbetingede fosfortilførsel til søerne

Målsætningerne for søerne inkluderer ofte en række biologiske kriterier. Alene af den grund er det vigtigt at overvåge biologiske forhold. Dertil kommer, at ændringer i de biologiske samfund markant kan ændre miljøtilstanden, herunder også næringsstofniveauet og vandets klarhed.

Der er ofte tale om springvise ændringer i miljøtilstanden især i de lavvandede søer, og ved visse næringsstofniveauer kan søerne skifte mellem to ligevægtstilstande - en klarvandet og en uklar tilstand. Undervandsplanter og rovfisk stabiliserer den klarvandede tilstand, og skalle og brasen, samt i nogle tilfælde planteædende fugle såsom blishøns den uklare tilstand.

Fisk

I de hidtil gennemførte fiskeundersøgelser er der registreret 45 arter af fisk, inklusive et par hybrider. Skalle og aborre er de mest udbredte. De forekommer i mere end 97% af søerne, herefter følger ål, gedde og rudskalle.

Med stigende næringsstofniveau øges mængden af fisk, men samtidig sker der markante ændringer i sammensætningen. I de næringsfattige søer dominerer aborre, mens antallet af fredfisk er lavt. Analyser tyder på, at når biomassen af rovaborre overstiger 20% af den totale biomasse, kan aborren kontrollere fredfiskene.

Med stigende næringsstofniveau øges imidlertid mængden af fredfisk, som skalle og brasen. Andelen af rovfisk mindskes, og gedde, og i nogle søer sandart, afløser aborre som dominerende rovfisk. Samtidig mindskes gennemsnitstørrelsen af fredfiskene væsentligt, hvilket både tilskrives fødekongurrence mellem artsfæller og andre arter, men også at de dominerende rovfisk, gedde og sandart, i modsætning til aborren, konsumerer de større individer af fredfisk.

Med øget biomasse af fredfisk og mindsket individstørrelse øges prædationstrykket på dyreplankton, som så ikke så let kan kontrollere planteplanktonet. Den uklare sø er resultatet.

Brasendominerede søer er særligt uklare, fordi brasen ved fødesøgning på bunden hvirvler bundmateriale op i vandet. Uheldigvis fremmer sandart brasen på bekostning af skalle, hvorfor lavvandede sandartsøer ofte er særligt uklare.

Dyreplankton

Antal dyreplanktonarter i søerne ændres ikke med

næringsstofniveauet. Derimod sker der væsentlige ændringer i artsammensætningen og den relative betydning af forskellige grupper og gennemsnitstørrelsen. Andelen af de store arter aftager med øget næringsstofniveau p.g.a. øget prædationstryk fra fisk. Dermed mindskes også græsningstrykket på planteplanktonet, som bliver overordentligt lavt i de næringsrige søer.

Andelen af *Daphnia* blandt alle cladoceer ("dafnier") og andelen af calanoide vandlopper blandt alle vandlopper synes at være en god indikator på prædationstryk fra især fisk i søer, hvor pH er neutralt eller svagt basisk, men ikke i sure søer. Det understøttes både af resultater fra den løbende overvågning samt fra forsøg med biomanipulation.

Analyser af sæsonvariationen i dyreplankton peger på, at prædationstrykket fra fisk i de næringsfattige til middelnæringsrige søer er særligt stor om sommeren, hvor fiskeyngelen optræder på åbent vand. I de næringsrige søer er prædationstrykket højt hele året igennem. Analyserne peger også på, at græsningstrykket på planteplankton om vinteren i højere grad end hidtil antaget er styret af prædation fra fisk.

Planteplankton

Som gennemsnit findes der i hver sø omkring 100 arter af planteplankton. Planteplanktonets sammensætning er en god indikator for miljøtilstanden i søerne, men indikatorværdien forbedres markant, når der tages hensyn til biomassen. Planteplanktonets mængde og sammensætning er tæt koblet til totalfosforkoncentrationen i søvandet. Samtidigt afspejles også morfometriske forhold, øvrige næringsstofforhold samt dyreplanktonets græsning.

Ved fosforkoncentrationer over 0,1 mg P l⁻¹ udgør blågrønner og grønner som gennemsnit mere end 50% af biomassen. I de lavvandede søer dominerer blågrønner ved de høje, men ikke ved de højeste koncentrationer. Her dominerer i stedet grønner. I overensstemmelse hermed er der i de 5 af de mest næringsrige overvågningssøer konstateret et skift fra dominans af grønner til blågrønner, efter at fosforkoncentrationen er reduceret.

Undervandsplanter

Undervandsvegetation er af meget stor betydning for såvel fisk som bunddyr og pelagiske invertebrater og dermed også for vandkvaliteten i søerne. Der er i alt registreret 53 arter af undervandsplanter med *børstebladet vandaks* som den hyppigst forekommende art. Antallet af arter varierer meget fra sø til sø. Det største antal i en enkelt sø var 33 arter, men den typiske danske sø med undervandsvegetation indeholder 6-10 arter. De fleste arter findes i søer med lavt næringsstofindhold.

Dækningsgraden og det relative plantefyldte volumen varierer en del overvågningssøerne imellem, men ligger typisk på hhv. 10-20% og 2-5% for søer med undervandsplanter. Dybdegrænsen er tæt knyttet til sigtddybden, og den maksimalt registrerede dybdegrænse er 8 m. De fleste søer med højt næringsstofindhold har ikke undervandsplanter ud over trådalger.

Vandfugle

Vandfugle kan være en god miljøindikator. For eksempel er antallet af planteædende fugle, fortrinsvis blishøns og knopsvaner, tæt koblet til forekomst af undervandsplanter. Det er ikke usædvanligt, at antallet af disse to arter kan reduceres med en faktor 10, hvis planterne forsvinder. Tilsvarende er fiskeædende fugle som f.eks. toppet lappedykker positivt relateret til mængden af småfisk.

Der er også tegn på, at de planteædende vandfugle kan begrænse og/eller forsinke udbredelsen af undervandsplanter. Denne effekt formodes at have størst betydning i søer, hvor undervandsplanterne er under udbredelse samt i relativt små søer, hvor tætheden af fugle er størst. Endelig kan fugle også bidrage til øget næringsstofftilførsel, men i de fleste større søer er deres belastning ofte beskeden i forhold til andre kilder.

Brakvandssøer

Brakvandssøer udgør en betydelig andel af det danske søareal. De biologiske samspil i disse søer har vist sig at afvige markant fra forholdene i ferskvandssøer, og det har væsentligt afsmittende virkning på vandkvaliteten. Høj tæthed af undervandsplanter fører ikke til klart vand i næringsrige brakvandssøer som tilfældet er i ferskvandssøerne. Dette tilskrives et højere prædationstryk på dyreplanktoni brakvandssøer. Desuden optræder potentielle prædatorer (især kåren *Neomysis* og fisk, især hundestejle) hyppigt i plantebæltet, som dermed ikke kan anvendes som et effektivt skjulested for dyreplankton. Brakvandssøer har endvidere en ringere kapacitet til at immobilisere fosfor i søbunden, fordi en større sulfiddannelse her mindsker jernets kapacitet til at binde fosfor.

Sediment

Massebalanceberegninger viser, at søers sediment spiller en central rolle i næringsstofkredsløbet. Dette gælder ikke mindst for fosfor, hvor frigivelse fra sedimentet i mange tilfælde forhindrer, at søkoncentrationen nedbringes på trods af reduceret ekstern fosfortilførsel. Mere end 25% af overvågningssøerne har på årsbasis en nettofosforfrigivelse fra sedimentet. Denne interne fosforbelastning kan påvirke søkoncentrationen negativt i mange år - i nogle søer mere end 15 år. Tilbageholdelsen af både fosfor og kvælstof øges imidlertid væsentligt,

hvis der sker et skift fra en uklar til en klarvandet tilstand f.eks. i forbindelse med biomanipulation.

Det gennemsnitlige fosforindhold i søers overfladesediment er omkring 2 mg P pr. gram tørvægt, mod ca. 1 mg P pr. gram tørvægt i lag dybere end 20 cm. Størstedelen af sedimentets fosforpulje er bundet i organiske forbindelser eller i uorganisk form til jern. Fosforkoncentrationen i overfladesedimentet er imidlertid meget forskelligt og meget tæt korreleret til den eksterne fosfortilførsel. Hvis den eksterne fosfortilførsel nedbringes, ændres ligevægtsforholdene, og der frigives fosfor fra sedimentet. Fosforindholdet i overfladesedimentet er også tæt korreleret til indholdet af jern, og til sammen forklarer de to variable 84% af den variation, der ses i overfladesedimentets fosforindhold.

Indgreb

Når næringsstofftilførslen til søerne er reduceret ses ofte en betydelig træghed mod en forbedring i miljøtilstanden. Indgreb i det biologiske system vil under visse omstændigheder kunne fremme tilstandsforbedringen markant. Opfiskning af fredfisk som supplement til en næringsstoffreduktion evt. kombineret med udsætning af rovfisk har vist sig ofte at give særdeles gode effekter. Det har i flere tilfælde ført til klart vand, mange undervandsplanter og rovfisk og lavere næringsstoffkoncentrationer.

Indgreb kan dog kun forventes at have længerevarende effekt i søer, hvor tilførslen af fosfor er bragt så langt ned, at den fremtidige ligevægtskoncentration ligger på 0,05-0,1 mg fosfor pr. liter i lavvandede søer og måske på 0,02-0,05 mg P l⁻¹ eller lavere i dybe søer.

For at fremme væksten af undervandsplanter kan beskyttelse af planteområder mod fuglegræsning, eller evt. udplantering, komme på tale. I de beskyttede områder får planterne optimale vilkår til at producere spredningsorganer i form af forskellige plantedele, herunder turioner og frø. Samtidig kan de virke som refugium for dyreplankton i dagtimerne, hvor dyreplanktonet er særligt udsat for at blive ædt af fisk. Det øger nedgræsningen af planteplankton, når dyreplanktonet om natten søger ud på åbent vand for at indtage føde, med forbedret sigtbarhed i vandet og dermed bedre vækstvilkår for undervandsplanterne til følge.

Overvågningen af danske søer har ikke alene i de senere år givet et godt billede af udviklingen i søernes miljøtilstand, men har også øget forståelsen for biologiske samspil og næringsstoffdynamikken, hvilket bl.a. har ført til udviklingen af nye og billigere sørestaureringsmetoder.

Overvågningssøerne 1996

Udviklingen i overvågningssøerne er generelt fort-

sat i samme retning, som tidligere. Dog har det usædvanligt tørre år 1996 haft en vis effekt. For eksempel var vandets gennemsnitlige opholdstid i 1996 på 1,23 år mod 0,37 år i 1995, og som et resultat heraf steg den gennemsnitlige kvælstoftilbageholdelse fra 36% i 1995.

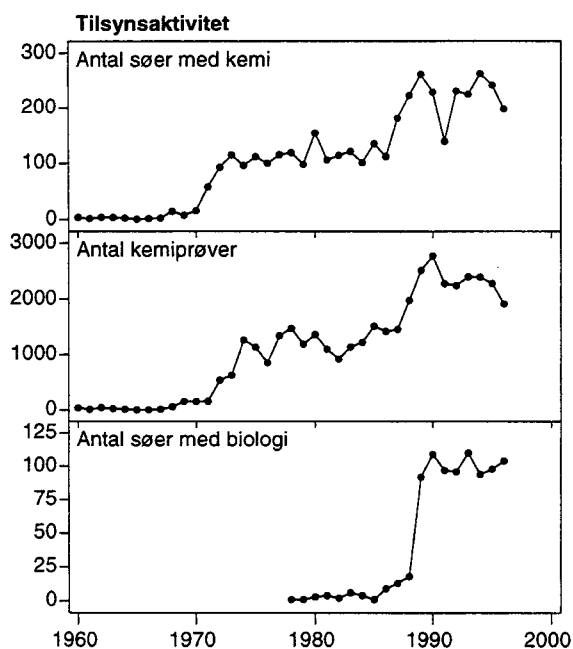
Det generelle billede af overvågnings søernes udvikling er imidlertid en reduceret fosforkoncentration, men uændret kvælstofkoncentration i tilløb. Det har medført en reduceret fosforkoncentration i de mest næringsrige og næringsfattige søer, men uændrede kvælstofforhold og en tendens til øget sigtdybde i de mest beskidte søer. Den gennemsnitlige sigtdybde blandt de 25% mest uklare søer er siden 1989 øget fra 0,50 til 0,64 m.

De biologiske forhold er i store træk uændrede. Blågrønalger og grønalger dominerer i de fleste søer. Dyreplanktonmængden er lav i de fleste søer p.g.a. stort prædationstryk fra fisk. Kun knap 25% af søerne havde i 1996 et dyreplanktongræsningstryk på planteplankton på mere end 50% som gennemsnit for sommeren. Dyreplanktonet er derfor i de fleste søer ikke i stand til at begrænse mængden af planteplankton. Der er også kun få ændringer i undervandsplanternes udbredelse. Enkelte søer, som Arreskov Sø, er dog inde i en positiv udvikling.

2 Indledning

2.1 Tilsyn med de danske søer tilbage i tiden

Indtil 1970'erne blev der kun foretaget ganske få undersøgelser af de danske søer og deres miljøtilstand (figur 2.1). Disse undersøgelser var desuden ofte centreret omkring enkelte dyre-/plante-grupper eller vandkemiske variable. For langt de fleste danske søer er det derfor kun muligt at vurdere udviklingen inden for de sidste 20-30 år. Beskrivelser, som rækker længere tilbage, er oftest meget sporadiske og af anekdotisk karakter.



Figur 2.1. Oversigt over tilsynsaktiviteten fra 1960 til i dag på søområdet. Tallene er baseret på data lagret i Fagdatacenter for Ferskvands databaser, og dækker derfor ikke alle undersøgelser.

- A. Antal søer pr. år med vandkemiske undersøgelser.
- B. Antal vandkemiske prøver pr. år (=antal søer x antal datoer).
- C. Antal søer pr. år med biologiske undersøgelser (planteplankton+dyreplankton+fisk)

Der findes dog enkelte gode eksempler, der beskriver udviklingen længere tilbage. Udviklingen i Furesøen kan f.eks. føres næsten 100 år tilbage i tiden inden for en række biologiske variable (*København Amt, 1996; Sand-Jensen, 1995*).

Andre eksempler er bundfaunaens udvikling i Esrum Sø gennem mange år (f.eks. *Jónasson, 1972*), undervandsplanter i jyske søer i sidste århundrede (*Baagøe & Kølpin Ravn, 1895*), miljøforhold og primærproduktion i en række søer fra 1950'erne og 60'erne (*Mathiesen, 1970*), og en række søer, hvor planteplanktonet er undersøgt siden 1920'erne, (f.eks. *Nygård, 1949*).

Som et vigtigt fremskridt i forhold til at kunne beskrive tidligere tilstande skal også nævnes de palæolimnologiske undersøgelsesmetoder, der på det seneste er udviklet. Disse metoder giver på baggrund af forskellige dyre- og planterester ned gennem sedimentet mulighed for en beskrivelse af den biologiske struktur tilbage i tiden (*Andersson et al., 1994; Brodersen, 1995; Jeppesen et al., 1996*).

I løbet af 70'erne førte den generelt øgede bekymring for miljøet også til en øget indsats over for forureningen af søerne og til et øget tilsyn med søerne (figur 2.1). I tabel 2.1 er der givet en oversigt over nogle af de vigtigste miljømæssige tiltag, der er igangsat siden 1972, og som har haft betydning for tilsynet med de danske søer. Fra et niveau med mindre end 10 undersøgte søer pr. år i hele Danmark steg dette i 1971 og 1972 til omkring 100 søer pr. år. Antallet af vandkemiske prøvetagninger øgedes tilsvarende fra mindre end 100 pr. år til omkring 1000 pr. år. Dette niveau fortsatte uændret til 1987/1988, hvor antallet af søundersøgelser pr. år øgedes til omkring 200, og antallet af prøvetagninger til omkring 2000 pr. år. Dette niveau er fastholdt siden, dog med et markant dyk omkring 1991, hvad angår antallet af undersøgte søer.

De tidligste tilsynsprogrammer i 70'erne og 80'erne fokuserede hovedsageligt på fysisk-kemiske variable som sigtddybde og næringsstofniveau, mens biologiske variable typisk omfattede bestemmelser af planteplanktonpigment (klorofyl) og i nogle tilfælde semikvantitative data for planteplankton og bunddyr i sedimentet. Med etableringen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram fik de biologiske variable mere tyngde og omfatter nu både undervandsplanter, fisk og dyreplankton (figur 2.1). Der er to grunde til, at biologien har fået mere vægt i programmerne. Den ene er, at målsætningerne i dag i højere grad baseres på biologiske kriterier, hvor der tidligere især blev fokuseret på vandkvalitetskriterier som vandets gennemsigtighed. Den anden er en øget erkendelse af, at ikke kun næringsstofftilførslen, men også de biologiske samfund, styrer vandkvaliteten i søerne og søernes respons på ændringer i næringsstofftilførslen.

2.2 Vandmiljøplanen og amternes tilsyn

Tilsynet med miljøtilstanden af søerne varetages af de 14 amtskommuner, som indtil 1989 til dels selv skræddersyede overvågningsprogrammer, som individuelt var tilpasset de regionale forskelle i søtyper og politisk ambitionsniveau. I denne periode er miljøtilstanden beskrevet i mere end 300 af de ca. 1000 danske søer større end 5 ha, og mange søer er undersøgt med jævne mellemrum.

Tabel 2.1 Oversigt over vigtige miljømæssige tiltag og deres formål inden for søområdet.

| | |
|------|---|
| 1974 | Miljøbeskyttelsesloven/Miljøloven. Ulovligt at forurene overfladevand uden tilladelse. |
| 1978 | Alle søer >500 m ² beskyttes. |
| 1983 | Vejledninger i recipientplanlægning. Ønsket fremtidig tilstand og krav til belastningen specielt m.h.t. spildevand. |
| 1983 | Recipientkvalitetsplaner skal indgå i regionplaner. Recipientkvalitetsplaner og regionplaner. |
| 1985 | Folketinget vedtager "Beslutning om nedbringelse af forureningen med næringssalte og organisk stof". |
| 1986 | Folketinget vedtager, at alle ulovlige udledninger skal ophøre. |
| 1987 | Vandmiljøplanen, mål: Reduktion af N og P udledningerne på hhv. 50% og 80%. |
| 1987 | Recipientkvalitetsplaner afskaffes, men indhold indarbejdes i regionplaner. Regionplaner. |
| 1989 | Naturgenopretning. Lov om naturforvaltning. |
| 1992 | Alle søer >100 m ² beskyttes. |
| 1994 | Miljøfølsomme områder. |
| 1994 | Udpegning af særligt følsomme landbrugsområder. |

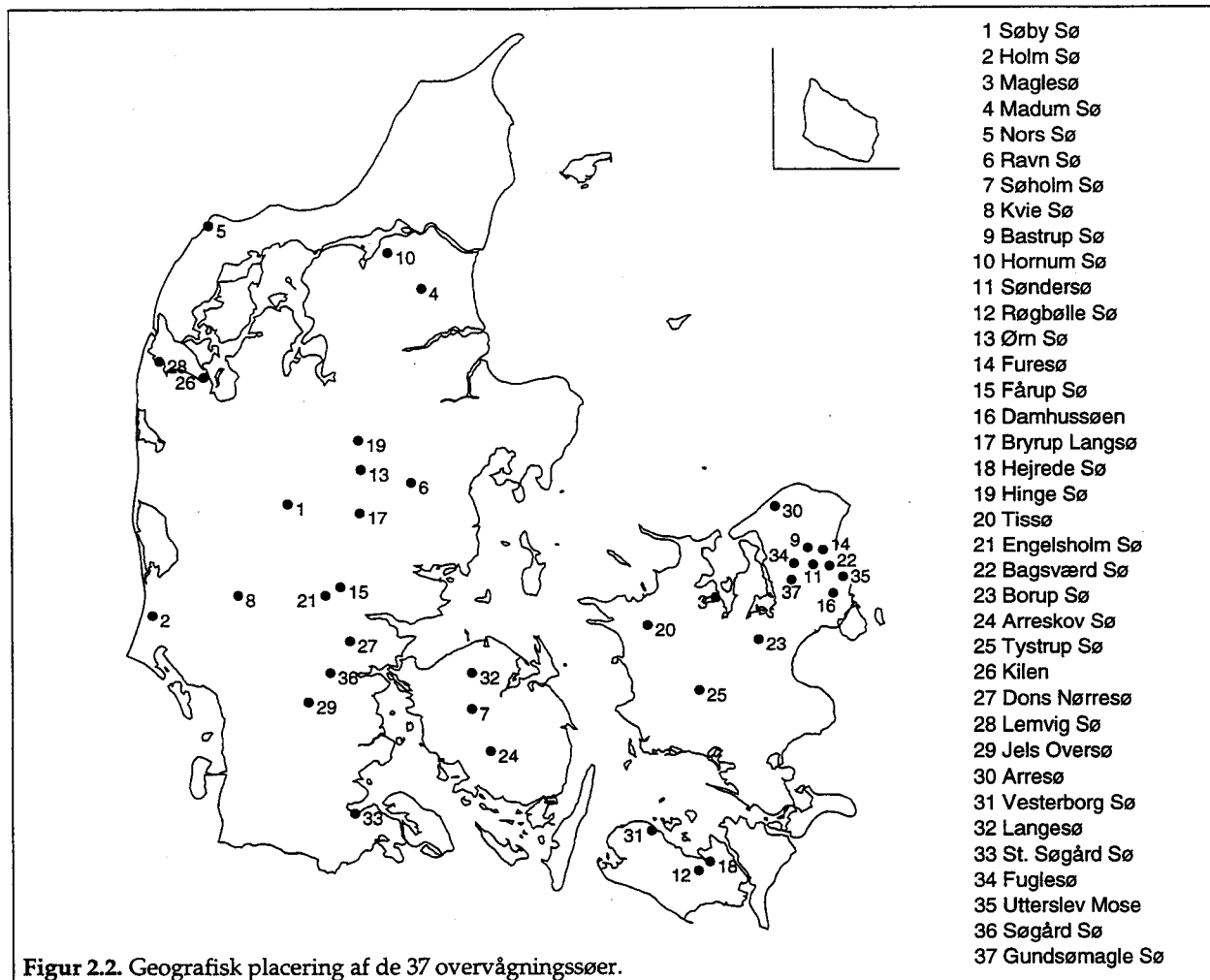
Tabel 2.2 Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søovervågning.

| | Søvand 19 gange | Tilløb/afløb ¹⁾ 12-26 gange |
|--|--------------------|---|
| Undersøgelser hvert år af: | | |
| Fytoplanktonantal, biomasse og sammensætning | x | |
| Zooplanktonantal, biomasse og sammensætning | x | |
| Undervandsvegetationens udbredelse ²⁾ | x | |
| Vandkemiske og fysiske analyser: | | |
| pH | x | x |
| Alkalinitet | x | |
| Nitrit+nitratkvælstof | x | |
| Ammoniumkvælstof | x | |
| Total kvælstof | x | x |
| Opløst fosfatfosfor | x | x |
| Total fosfor | x | x |
| Organisk stof (part, COD) | x | |
| Klorofyl <i>a</i> | x | |
| Totaljern | x | (x) |
| Silikat+silicium | x | x |
| Kontinuert måling af vandføring | | |
| Suspenderet stof | x | x |
| Sigtdybde | x | |
| Ilt- og temperaturprofil | x | |
| Vandstand | x | |
| Undersøgelser hvert 5. år af: | | |
| Rørskoven ²⁾ | x | |
| Fiskebestand | x | |
| Næringsstoffer i søbunden | x | |

¹⁾ I tilløb, der også indgår i overvågningsprogrammet for vandløb anvendes supplerende måleprogram. ²⁾ Foretages kun i 17 af overvågnings søerne én gang årligt.

Udgangspunktet har været nationale retningslinjer for tilsyn med søer opdelt i et normalprogram og et reduceret program (*Miljøstyrelsen, 1983*). I forbindelse med etableringen af den danske Vandmiljøplan i 1988, som sigter på at mindske fosfor- og kvælstoftilførslen til havet med henholdsvis 80% og 50% af niveauet i 1988, blev der iværksat et nationalt overvågningsprogram.

Formålet med overvågningsprogrammet for søer er at følge søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand og at øge vores viden om søernes reaktion på ændringer i næringsstofftilførsel.



Figur 2.2. Geografisk placering af de 37 overvågningssøer.

37 søer indgår i programmet, og de er udvalgt, så de giver et repræsentativt billede af den danske søtype både i morfometrisk henseende og med hensyn til miljøtilstand. Placeringen af de 37 søer er vist på figur 2.2.

Det er amterne, der gennemfører undersøgelserne og foretager de regionale rapporteringer. Fagdatacentre har i samarbejde med Miljøstyrelsen (MST) haft til opgave at designe overvågningsprogrammet, ligesom de sammen med MST har ansvaret for den tværgående analyse af de indsamlede data samt for udviklingen af beregningsværktøjer og metoder til at fremskynde tilstandsforbedringen i form af sørestaurering. Der udarbejdes årlige rapporter for de enkelte områder (søer, vandløb, marine områder osv.) af fagdatacentrene, hvorefter resultaterne efterfølgende bearbejdes og sammenfattes af MST.

Overvågningsprogrammet for de 37 søer er designet på en sådan måde, at det ikke alene giver information om udviklingen i miljøtilstanden i form af totalfosfor, sigtdybde og andre fysisk/kemiske forskelle, men i høj grad også viden om årsagerne til denne udvikling, således at der på hensigtsmæssig vis kan etableres yderligere tiltag, såfremt det er nødvendigt. I programmet indgår derfor

også analyser af planteplankton, dyreplankton, fisk, undervandsplanter, sediment og detaljerede massebalancer samt bestemmelse af kilderne til stoftilførslen (se tabel 2.2). Programmet har efterfølgende i betydelig grad fået afsmittende virkning på de øvrige regionale programmer, hvilket vel i sig selv er en god indikator for dets kvalitet. Biologiske variable har derved fået en meget mere central placering i overvågningen af danske søer, end det hidtil har været tilfældet. Antallet af søer undersøgt for biologiske variable øgedes fra omkring 10 i midten af 1980'erne til omkring 100 i 1990'erne (figur 2.1).

På baggrund af overvågningsresultaterne har amtskommunerne bedre kunnet målrette indgrebene for at forbedre søernes tilstand. Medvirkende hertil har også været et tæt samarbejde mellem de regionale overvågere og DMU. På årlige fagmøder præsenteres og diskuteres resultaterne fra både de regionale undersøgelser i de 37 søer og de regionale søundersøgelser i øvrigt samt fra DMU's tværgående analyser og forskning. Der opstilles endvidere her forslag til forbedringer af overvågningsprogrammet, som så senere konfirmeres eller justeres i styringsgrupper eller for større ændringer i et såkaldt aftaleudvalg, der består af repræsentanter for de regionale og nationale myndighe-

der. Der er ingen tvivl om, at overvågningsprogrammet for søer har medført en betydelige styrkelse af den faglige viden blandt teknikere såvel i DMU som i amtskommunerne til gavn for forvaltningen af søerne.

2.3 Indhold og datagrundlag

I denne rapport giver vi et generelt overblik over tilstanden og udviklingen i miljøtilstanden over de sidste årtier i de danske søer. Vi har især lagt vægt på at beskrive biologiske forhold og deres samspil set i relation til næringsstofftilførsel. Sidst i rapporten er der givet en kort beskrivelse af tilstand og udvikling i de 37 overvågningssøer.

Datagrundlaget er fra Fagdatacenter for Ferskvands databaser for søundersøgelser. Disse databaser tog form i forbindelse med NPo-projekt C9, men er blevet kraftigt udbygget især på grundlag af undersøgelserne i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for søer. Herudover stammer en stor del af dataene fra de amtskommunale tilsyn med søerne. Endelig indgår DMU-søgruppens forskningsresultater.

I rapporten er der anvendt en række statistiske begreber mv. Disse er beskrevet nærmere i box 2.1.

Box 2.1. Forklaring af statistiske begreber og figurer anvendt i rapporten.

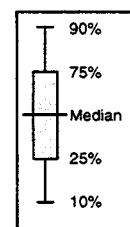
Nogle grundlæggende statistiske størrelser:

- Simpelt gennemsnit er summen af de givne observationer divideret med antallet af observationer.
- Tidsvægtet gennemsnit er et gennemsnit beregnet således, at der tages højde for evt. tidsmæssige skævheder i prøvetagningen. Hvis der f.eks. er taget flere prøver om sommeren end om vinteren i en sø, korrigeres gennemsnittet, således at sommerværdierne ikke får større vægt end vinterværdierne.
- Percentiler eller fraktiler er defineret ved, at x% af observationer er under den givne fraktil. Eksempelvis 10% af observationerne mindre end og 90% større end 10%-percentilen. Til sammen er 90% af observationerne mindre end og 10% større end 90%-percentilen.
- 1. kvartil er 25% percentilen, således er 25% af observationerne mindre end og 75% større end denne værdi.
- 3. kvartil er 75% percentilen, således er 75% af observationerne mindre end og 25% større end denne værdi.
- Medianværdien er 50% percentilen, dvs. midtpunktet af fordelingen af værdierne for en given variabel, 50% af observationerne er mindre end, og 50% af observationerne er større end medianen.

Forholdet mellem medianværdien og gennemsnittet for en variabel kan vise, om en fordeling har nogle få meget store eller små værdier. Er der nogle få meget store værdier eller nogle få meget små værdier vil gennemsnittet være henholdsvis større end medianen og mindre end medianen. Sammenligningen af to fordelinger, f.eks. totalfosforkoncentration mellem to år, vil således ofte med fordel kunne foretages med medianværdierne end med gennemsnitsværdierne, da man undgår, at enkelte atypisk høje eller lave værdier påvirker sammenligningen uforholdsmæssigt meget.

Boxplots:

Til at beskrive en parameters fordeling anvendes i rapporten ofte box-plot også kaldet et box-whiskers plot. Kassen viser værdierne for 25% og 75% percentilerne. Tværstregen i kassen angiver median-værdien. Toppen og bunden af den tynde linie angiver henholdsvis 90%- og 10%-percentilen



Regression:

En regression mellem to variable (den forklarende variabel: X og den afhængige variabel: Y) er et fit af den bedste linie til beskrivelse af afhængigheden imellem de to variable ($Y=a+bX$). a er regressionsliniens skæring med Y-aksen ($X=0$), b er liniens hældning (a og b er konstanter).

En regression behøver dog ikke at være et lineært udtryk for sammenhæng mellem to variable. I denne rapport er således også regressioner på formen $Y=aX^b$ anvendt, en såkaldt eksponentiel sammenhæng.

Tilsvarende behøver en regression ikke at være begrænset til en forklarende variabel. Såkaldte multiple regressioner af formen $Y=a+bX_1+cX_2$ eller $Y=aX_1^bX_2^c$ anvendes også ofte (a, b og c er konstanter).

I forbindelse med regressionsanalyse er følgende statistiske størrelser anvendt:

r^2 : "Regressionskoefficienten", dvs. andelen af variation forklaret ved en given sammenhæng. Desværre er størrelsen følsom over for antallet af observationer. Populært sagt er det sværere at opnå en høj r^2 -værdi ved mange observationer end ved få. r^2 er den multiple regressionskoefficient, dvs. r^2 -værdien for regressioner med flere forklarende variable.

P-værdi: P-værdien i forbindelse med regressionsanalyse, angiver populært sagt sandsynligheden for, at en given regression (sammenhæng) blot er tilfældig. Dvs. $P<0,0001$ betyder, at sandsynligheden for, at sammenhængen mellem tallene er rent tilfældig, er mindre end 0,01%. Altså må man i et sådant tilfælde tro på, at der er en sammenhæng mellem variablene.

3 Danmarks søer - antal og morfometriske forhold

3.1 Antal og størrelser

I Danmark findes der omkring 120.000 søer større end 0,01 hektar. Langt hovedparten er dog damme og småsøer, og kun 2762 søer, dvs. godt 2%, er større end 1 hektar (figur 3.1). De ca. 120.000 søer har et samlet areal på 58.000 hektar svarende til 1,4% af Danmarks areal. Antallet af navngivne søer, hvoraf de fleste er over 5 hektar, omfatter i følge Danmarks Statistik (1968) kun 1008 søer og udgør altså mindre end 1% af det samlede antal. Sammenlignet med de fleste andre lande har Danmark ingen store søer og kun 6 søer er større end 1000 hektar. Den største er Arresø på 4200 hektar.

Tabel 3.1. Udviklingen i antal søer og damme i Århus kommune. Efter Skriver (1981).

| Periode | < 0,1 ha | 0,1-1 ha | 1-10 ha | > 10 ha | Total |
|----------|-------------|-------------|------------|------------|-------|
| 1900-07 | 2246 | 405 | 81 | 20 | 2752 |
| 1951-52 | 996 | 182 | 43 | 8 | 1229 |
| 1980 | 626 | 173 | 29 | 7 | 835 |
| Fald i % | 72% | 57% | 64% | 65% | 70% |

Udviklingen i antallet af søer har gennem lang tid været for nedadgående som følge af landbrugets og byernes udvikling. Denne udvikling er illustreret i Århus Kommune. Siden århundredeskiftet er antallet af søer her reduceret med 70% (tabel 3.1). Det er især gået ud over de mindre søer, men også blandt de større søer er der sket en betydelig nedgang. Der er dog også gennem tiden kommet søer til, især i forbindelse med opdæmninger af vandløb, hvoraf nogle er forholdsvis store som f.eks. Tange Sø.

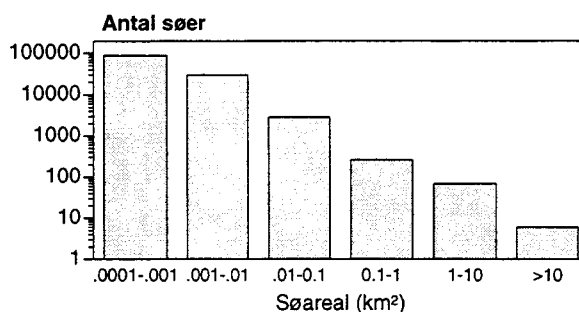
Senest er der i forbindelse med vedtagelse af Lov om Naturforvaltning i 1989 igangsat en række projekter vedrørende naturgenopretning, herunder også retablering af søer (Skotte-Møller, 1995; Søndergaard & Jeppesen, 1990). Siden 1990 er der således blevet skabt mere end 20 større søer på op til 70 hektar og et større antal damme og mindre søer.

Tabel 3.2. Morfometriske forhold i danske søer. Tabellen dækker fortrinsvis de større søer (>5 ha) og kun søer, hvorfra der findes vandkemiske data. N er antallet af søer.

| variabel | N | middel | 25% | median | 75% |
|----------------------|---------|--------|------|--------|------|
| areal (ha) | 804 | 66 | 2,8 | 9 | 36 |
| middeldybde (m) | 666 | 2,4 | 1,0 | 1,6 | 2,9 |
| maksimumdybde (m) | 309 | 6,4 | 2,0 | 4,0 | 8,0 |
| hydrau. holdtid (år) | op- 204 | 1,10 | 0,07 | 0,38 | 1,07 |

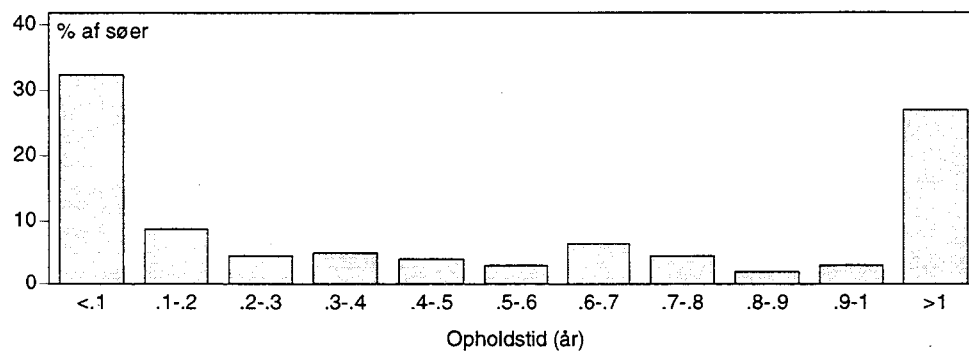
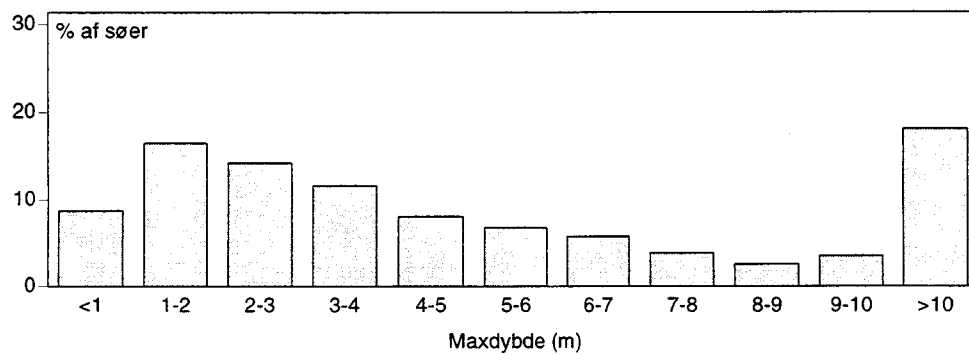
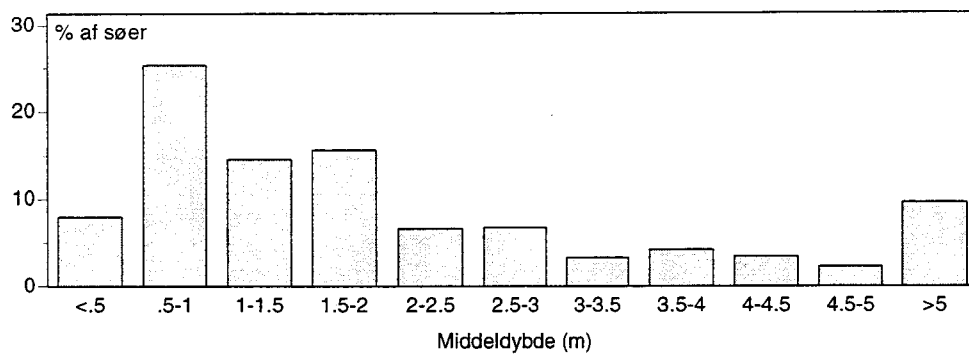
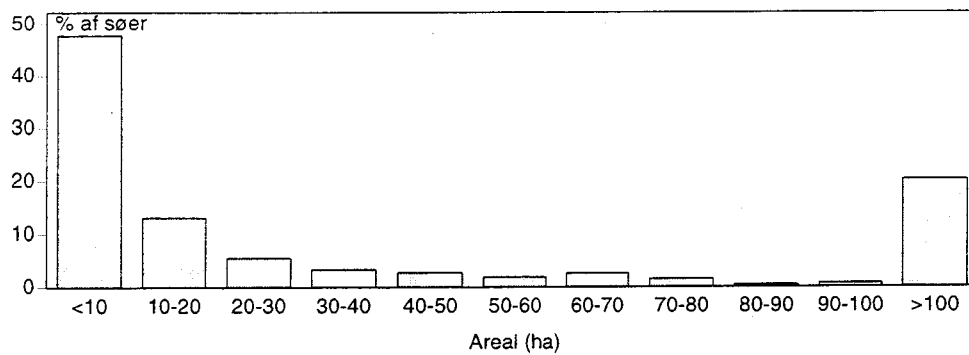
3.2 Morfometriske forhold

Morfometrisk er der store variationer blandt de danske søer. Blandt søerne, hvorfra der eksisterer vandkemiske data, har halvdelen et areal under 9 hektar (tabel 3.2 og figur 3.2). Halvdelen af søerne har en middeldybde mindre end 1,6 m. På tilsvarende vis er maksimumdybden i de fleste søer lav og halvdelen af søerne har en maksimumdybde under 4 m. Dette betyder samtidigt, at der i de fleste danske søer ikke dannes permanent temperaturspringlag om sommeren, eller at lagdeling kun finder sted over en lille del af søarealet.



Figur 3.1. Størrelsesfordelingen af danske søer større end 100 m².

Kortfattet kan den typiske danske sø således karakteriseres som forholdsvis lille, lavvandet og ikke lagdelt. Vandets opholdstid er meget varierende og afhænger af søvolumen og oplandets størrelse.



Figur 3.2. Frekvensfordeling af de større søer, hvorfra der findes vandkemiske data:

- A: areal
- B: middeldybde
- C: maksimumdybde
- D: hydraulisk opholdstid

4 Den vandkemiske tilstand og udvikling i danske søer

4.1 Indledning

I dette afsnit giver vi et kort samlet billede af den øjeblikkelig tilstand (1994-1996) i de danske søer, hvad angår de vandkemiske variable. Vi beskriver også, hvordan udviklingen har været siden 1970'erne, hvorfra de første større og systematiske datamængder findes. Endelig opdaterer vi relationerne mellem næringsstofindhold og sigtddybde.

4.2 Vandkemisk tilstand

De fleste af de undersøgte vandkemiske variable i de danske søer afspejler i dag stadigvæk en generelt høj næringsstofftilførsel og deraffølgende høje koncentrationer i søvandet forhøjet i forhold til det, man finder i upåvirkede søer. Dette gælder f.eks. indholdet af fosfor (tabel 4.1). Sommergennemsnitsværdien af totalfosfor er således 0,244 mg P l⁻¹, og halvdelen af de undersøgte 200 søer har et indhold over 0,152 mg P l⁻¹. En ren, dansk sø har til sammenligning et fosforindhold på 0,010-0,020 mg P l⁻¹. Også kvælstofindholdet er forhøjet. Halvdelen af 177 undersøgte søer har således et totalkvælstofindhold på over 1,82 mg N l⁻¹, mens det i rene søer ligger på 0,5 mg N l⁻¹.

Det generelt høje næringsstofindhold giver sig udslag i en lav sigtddybde og højt indhold af klorofyl *a*, som er et udtryk for mængden af planteplankton. Sommersigtddybden er som gennemsnit 1,21 m og som median 0,85 m. Ud af de 182 undersøgte søer, hvor der er foretaget undersøgelser efter 1994, har kun 25% en gennemsnitlig sommersigtddybde større end 1,5 m. Det gennemsnitlige klorofyl *a* indhold er på 76 µg chl l⁻¹.

Frekvensfordelingen af de undersøgte variable er vist i figur 4.1. Figuren fortæller det samme som tabel 4.1, men giver derudover et mere detaljeret billede af, hvordan indholdet varierer i de undersøgte søer.

Tabel 4.1 Middel, 25% fraktil, median og 75% fraktil af de almindeligste undersøgte kemiske variable (inkl. sigtddybde) i danske søer. De viste data dækker sommergennemsnitsværdier i perioden 1994-1996. N er antallet af søer. Hvis en sø er undersøgt flere gange i perioden, er der anvendt en gennemsnitsværdi. Kun søer, hvor der er foretaget mindst 4 prøvetagninger i et af årene, er medtaget i beregningerne.

| variabel | N | middel | 25% | median | 75% |
|---|-----|--------|-------|--------|-------|
| sigtddybde (m) | 182 | 1,21 | 0,60 | 0,85 | 1,47 |
| klorofyl <i>a</i> (µg chl a l ⁻¹) | 186 | 76 | 24 | 55 | 110 |
| total P (mg P l ⁻¹) | 200 | 0,244 | 0,076 | 0,152 | 0,275 |
| ortho P (mg P l ⁻¹) | 187 | 0,103 | 0,010 | 0,026 | 0,090 |
| total N (mg N l ⁻¹) | 177 | 1,99 | 1,17 | 1,82 | 2,46 |
| nitrat N (mg N l ⁻¹) | 184 | 0,48 | 0,03 | 0,09 | 0,58 |
| ammonium N (mg N l ⁻¹) | 187 | 0,117 | 0,022 | 0,045 | 0,099 |
| silicium (mg Si l ⁻¹) | 150 | 2,60 | 1,02 | 1,89 | 3,92 |
| suspenderet stof (mg SS l ⁻¹) | 149 | 20,5 | 7,3 | 14,3 | 26,1 |
| alkalinitet (meq l ⁻¹) | 144 | 2,08 | 1,25 | 2,14 | 2,85 |
| pH | 157 | 8,19 | 8,04 | 8,40 | 8,65 |
| part. COD (mg O, l ⁻¹) | 117 | 17,9 | 6,4 | 11,2 | 22,2 |

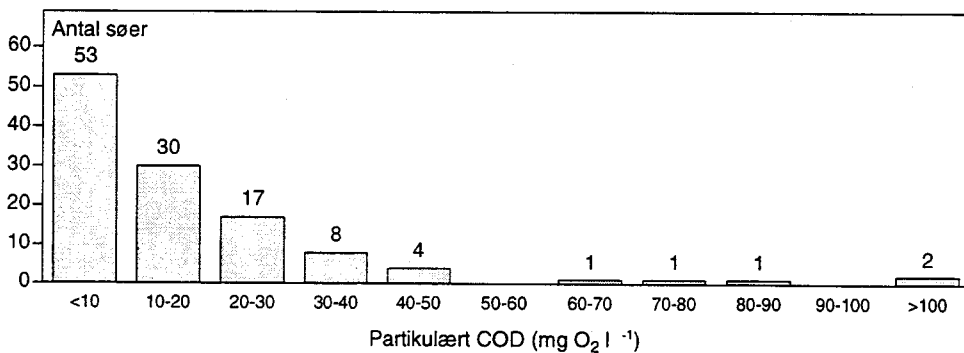
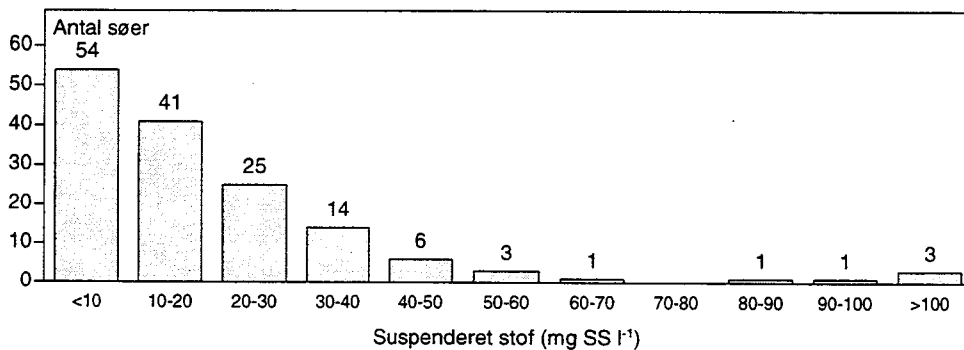
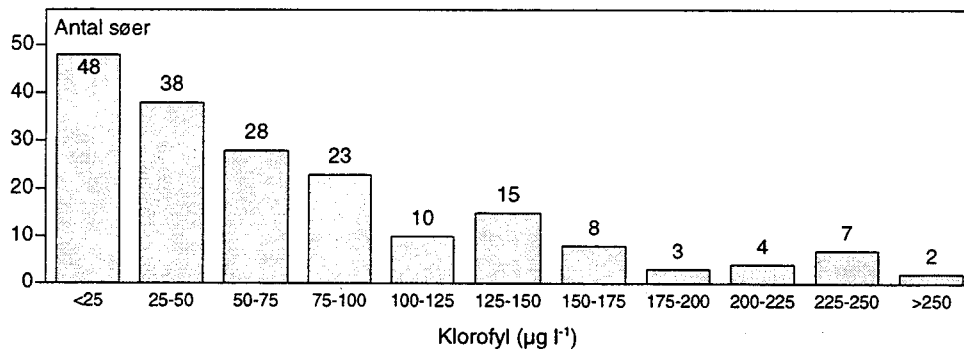
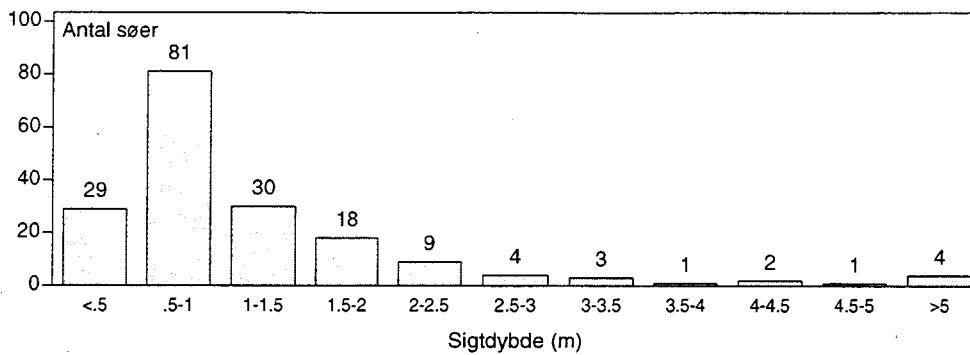
Det fremgår f.eks., at der for mange af de undersøgte variable er et meget bredt spektrum af værdier. Middelsommersigtddybden varierer mellem 0,27 m og 7,7 m og klorofyl *a* mellem 3 og 474 µg chl l⁻¹. Hvad angår pH, så befinder 71% af de undersøgte søer sig inden for et snævert interval med middelsommerværdier mellem 8 og 9. Kun to undersøgte søer har en pH-værdi under 5.

4.3 Udvikling i sigtddybde og næringsstofindhold siden 1970'erne

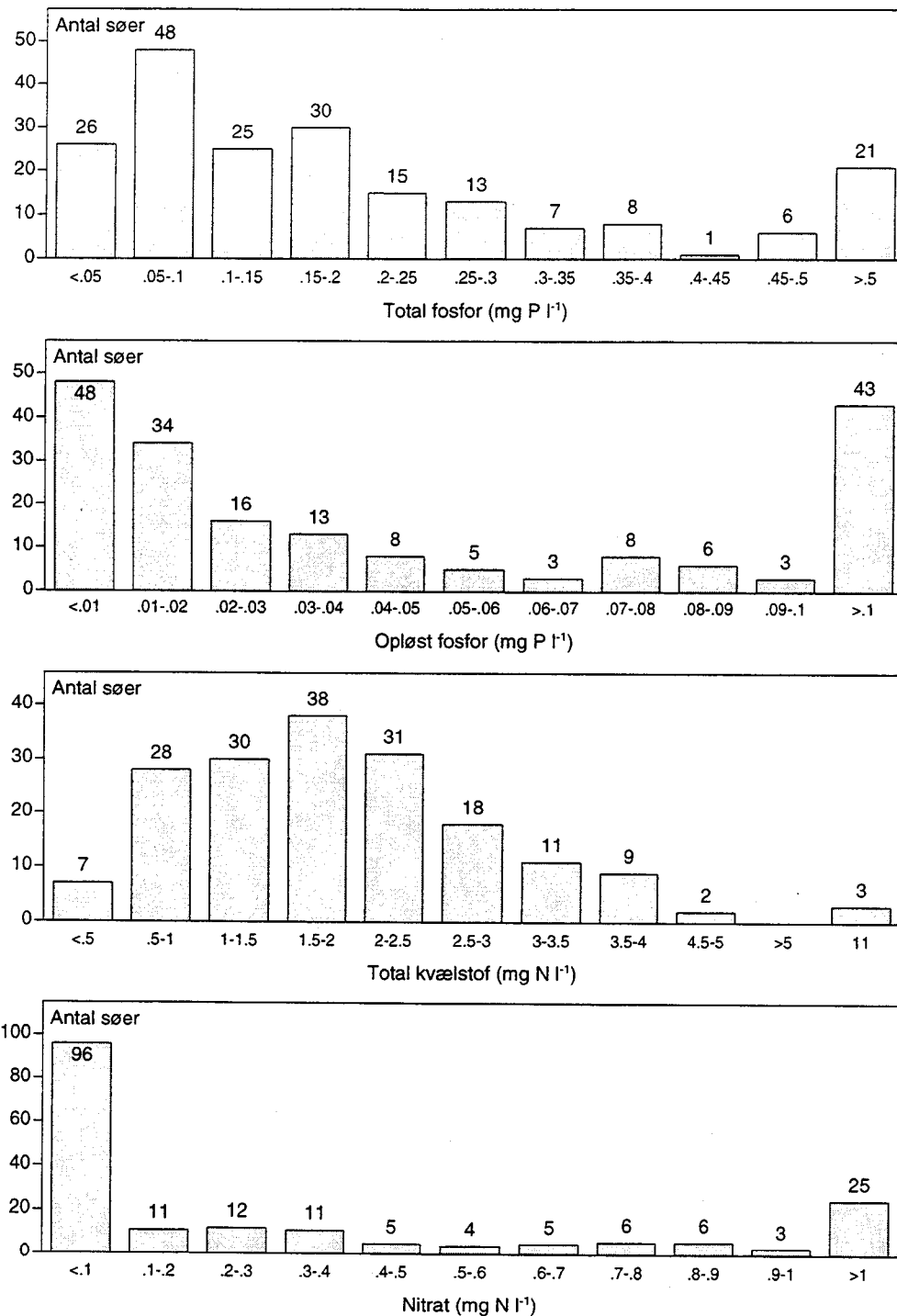
En del søer er undersøgt regelmæssigt for nogle af de vigtigste vandkemiske variable siden 1970'erne. Det er derfor muligt at vurdere den overordnede udvikling inden for de sidste tre årtier.

Siden 1970'erne er der blevet færre af de mest uklare søer. Ud af de undersøgte 77 søer er antallet af søer med en sigtddybde under 0,5 m reduceret fra 19 til 9 (figur 4.2). Til gengæld er der blevet 5 søer mere i kategorien 0,5-1,0 m sigtddybde, og der er tendens til flere af de helt rene søer med en sigtddybde på mere end 3 meter.

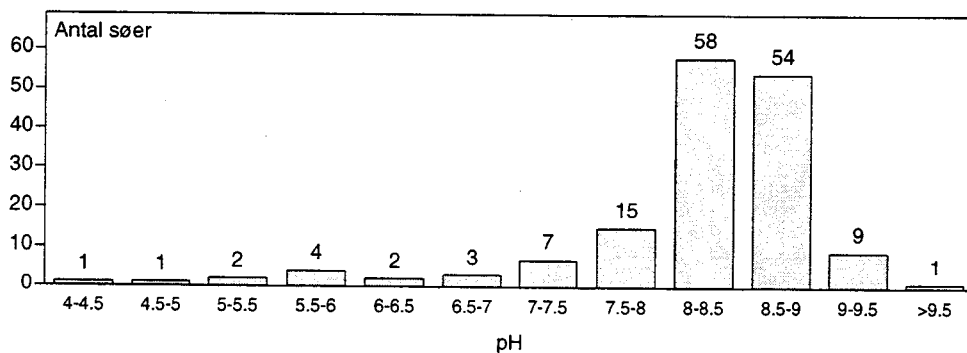
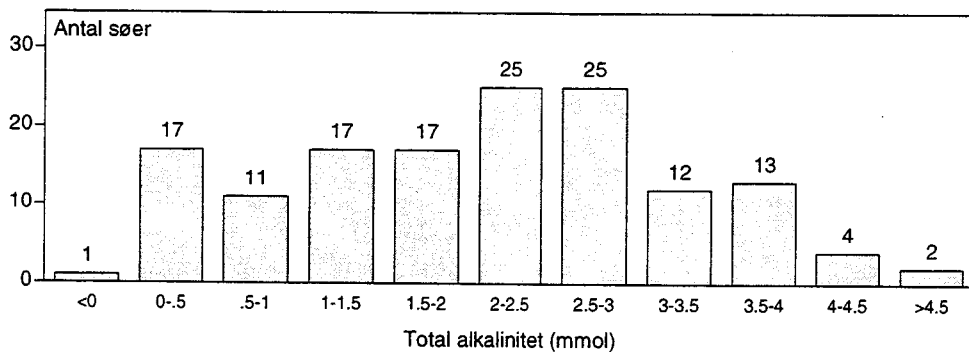
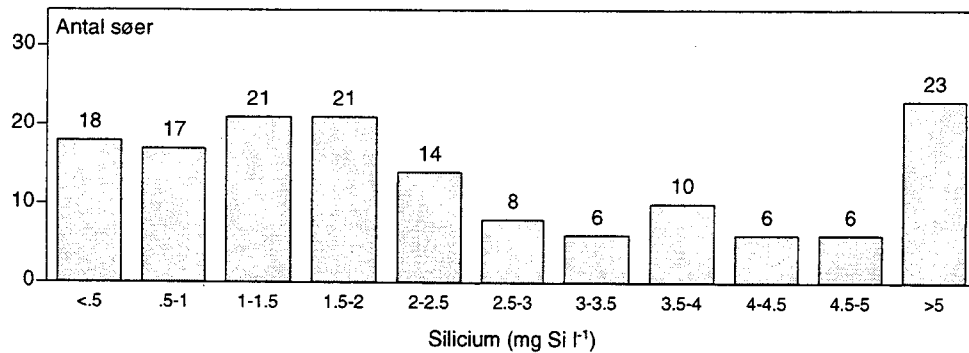
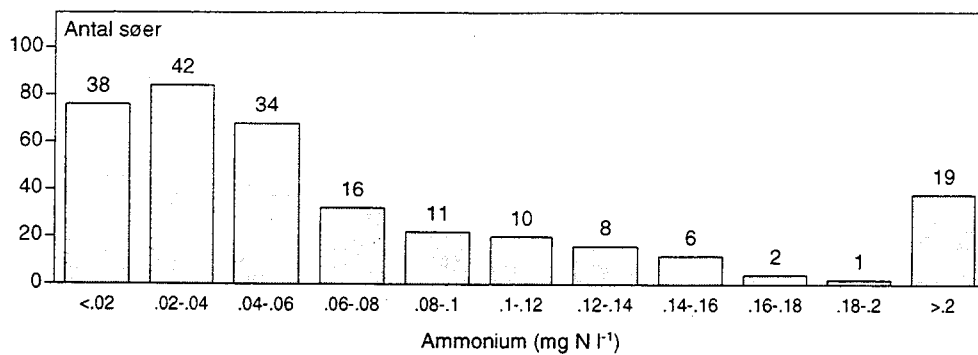
Indholdet af fosfor i søvandet stemmer godt overens med udviklingen i sigtddybden. Der er blevet flere af de "middelnæringsrige" søer. Antallet af søer i kategorien 0,025-0,05 mg P l⁻¹ er fordoblet fra 5 til 10 søer. Der er også en tendens til flere søer i gruppen 0,05-0,125 mg P l⁻¹. Samtidigt er der blevet færre af de meget næringsrige søer. Her er antallet af søer med en fosforkoncentration over 0,5 mg P l⁻¹ halveret fra 22 til 11. Årsagen til det faldende indhold af fosfor i de mest næringsrige søer skal primært ses i forhold til en reduceret tilførsel som et resultat af forbedret spildevandsrensning. Indløbskoncentrationen af fosfor er således reduceret betydeligt til de mest næringsrige søer. Denne udvikling har også været markant siden overvågningsprogrammets start (se afsnit 6).



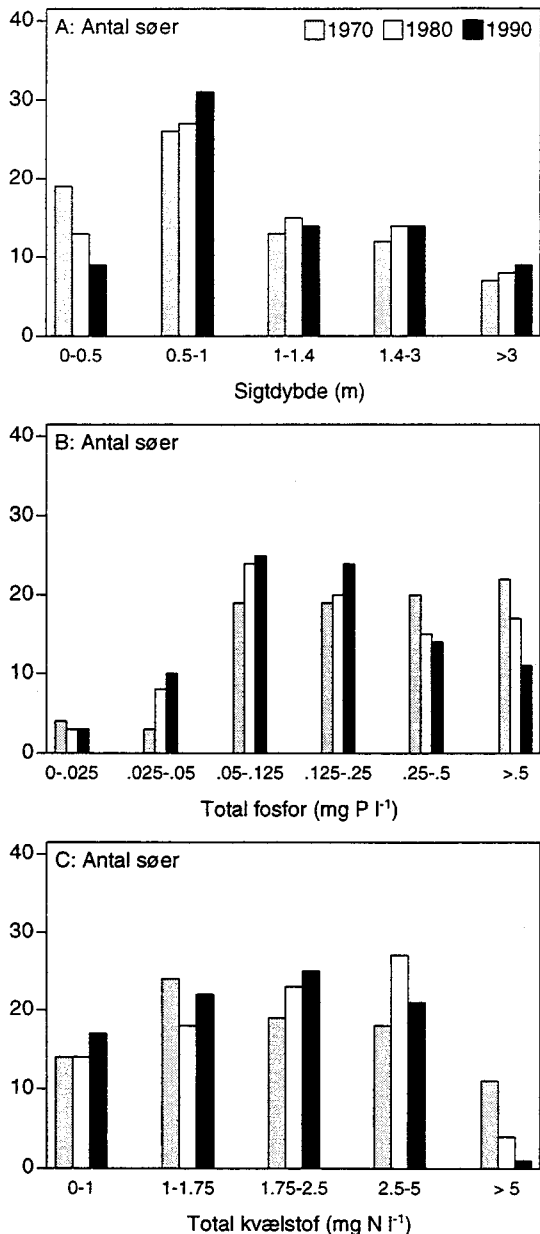
Figur 4.1. Frekvensfordeling for de hyppigst målte vandkemisk/-fysiske variable (jævnfør tabel 4.1).



Figur 4.1 Fortsat. Frekvensfordeling for de hyppigst målte vandkemisk/-fysiske variable (jævnfør tabel 4.1).



Figur 4.1 Fortsat. Frekvensfordeling for de hyppigst målte vandkemisk/-fysiske variable (jævnfør tabel 4.1).



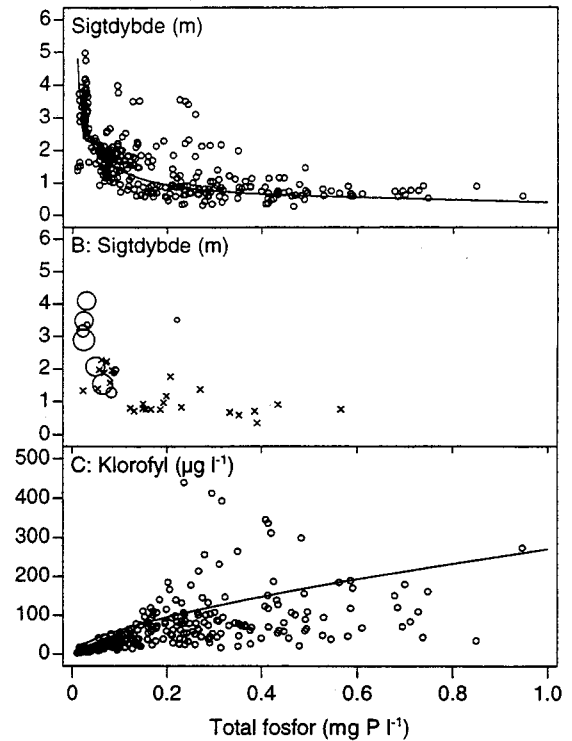
Figur 4.2. Udvikling i søerne mellem 1970'erne, 1980'erne og 1990'erne.

A. Fordeling af sigtdybden (m) i søer i 70'erne, 80'erne og 90'erne. Det er de samme 77 søer, der indgår i alle 3 perioder.

B. Fordeling af total fosfor (mg P l⁻¹) i søer i 70'erne, 80'erne og 90'erne. Det er de samme 87 søer, der går igen i alle 3 perioder.

C. Fordeling af total kvælstof (mg N l⁻¹) i søer i 70'erne, 80'erne og 90'erne. Det er de samme 86 søer, der går igen i alle 3 perioder.

I nogle af de mest næringsrige søer kan det reducerede fosforindhold også skyldes en aftagende intern belastning. I modsætning til indholdet af fosfor er der kun tale om små forskydninger i indholdet af kvælstof. Det er kun i den allermest kvælstofrige kategori af søer, at der ser ud til være sket en ændring. Antallet af søer med en kvælstofkoncentration over 5 mg N l⁻¹ er således reduceret fra 11 til 1.



Figur 4.3.

A. Relationen mellem sigtdybde og totalfosfor (sommer). Linien er den tilsvarende relation fra tabel 4.2.

B. Relationen mellem sigtdybde og total fosfor (sommer). Størrelsen af cirklen angiver RPA af undervandsplanter. Hvis symbolet er et x er RPA < 2%.

C. Relationen mellem klorofyl og total fosfor (sommer). Linien er den tilsvarende relation fra tabel 4.2.

4.4 Relationer mellem næringsstofindhold og sigtdybde

De mest anvendte sammenstillinger af relationer mellem næringsstofindhold, vanddybde og sigtdybde, klorofyl *a* og suspenderet stof baseret på 8 års data fra de 37 overvågningssøer er vist i tabel 4.2. Forholdet mellem totalfosforindhold og sigtdybde og totalfosfor og klorofyl *a* i overvågningssøerne er også vist på figur 4.3a og figur 4.3c. Figuren viser den velkendte sammenhæng, at der i søer med højt fosforindhold er en lav sigtdybde og højt klorofylindhold, og at det normalt først er ved koncentrationer under ca. 0,1 mg P l⁻¹, at sigtdybden øges til over 1 meter. Der er dog også en del søer, som falder uden for den generelle sammenhæng. Selv ved fosforkoncentrationer på 0,2-0,3 mg P l⁻¹ er der søer med en sigtdybde på over 3 meter. Disse søer er bl.a. de dybe søer som f.eks. Furesøen, søer med mange undervandsplanter og søer med fiskedød, der kan medføre kunstigt klarvandede forhold.

Overvågningssøer med en større udbredelse af undervandsplanter har alle en fosforkoncentration under 0,1 mg P l⁻¹ og samtidig en relativ god sigtdybde (figur 4.3b).

Tabel 4.2 Relationer mellem sigtdybde/klorofyl *a* (sigt/Chla) og totalfosforkoncentration (Ptot), middeldybde (Z) og suspenderet stof (SS). N er antal søer.

| sigtdybde/klorofyl | variable | r ² | N | p< |
|--------------------|--|----------------|-----|--------|
| Sommer mod sommer | | | | |
| Sigt | = 0,40 · Ptot ^{-0,54} | 0,60 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 0,33 · Ptot ^{-0,53} · Z ^{0,20} | 0,67 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 5,7 · SS ^{-0,59} | 0,60 | 306 | 0,0001 |
| Sigt | = 4,6 · SS ^{-0,57} · Z ^{0,16} | 0,64 | 306 | 0,0001 |
| Chla | = 271 · Ptot ^{0,66} | 0,46 | 311 | 0,0001 |
| Chla | = 293 · Ptot ^{0,59} · Z ^{-0,26} | 0,489 | 311 | 0,0001 |
| Chla | = 57 · Sig ^{-1,35} | 0,69 | 309 | 0,0001 |
| Sommer mod år | | | | |
| Sigt | = 0,36 · Ptot ^{-0,57} | 0,53 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 0,27 · Ptot ^{-0,59} · Z ^{0,27} | 0,63 | 309 | 0,0001 |
| Chla | = 311 · Ptot ^{0,67} | 0,42 | 311 | 0,0001 |
| Chla | = 355 · Ptot ^{0,60} · Z ^{-0,34} | 0,47 | 310 | 0,0001 |
| År mod år | | | | |
| Sigt | = 0,58 · Ptot ^{-0,44} | 0,48 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 0,47 · Ptot ^{-0,40} · Z ^{0,30} | 0,68 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 5,8 · SS ^{-0,58} | 0,62 | 309 | 0,0001 |
| Sigt | = 4,1 · SS ^{-0,51} · Z ^{0,19} | 0,70 | 306 | 0,0001 |
| Chla | = 266 · Ptot ^{0,75} | 0,42 | 311 | 0,0001 |
| Chla | = 285 · Ptot ^{0,69} · Z ^{-0,20} | 0,44 | 311 | 0,0001 |
| Chla | = 63 · Sig ^{-1,6} | 0,74 | 309 | 0,0001 |

Søerne i denne gruppe har ikke en sigtdybde-totalfosfor relation, der er anderledes end søer uden undervandsplanter. Den positive effekt, som undervandsplanter har for sigtdybden, ses tydeligt ved intermediære fosforkoncentrationer (0,1-0,2 mg P l⁻¹), hvor både den uklare og klarvandede tilstand er mulig (se også afsnit 5 og figur 5.39).

5 Biologiske samfund og samspil

5.1 Indledning

I målsætningerne for søer indgår ofte kvalitetskrav til de biologiske samfund, og i B- og A-målsætningerne er der krav om et alsidigt plante- og dyreliv. De fleste danske søer er dog i dag så stærkt næringsberigede, at dette kvalitetskrav ikke er opfyldt.

Strukturskift langs en næringsstofgradient

De biologiske samfund og samspil ændres markant langs en næringsstofgradient (figur 5.1). Næringsfattige danske søer er klarvandede. De har ofte mange undervandsplanter. Rovfiskene forekommer talrigt og domineres typisk af gedde og aborre. Forholdet mellem biomassen af rovfisk og byttefisk er højt, hvorfor rovfiskene i stor grad evner at holde mængden af fredfisk nede. Det betyder, at prædationstrykket på dyreplankton er lavt, og dermed kan dyreplankton optræde i så høje tætheder, at de yder et stort græsningstryk på planteplankton. Dette sammenholdt med de lave næringsstofkoncentrationer betyder lav planteplanktonbiomasse og dermed klart vand. Når næringsstofftilførslen øges til sådanne søer, sker der forandringer i de biologiske samfund og samspil.

Både antallet og biomassen af fisk øges. Samtidig sker der også væsentlige ændringer i den indbyrdes fordeling af fiskene. Antallet og biomassen af fredfisk som skalle og brasen stiger, samtidig med at aborre går tilbage. Gedde og i nogle søer også sandart bliver de dominerende rovfisk. Andelen af rovfisk mindskes, og dermed mindskes rovfiskekontrollen af fredfisk. Dette betyder øget prædationstryk på dyreplankton. Som følge heraf mindskes dyreplankton:planteplankton-forholdet og dermed forventeligt også græsningstrykket på planteplankton med øget biomasse af planteplankton til følge. Sigtdybden mindskes, hvilket forringer bundplanternes vækst-betingelser så meget, at de helt forsvinder fra de mest næringsrige søer. I lavvandede søer sker de store forandringer i søernes biologiske samfund ved fosforkoncentrationer på 0,05-0,2 mg l⁻¹ (figur 5.1).

Ud fra figur 5.1 kunne man få det indtryk, at ændringerne i de biologiske samfund sker gradvist, når næringsstofftilførslen øges. Der er imidlertid ofte tale om springvise ændringer (figur 5.2). Undervandsplanter og rovfisk synes at stabilisere den klarvandede tilstand, så en mindre forøgelse i næringsstofftilførslen ikke fører til væsentlige ændringer i de biologiske samfund. Øges næringsstofftilførslen yderligere nås et punkt, hvor dette feedback-system bryder sammen, og der sker et brat skift til en uklar tilstand med høj biomasse af planteplankton, få eller ingen bundplanter og total

dominans af fredfisk (figur 5.1) Også denne tilstand har indbygget en række feedbackmekanismer, der vanskeliggør et skift tilbage til den klarvandede tilstand. Når næringsstofftilførslen reduceres, vil der derfor også være en træghed mod et skift til den klarvandede tilstand (figur 5.2). Denne træghed kan især tilskrives de mange planktivore fisk. Desuden kan planteædende fugle som blishøne og knopsvane forsinke retableringen af bundplanter. Skiftet tilbage til den klarvandede tilstand vil derfor forekomme ved en lavere næringsstoffkoncentration end den, der førte til den uklare tilstand.

I det følgende vil vi med udgangspunkt i data fra overvågningen af de danske søer give en mere detaljeret beskrivelse af de biologiske forandringer, der sker, når søernes næringsstoffniveau ændres. Vi vil endvidere pege på udviklingstendenser i de seneste årtier og hvilke biologiske tiltag, der kan tages i anvendelse for at fremme tilstandsforbedringen i søerne.

5.2 Fisk

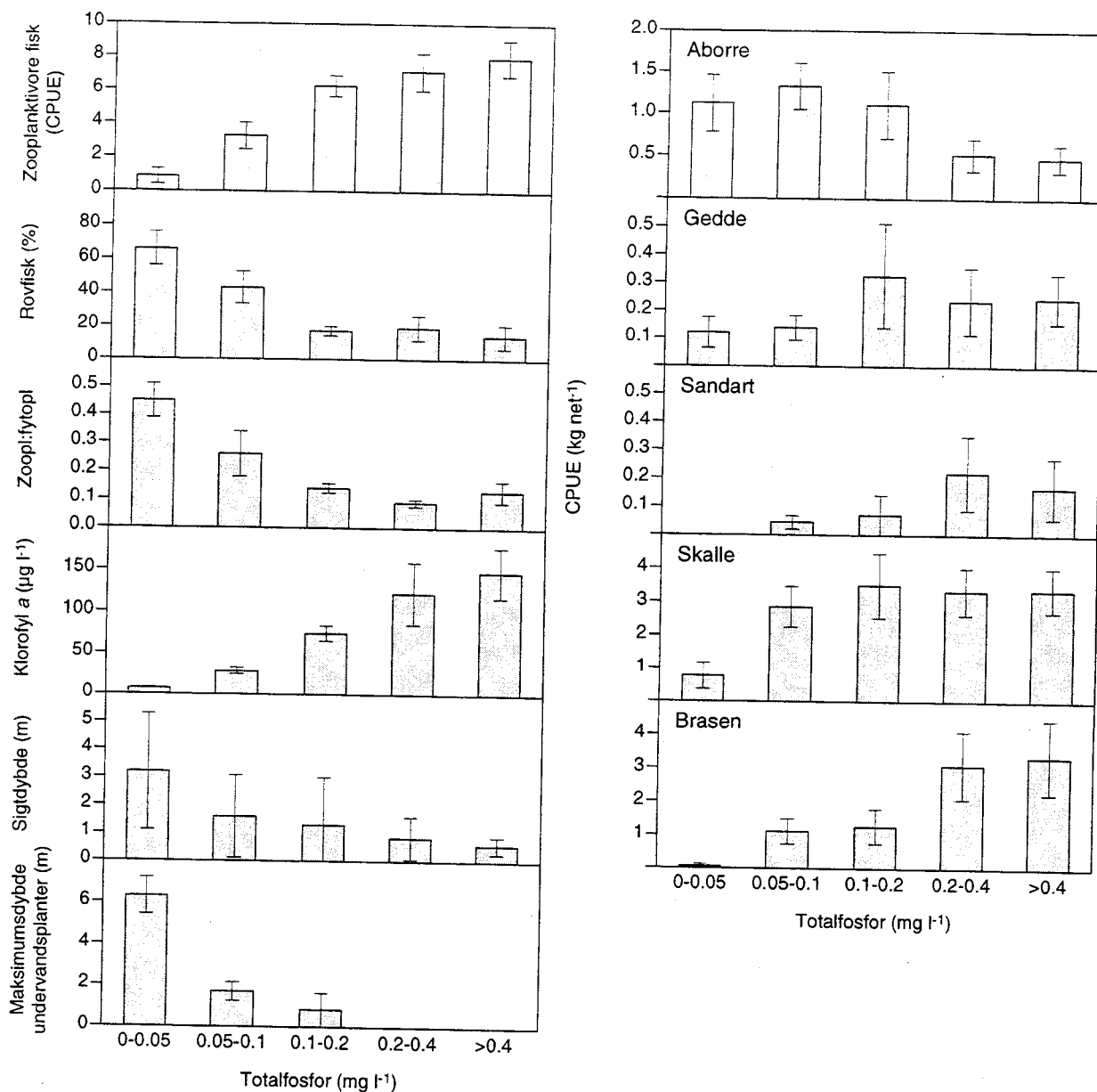
Søernes fiskebestand har interesse i relation til rekreativt og i mere begrænset omfang også erhvervsmæssigt fiskeri. De har imidlertid også stor interesse i vurderingen af søernes natur- og miljømæssige tilstand og ved fastlæggelse af målsætninger for søernes tilstand. De seneste års forskning har vist, at fiskene har stor regulerende rolle i søer og dermed stor virkning på søernes miljøtilstand, herunder vandets klarhed. Det har ligeledes vist sig, at dominansen af fredfisk som skalle og brasen i næringsrige søer kan forsinke tilstandsforbedringen i søer, efter at næringsstofftilførslen er reduceret.

I dette afsnit vil vi beskrive, hvordan fiskebestandens sammensætning ændres langs en næringsstofgradient og i et vist omfang diskutere årsagssammenhænge. Der henvises endvidere til Müller og Jerl-Jensen (1997).

Antal arter

I gennem de seneste 10 år er der foretaget fiskeundersøgelser i en række danske søer efter et standardiseret program. Dette program omfatter fiskeri med gællenet i pelagiet og i bredzonen samt elfiskeri i bredzonen (Mortensen *et al.*, 1990).

Ved garnfiskeriet er der registreret i alt 41 arter inkluderende enkelte hybrider mellem brasen og flire og skalle og brasen og 32 arter ved elfiskeri. I alt er der registreret 45 arter. Artsantallet i søerne varierer mellem 0 og 18, men typisk er der 6-8 arter (figur 5.3).



Figur 5.1A. Biomasse af zooplanktivore fisk (CPUE, fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn, 14 maskevidder mellem 6.25-75 mm) i august i danske søer afbildet mod sommermiddelmekoncentrationen af totalfosfor i søvandet ($n = 65$). Ligeledes er vist procentdelen af rovfisk, sommermiddelmekoncentrationen af totalfosfor i søvandet (1. maj - 1. okt.) af zooplankton:fytoplankton biomasseforholdet, koncentrationen af klorofyl *a* i epilimnion, sigtedybden og maksimumdybden for undervandsplanter versus totalfosfor. Middel \pm SD for de fem fosforgrupper er vist. Bemærk, at x-aksen ikke er lineær. Effekten af ændringer i totalfosfor på de biologiske samfund og fysisk-kemiske variable er således særlig stor ved lave fosforkoncentrationer, mens der kun sker små ændringer, når totalfosfor er større end 0,1-0,2 mg P l⁻¹.

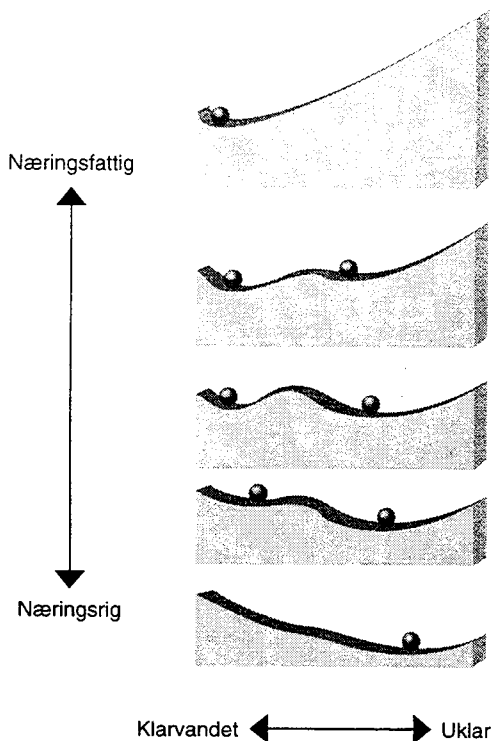
Figur 5.1B. Biomassen (CPUE, fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn \pm SD) af forskellige kvantitative betydende fiskearter i danske søer afbildet mod middelmekoncentration af totalfosfor om sommeren (*E. Jeppesen, upubl.*).

Det største artsantal findes i dybe søer placeret i tilknytning til større vandløbssystemer, mens der er få arter i de meget næringsrige søer, som periodisk udsættes for fiskedød.

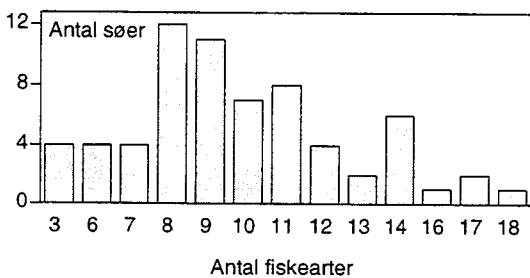
Antallet af arter stiger fra et middel på 5,6 i den laveste fosforkategori og har et maksimum på 9,1 ved 0,2-0,4 mg P l⁻¹. Antallet stiger endvidere med middeldybden og i lidt mindre grad, men dog signifikant, med søarealet. Det er dog ikke let at vurdere, om det er søens areal eller dybden, der er

afgørende, da de to variable er indbyrdes stærkt korrelerede i datamaterialet. I en multipel regression, der også inkluderer fosforkoncentrationen, er det dog middeldybden, der bliver signifikant.

Skalle og aborre er de mest udbredte arter. De forekommer i mere end 97 % af de 62 søer med fiskeundersøgelser, som databasen på DMU omfatter. Herefter følger ål (92% af søerne), brasen, gedde og rudskalle (>79% af søerne), mens hork forekommer i 68% af søerne.



Figur 5.2 Illustration af hvorledes lavvandede søer reagerer på ændringer i næringsstofftilførslen. Ved lav næringsstofftilførsel er søerne klarvandede, øges næringsstofftilførslen er to tilstande mulige, men der skal en større ændring i økosystemet til for at bringe søerne over i den uklare tilstand. Ved fortsat stigning i tilførslen bringes søerne lettere over i den uklare tilstand, mens det bliver sværere at bringe dem tilbage til den klarvandede tilstand. Til sidst finder der kun en stabil tilstand - den uklare sø. Tilbageturen efter en formindskelse i næringsstofftilførslen viser tilsvarende træghed (Scheffer 1990).



Figur 5.3. Frekvensfordeling af antallet af arter af fisk i 62 danske søer.

En række arter (f.eks. sandart, suder, karuds, regnløje og løje) forekommer i 20-40% af søerne, mens snæbel, heltling, elritse, rimte kan nævnes som mere sjældent forekommende arter (<6% af søerne). Ørredfisk (søored, bækorred og regnbueørred) forekommer i 12% af søerne.

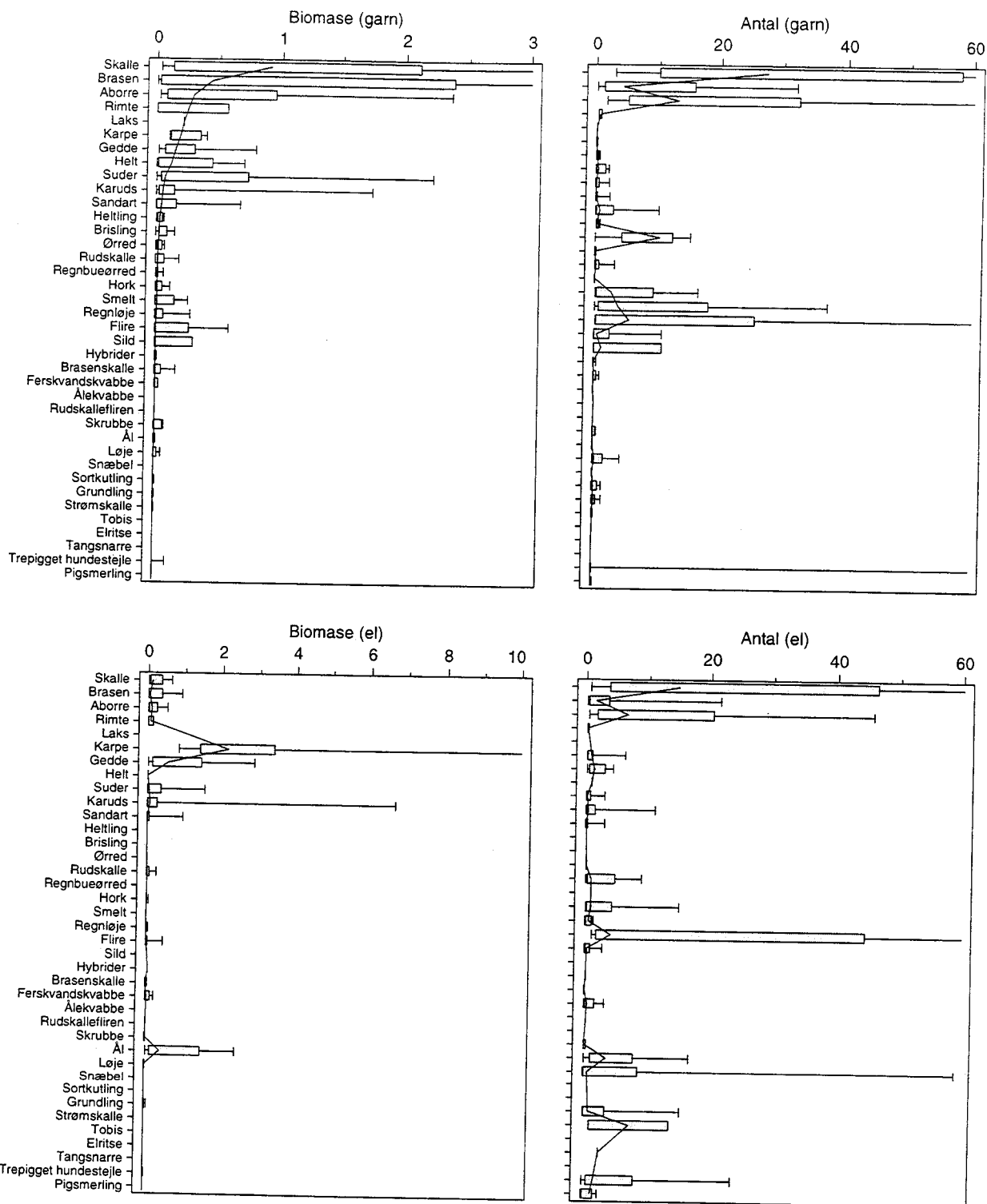
Ændringer langs en næringsstofgradient

I søer, hvor en given art forekommer, er medianværdien af fangsten pr. net på vægtbasis

størst for skalle og brasen fulgt af aborre, rimte, laks, karpe, gedde, helt, suder og karuds (figur 5.4). På antalsbasis er det skalle og aborre fulgt af brisling, regnløje, brasen, hork, og sild. Garnene fanger ikke ål særligt effektivt, hvorfor denne art kun optræder sporadisk i garnfangsterne. Ved elfiskeriet langs søernes bredder er det på vægtbasis især karpe, gedde og ål, som dominerer fangsten. Antalsmæssigt er det nogenlunde som for garnfangsterne, men rudskalle, hundestejle og pigsmørling kan være talrige, ligesom karpe, gedde, suder og karuds har større betydning her (figur 5.4).

Som beskrevet i indledningen til dette afsnit, sker der store ændringer i antallet og biomassen af fisk og fiskebestandens relative sammensætning, når fosforniveauet øges (figur 5.1). Aborren, som er rovfisk når den er 2-3 år, dominerer i de næringsfattige søer, og karpefisk og her især skalle og brasen i de næringsrige søer, hvor gedden og i nogle søer også sandart bliver de dominerende rovfisk. Aborrrens dominans i de næringsfattige søer skyldes bl.a., at disse søer ofte har mange undervandsplanter. Aborren er bedre end skalle og brasen til at fouragere i plantebæltet og bedre til at udnytte plantetilknyttede dyr. Dertil kommer, at de nævnte fiskearter i ungdomsstadierne konkurrerer om føde, og her er aborren de andre overlegen i vegetationen, mens det er lige omvendt på åbent vand (Persson *et al.*, 1988). I søer med udbredt undervandsvegetation har aborren derfor gode muligheder for at nå rovfiskestadiet, der typisk opnås ved en længde over 12-15 cm, med deraf følgende øget predationstryk på fredfisk. Dette vil så yderligere forbedre konkurrencevilkårene for deres egen yngel og samtidig øge vandets klarhed fordi, antallet af dyreplanktonædende fisk bliver lavt og græsningstrykket på planteplanktonet følgerig højt. Dermed forbedres på selvforstærkende vis også vilkårene for undervandsplanterne.

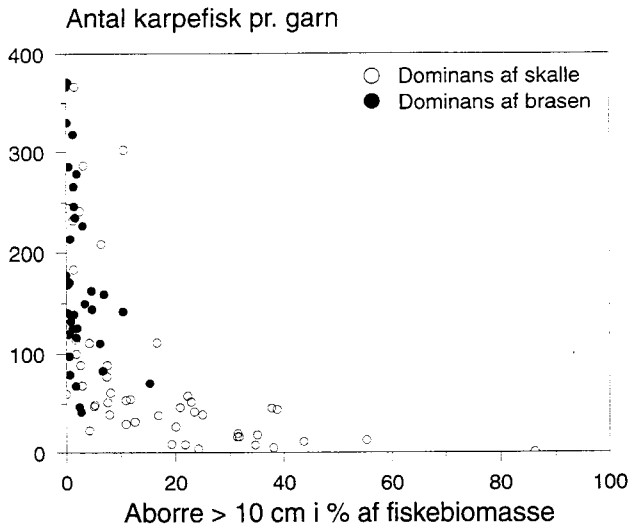
Analysen af data fra en række danske søer har vist, at når aborre > 10 cm udgør mere end 20% af den totale fiskebiomasse, er der kun relativt få karpefisk i søerne, og søerne er typisk klarvandede (figur 5.5, Müller & Jerl-Jensen, 1997). I de næringsrige søer er undervandsplanternes udbredelse lille, eller de mangler helt. De store aborrers andel af biomassen er ligeledes lille (<5-10%), og søen er uklar. I stedet overtager sandart og gedde som nævnt prædatorrollen, men de er ikke så effektive til at kontrollere fredfiskene som aborren. Sandart, der er en indført fisk, forekommer i 33% af søerne. Den fanger sit bytte ved lugte- og sideliniesansning, hvilket giver den gode muligheder i uklare søer. Sandarten har dog ofte en uheldig indvirkning på fiskebestanden, idet den fremmer brasen på bekostning af skalle, fordi sandarten har et snævert svælg og derfor ikke er så effektiv til at konsumere brasen, som har en høj kropsform.



Figur 5.4. Fangsten (pr. net eller sektion (el)) af forskellige arter af fisk i garn og ved elfiskeri i 62 danske søer afbildet efter aftagende garnfangster målt som vådvægt. For hver art er angivet medianen samt 25 og 75% kvartilerne (søjler) og 10 og 90% fraktilerne (linjerne) for de søer, i hvilken arten forekommer.

Det uheldige består i, at brasen har større negativ indvirkning på vandets klarhed end skalle, især i lavvandede søer. Det skyldes, at den ved fødesøgning på bunden pumper materiale op i vandmassen, og dermed øges mængden af suspenderet stof og næringsstoffrigivelsen fra søbunden. Lavvandede søer med brasen er derfor særligt uklare (Meijer et al., 1990; Windolf et al., 1993; figur 5.6).

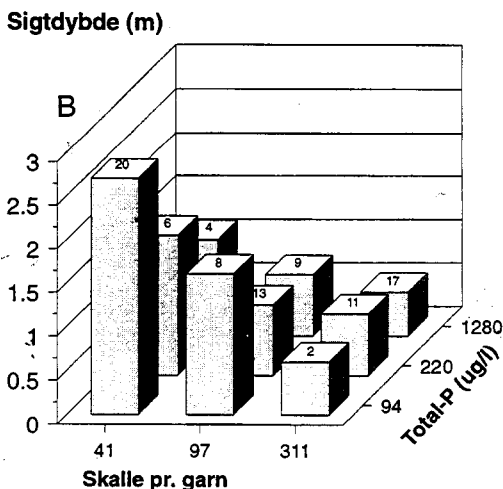
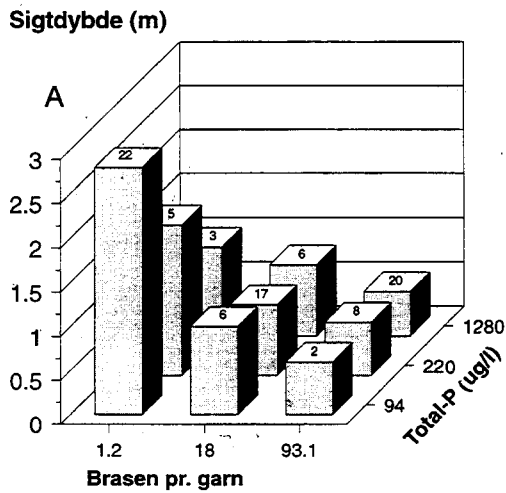
Gedden trives bedst i små, næringsrige søer med en veludviklet rørskov (figur 5.6). Rørskoven giver dem gode opvækstbetingelser i de første leveår og mindsker graden af kannibalisme (Grimm, 1989; Grimm & Backx, 1990). Suder, karudse og rudskalle er også typisk knyttet til bredzonen og andre planteområder i søerne. De to førstnævnte har stor tolerance over for lave iltkoncentrationer og højt pH og er varmeelskende.



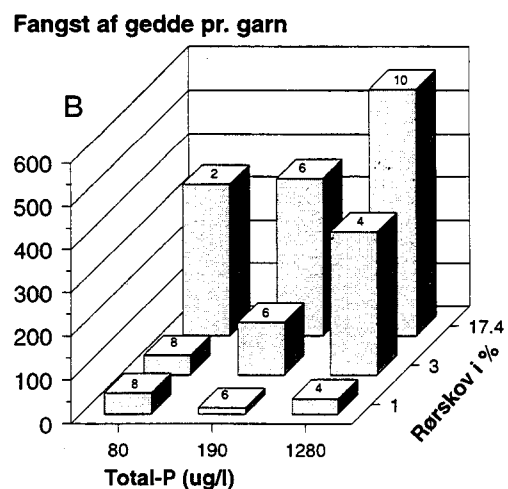
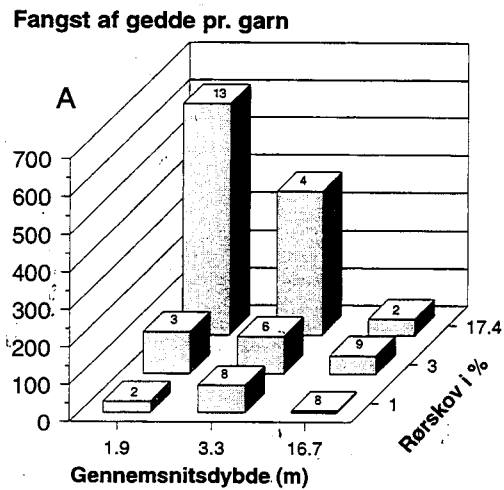
Figur 5.5. Fangsten af karpefisk pr. garn og fredfiskenes dominansforhold i søer, hvor bestanden af abborre større end 10 cm udgør forskellige andele af fiskebiomassen (fra Müller & Jerl Jensen, 1997).

De er derfor typisk mest talrige i næringsrige, lavvandede søer med stor bredzone eller mange undervandsplanter. Blandt overvågningssøerne kan som eksempler nævnes Damhussøen og Gundsømagle Sø.

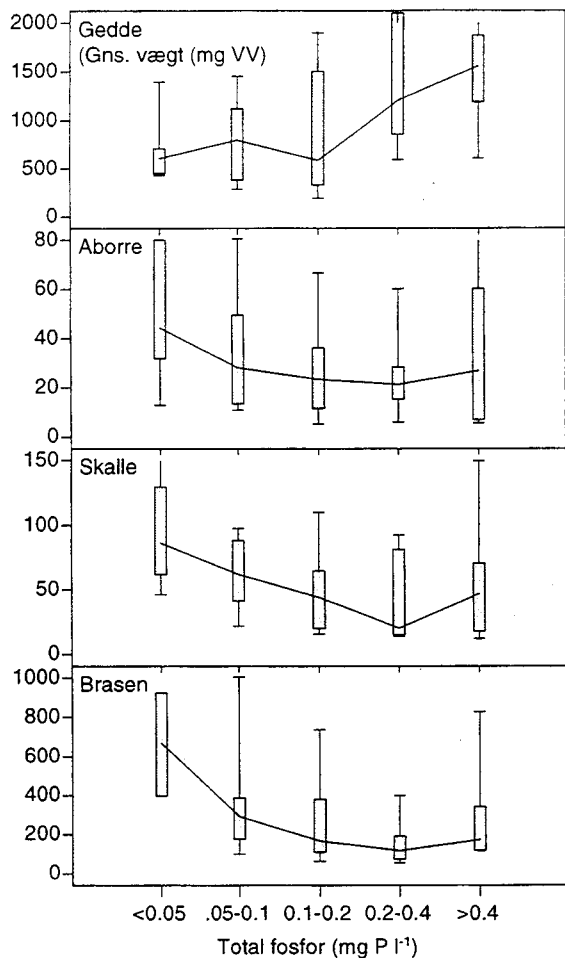
Med stigende fosforkoncentration sker der ikke alene et skift i biomassen og den relative sammensætning af fiskebestanden, men gennemsnitsstørrelsen ændres også. Den gennemsnitlige individbiomasse af hele fiskepopulationen aftager. Det mønster er dog ikke gældende for alle arter. Individbiomassen aftager betydeligt for både aborre, skalle og brasen især i fosforintervallet 0,05-0,2 mg l⁻¹, mens den stiger for gedde (figur 5.7). Den højere individbiomasse af brasen og skalle i den laveste fosforkategori kan forklares ved aborreyngelens konkurrencemæssige fordel. Dertil kommer, at rovaborrens har præferens for især de små fisk, mens gedden, som dominerer i de næringsrige søer, har præferens for de større individer (Müller & Jerl-Jensen, 1997).



Figur 5.6A Den gennemsnitlige sommertidtybde i søer med forskellige tætheder af skaller og brasener og med forskelligt fosforindhold i søvandet. Nummeret øverst i hver kasse angiver antallet af søer, som bidrager til middelværdien (fra Müller & Jerl Jensen, 1997).



Figur 5.6B Fangsten af gedder pr. garn som en funktion af rørskovens andel af søarealet og A) søernes gennemsnitsdybde og B) søvandets sommergennemsnitlige (1/5-1/10) totalfosforindhold. Nummeret øverst i hver kasse angiver antal søer, som bidrager til middelværdien (fra Müller & Jerl Jensen, 1997).



Figur 5.7 Ændringer i gennemsnitsvægten (mg vådvægt individ⁻¹) for forskellige fiskearter langs en gradient i totalfosfor (mg P l⁻¹, 1: 0-0.05 ; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2 ;4 :0.2-0.4; 5:>0.4).

Dominansen af små fredfisk i de næringsrige søer er særlig uheldig, fordi netop småfiskene yder et særlig stort prædationstryk på dyreplanktonet.

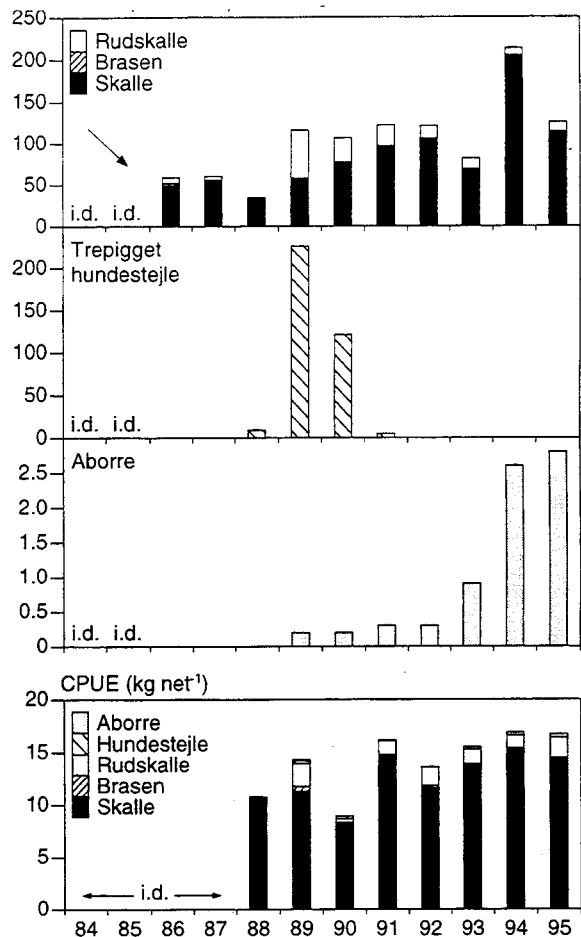
Den stigende individbiomasse af gedde kan tilskrives forbedrede fødeforhold (flere karpfisk), men skyldes nok også en øget betydning af kannibalisme p.g.a. tilbagegangen i mængden af undervandsplanter (figur 5.1) og dermed tab af skjulemuligheder for smågedder.

Eksempler på udviklingsforløb

Kun i få danske søer har fiskebestandens kvantitative udvikling været fulgt tæt i en længere årrække, og det er ofte søer, hvori der er sket markante ændringer enten naturligt eller som følge af indgreb i fiskebestanden.

Søbygård Sø

I denne sø har der været gennemført oversigtsfiskeri med gællenet hvert år siden 1987. CPUE på vægtbasis har i perioden kun varieret lidt (9-15 kg net⁻¹) og har været totalt domineret af skalle og rudskalle (figur 5.8). På antalsbasis har CPUE derimod varieret meget.

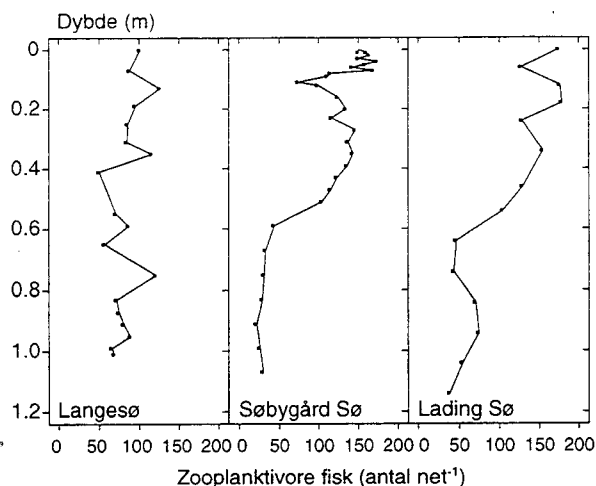


Figur 5.8. Fiskebestandens udvikling i Søbygård Sø bedømt ud fra standardiseret fangst med gællenet på åbent vand og i bredzonen.

Dette tilskrives en variabel yngelsucces hos skalle og rudskalle som følge af periodisk højt pH (over 10,2). Fangsten var domineret af skalle i de fleste år, men i 1989 og 1990 forekom rudskalle og 3-pigget hundestejle i stort antal. I overensstemmelse med det høje næringsstofniveau (0,4-1,0 mg P l⁻¹ om sommeren) var søen totalt domineret af fredfisk. Der er dog tegn på, at aborretætheden er i stigning, hvilket formentlig er et udtryk for en langsom forbedring i miljøtilstanden i søen efter en knap 90% reduktion i fosfortilførslen i 1982 og en næsten halvering af kvælstoftilførslen i 1987.

Engelsholm Sø

Som led i en restaurering af søen blev der i 1993-1994 foretaget en opfiskning af fredfisk, især skalle og brasen. I de første to år blev der fjernet knap 14 tons og i 1994 yderligere 5,5 tons. Den skønnede biomasse (ud fra fangster i gællenet) faldt herved fra 33 tons i 1990 til 12-17 tons. Siden indgrebet er brasen næsten helt forsvundet fra søen. Derimod er der sket en eksplosiv vækst af først hork og siden aborre og skalle, så søen i dag er en skalle-aborre sø, hvor aborren udgør 25 % af fredfiskene og dermed yder et stort prædationstryk på rovfiskene.



Figur 5.9 Rekonstruktion af antallet af zooplanktivore fisk (CPUE, fangst pr. net i biologiske ovesigtsgarn, jvf. Fig. 2) i Langesø, Søbygård Sø og Lading Sø i forskellige lag af søbunden (E. Jeppesen, J.P. Jensen & E. Agerbo., upubl.).

Den midlertidige stigning i hork skal formentlig forklares ved bedre fødeforhold som et resultat af opfiskningen af brasen. Begge æder bunddyr, men brasen er horken overlegen. Senere er horken så gået tilbage igen i takt med forøgelsen i antallet af bentisk levende aborre. I søen er der endnu ikke etableret undervandsvegetation. Det er derfor et åbent spørgsmål, om den høje aborreandel kan fastholdes i fremtiden, eller om søen igen bliver totalt domineret af fredfisk.

Det historiske perspektiv

Ferskvandsfiskerilaboratoriet (nu DFU) foretog i 1960'erne fiskeundersøgelser i en række danske søer, men med en væsentlig anden metodik end den, der anvendes i dag, hvilket gør det vanskeligt at vurdere udviklingstendenser i et mere historisk perspektiv. Der er imidlertid nu udviklet metoder, der tillader en kvantitativ rekonstruktion af antallet af planktivore fisk. Der er således opstillet relationer mellem antallet af planktivore fisk i søvandet og rester af dyreplankton i overfladesedimentet (Jeppesen et al., 1996). De kan anvendes til at estimere antallet af dyreplanktonædende fisk tilbage i tiden ud fra analyser af dyreplanktonrester i forskellige lag af søbunden.

Tabel 5.1. Antal arter af dyreplankton i søer med forskellig totalfosforkoncentration

| TP (mg P l ⁻¹) | Hjuldyr | | | Cladoceer | | | Copepoder | | | Total | | |
|-------------------------------|---------|---------|----------------|-----------|---------|----------------|-----------|---------|----------------|---------|---------|----------------|
| | mid-del | me-dian | 25-75% kvartil | mid-del | me-dian | 25-75% kvartil | mid-del | me-dian | 25-75% kvartil | mid-del | me-dian | 25-75% kvartil |
| 0-0,05 | 19,6 | 18 | 11-27 | 10,7 | 10 | 6-15 | 6,3 | 5 | 3-10 | 36,5 | 37 | 20-47 |
| 0,05-0,1 | 19,8 | 20 | 15-24 | 9,4 | 9 | 7-11 | 7,4 | 7 | 6-9 | 36,6 | 36 | 29-43 |
| 0,1-0,2 | 19,2 | 17 | 14-26 | 9,6 | 10 | 7-12 | 6,9 | 5 | 7-8 | 35,6 | 34 | 26-46 |
| 0,2-0,4 | 18,7 | 19 | 14-23 | 9,7 | 9 | 7-11 | 6,9 | 6 | 7-8 | 35,3 | 36 | 28-42 |
| >0,4 | 18,8 | 18 | 14-23 | 8,2 | 8 | 6-9 | 6,1 | 6 | 5-7 | 33,1 | 32 | 27-38 |

Tabel 5.2. Oversigt i variationen i antal registrerede arter af planteplankton i den enkelte søer.

| År | Gns. | Median | Minimum | Maksimum |
|-------------------|------|--------|---------|----------|
| År | 101 | 96 | 32 | 190 |
| Sommer (1/5-1/10) | 89 | 87 | 26 | 176 |

Tre eksempler er vist i figur 5.9. I både Lading Sø og Søbygård Sø ændres antal pr. net af planktivore fisk fra relativt lave værdier i 65-110 cm's dybde i sedimentet til meget høje værdier i overfladen. I Søbygård Sø sker der et midlertidigt et markant fald i antallet i ca. 10 cm's dybde svarende til midten af 70'erne, hvor der er observeret fiskedød flere gange, med høje *Daphnia*-tætheder og klart vand til følge. I Langesø er antallet af planktivore fisk i overfladen lavere end i de to andre søer og falder svagt ned gennem den øverste meter af sedimentet, men er dog højere i 50-100 cm's dybde end i de to andre søer.

De relativt små ændringer i den øverste del af sedimentet passer godt med Otterstrøms undersøgelser af fiskebestanden i 1929. Ligesom i dag var søerne dengang domineret af brasen og små aborrer. Rekonstruktionen tyder på, at dette også har været tilfældet længere tilbage i tiden, hvilket måske skyldes en tidlig næringsberigning fra spildevand og landbrugsdrift ved Langesø Gods. Resultaterne viser det store potentiale, søbunden indeholder, for at beskrive den historiske udvikling i fiskebestanden.

5.3 Dyreplankton

Dyreplanktonet omfatter meget forskellige gruppe af organismer såvel med hensyn til størrelse som funktion, og tæller både rovdyr, der æder andre dyreplanktonarter, samt græssere på planteplankton, protozoer og bakterier. Dyreplanktonets mængde er både reguleret af den tilgængelige føde og af prædation fra fisk og større hvirvelløse rovdyr. Tidligere tillagde man ikke dyreplanktonet en væsentlig indikatorrolle på biologiske samspil eller miljøtilstand. I de senere år er synet herpå ændret, ikke mindst fordi det har vist sig, at sammensætningen og størrelsen af dyreplanktonet i søerne i høj grad afspejler prædationstrykket fra fisk.

I dette afsnit vil vi beskrive, hvordan artsantal, sammensætning og størrelse af dyreplankton ændres langs en gradient i næringsstoffer og i mængden af dyreplanktonædende fisk. Vi vil også diskutere, hvordan dyreplanktonets græsningstryk ændres langs de samme gradienter og over sæsonen.

Antal arter

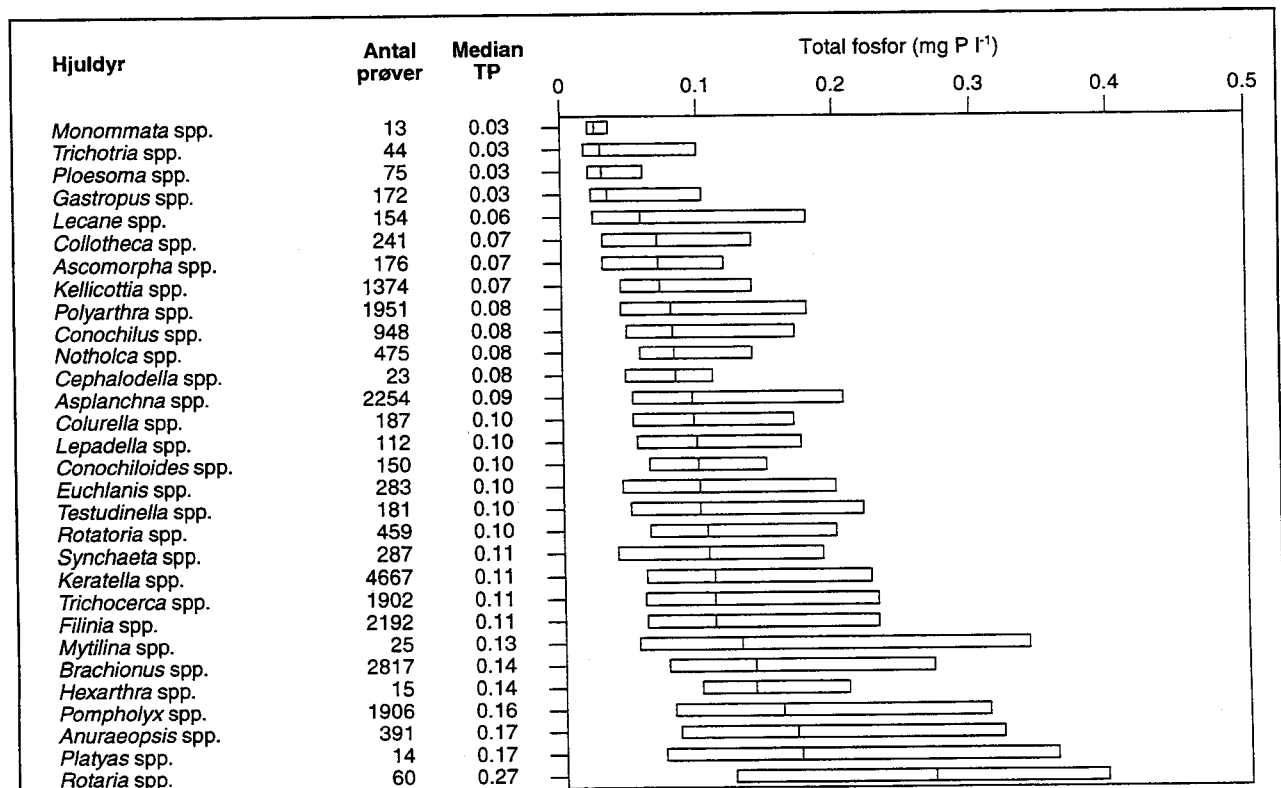
Vi har detaljerede dyreplanktonundersøgelser fra 60 søer og 380 undersøgelsesår. Hjuldyr er den mest artsrige gruppe med gennemsnitligt 19 arter pr. sø (tabel 5.1). Herefter følger cladoceerne (9 arter pr. sø), mens der gennemsnitligt optræder 7 vandlopperarter pr. sø. Artsantallet er stort set ikke påvirket af næringsstofniveauet. Det er således ikke en god indikator på miljøkvaliteten. Dog er der en tendens til et lavere artsantal af cladoceer og copepoder i den højeste fosforgruppe.

Blandt hjuldyrene er *Keratella* den mest udbredte slægt i overvågningssøerne (figur 5.10). Den forekommer om sommeren i ikke færre end i 75% af de prøver, der hidtil er indsamlet. *Keratella* optræder da også ved alle fosforniveauer, med arter som *K. serrulata* i de mest næringsfattige, og *K. cochlearis tecta* i de mest næringsrige søer. Også slægterne *Brachionus*, *Asplanchna*, *Filinia* og *Polyarthra* er hyppigt forekommende og findes i 32-43% af prøverne. Arter af *Brachionus* optræder typisk i de mere næringsrige søer, hvilket også er tilfældet for *Pompholyx* og *Anureaopsis*. *Asplanchna* og *Filinia* er mest udbredt i de middelnæringsrige søer, mens *Polyarthra* er udbredt både i de middelnæringsrige og i de næringsfattige søer. Nogle arter af hjuldyr, f.eks. *K. serrulata*, *Trichocerca longiseta* og *Conochilus hippocrepis* og en række gastropoider optræder alene i de næringsfattige søer. *Daphnia* og *Bosmina* er de mest udbredte

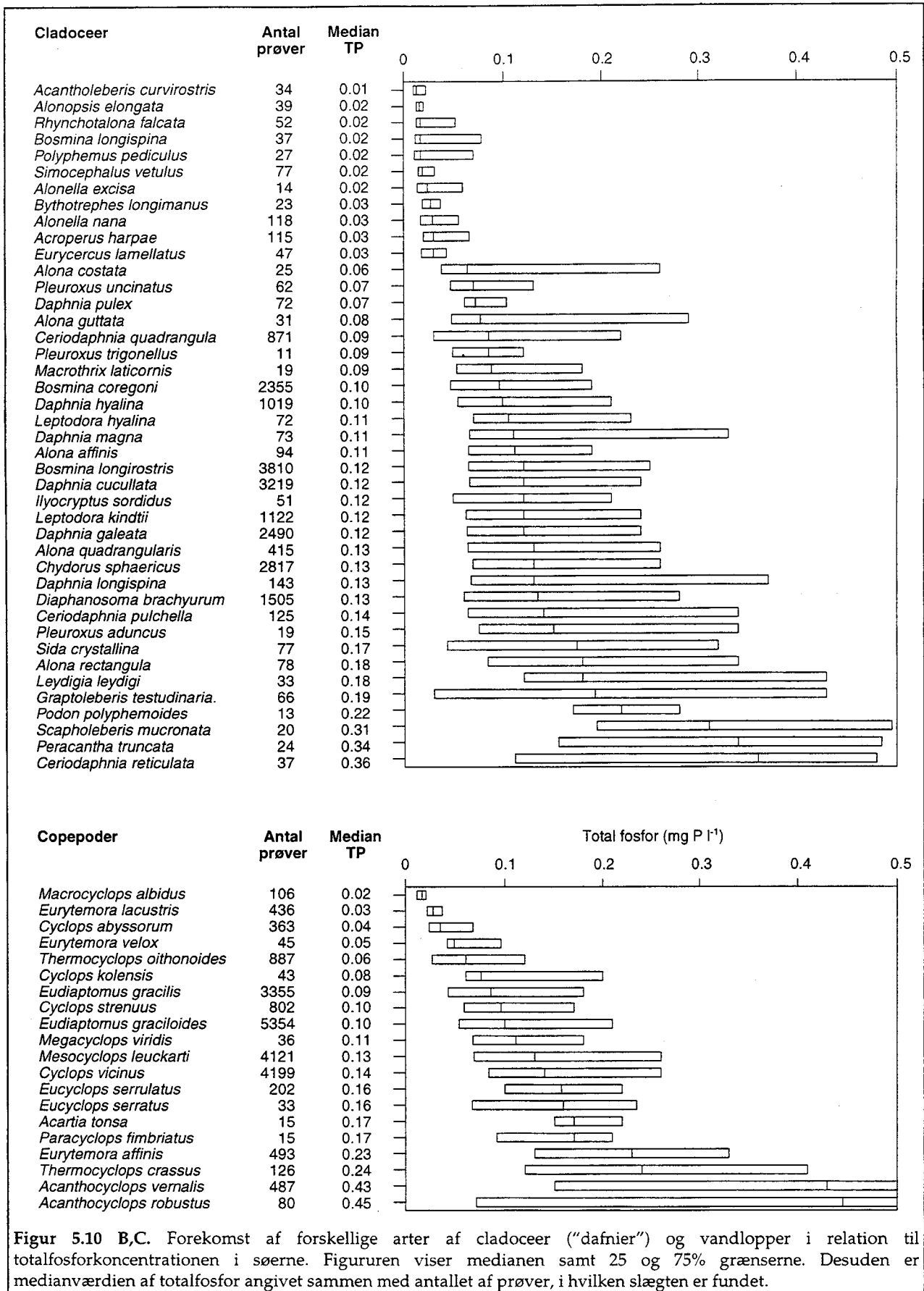
slægter af cladoceer ("dafnier") i overvågningssøerne. De er registreret i 89% af prøverne. Begge slægter, samt en række af de andre planktoniske cladoceer forekommer ved et bredt spektrum af eutrofieringsniveauer, mens plantetilknyttede arter, som f.eks. *Simocephalus*, *Alonella* og *Eurycercus* især findes i de mere næringsfattige søer, hvor væksten af undervandsplanter ofte er høj også uden for bredzonen. De sidstnævnte slægter er dog ikke specifikt knyttet til næringsfattige forhold, idet de også optræder i bredzonen i næringsrige søer.

På artsniveau er der lidt større differentiering langs en fosforgradient, selv om der også her er betydelig overlap i udbredelsen. For *Daphnia* var rækkefølgen med stigende fosforkoncentration således: *D. hyalina*, *D. galeata*, *D. cucullata* og *D. longispina*, og for *Bosmina*: *B. longispina*, *B. coregoni* og *B. longirostris*.

Blandt copepoderne var *Eudiaptomus* den mest udbredte slægt og optræder med to arter i danske søer: *E. graciloides* fandtes i 43% af prøverne og *E. graciles* i 27% af prøverne. Blandt de cyclopoide copepoder er det især *Cyclops vicinus* og *Mesocyclops leukarti*, som dominerer. De forekommer især i de middelnæringsrige og næringsrige søer. I de relativt næringsfattige søer findes især plantetilknyttede arter som *Macrocyclus albidus* og *Megacyclus viridis*.



Figur 5.10A. Forekomst af forskellige slægter af hjuldyr i relation til totalfosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25 og 75% grænserne. Desuden er medianværdien af totalfosfor angivet sammen med antallet af prøver, i hvilken slægten er fundet.

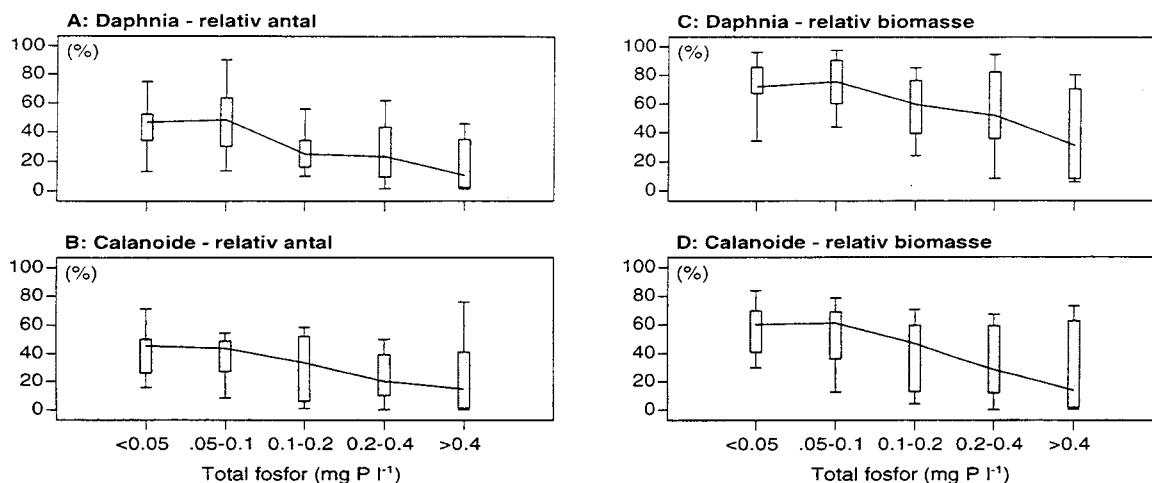


Figur 5.10 B,C. Forekomst af forskellige arter af cladoceer ("dafnier") og vandlopper i relation til totalfosforkoncentrationen i søerne. Figuren viser medianen samt 25 og 75% grænserne. Desuden er medianværdien af totalfosfor angivet sammen med antallet af prøver, i hvilken slægten er fundet.

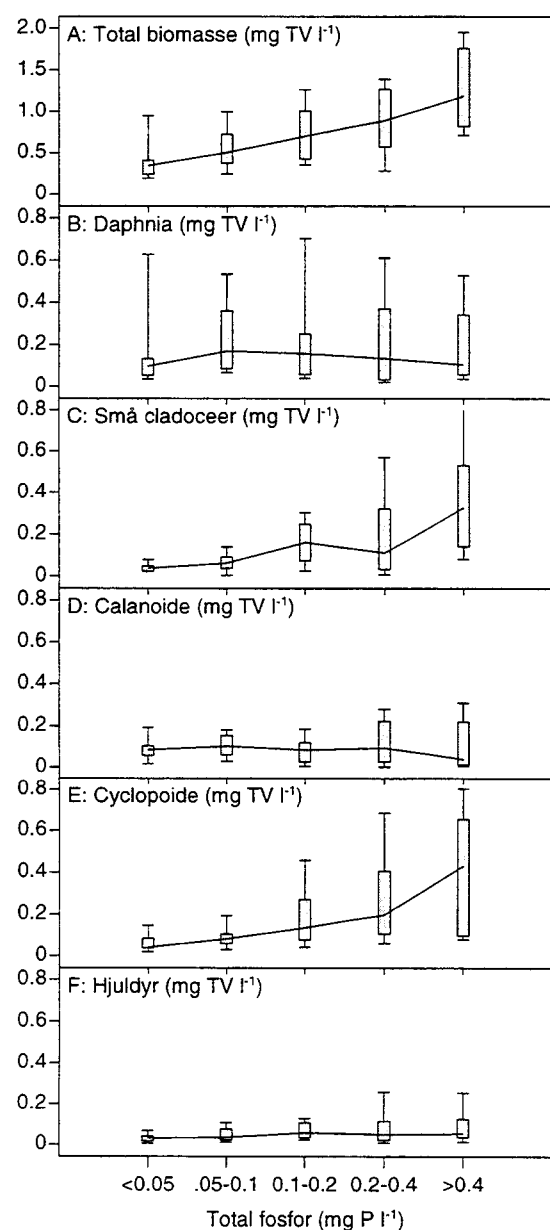
Ændringer langs en næringsstofgradient

Med stigende næringsstofniveau ændres antallet og sammensætningen af dyreplankton. Antallet af slægten *Daphnia* spp. fordobles fra den laveste til

den højeste fosforkategori, mens antallet af små cladoceer (især snabedafnien *Bosmina* spp) samtidigt næsten 20-dobles.



Figur 5.11. Ændringer i den relative andel af *Daphnia* blandt cladoceer ("dafnier") og calanoide vandlopper blandt alle vandlopper på antalsbasis (venstre) og biomassebasis langs en gradient i totalfosfor (mg P l^{-1} ; 1: 0-0.05; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2; 4: 0.2-0.4; 5: >0.4).



Figur 5.12. Ændringer i biomassen (mg tørvægt l^{-1}) af forskellige slægter og grupper af dyreplankton langs en gradient i totalfosfor (mg P l^{-1} ; 1: 0-0.05; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2; 4: 0.2-0.4; 5: >0.4).

Samme mønster gør sig gældende blandt vandlopper. Mens antallet af calanoide vandlopper ikke ændres væsentligt, sker der en 4-dobling af antallet af cyclopoide vandlopper. Følgelig falder andelen af calanoide vandlopper (figur 5.11). Følgelig aftager forholdet mellem store (*Daphnia* spp.) og små cladoceer meget markant med stigende fosforkoncentration (figur 5.11).

Der er fundet en signifikant sammenhæng mellem *Daphnia*'s andel af cladoceerne og de calanoide copepoders andel af det totale antal vandlopper. Relationen forbedres yderligere, hvis middeldybden inddrages. I forhold til *Daphnia* stiger de calanoide vandloppers andel med øget middeldybde. Antallet af hjuldyr og hvirvelløse rovdyr i søvandet (især *Leptodora* sp.) har maksimum ved 0,2-0,4 mg P l^{-1} , mens antallet af ciliater stiger gradvist op gennem fosforgrupperne.

Opgjort på vægtbasis tegner der sig et nogenlunde tilsvarende mønster (figur 5.11 og 5.12). Dog dominerer *Daphnia* nu cladoceerne i de 3 laveste fosforgrupper, og blandt vandlopperne dominerer de calanoide former i de to laveste fosforgrupper. Også her er der en signifikant sammenhæng mellem *Daphnia*'s andel af cladoceerne og de calanoide formers andel af vandlopperne, der begge aftager med stigende fosforkoncentration. Relationen kan forbedres markant ved at medtage middeldybden som forklarende variabel.

Af den samlede dyreplanktonbiomasse udgør *Daphnia* i gennemsnit for sommeren næsten halvdelen i de to laveste fosforgrupper, og de calanoide vandlopper 15-20% (figur 5.13). Med stigende fosforkoncentration aftager begge andel gradvist, så de til sammen udgør knap 30% i den højeste fosforkategori. I stedet øges andelen af små cladoceer og cyclopoide vandlopper. Hjuldyrenes andel er nogenlunde konstant og udgør 5-10% af den samlede biomasse.

Box 5.1.

Relation mellem biomassen ($\mu\text{g TV l}^{-1}$) af de forskellige zooplanktongrupper af klorofyl *a* (Chla, $\mu\text{g l}^{-1}$) og middeldybde (*Z*, m).

| | | | |
|-----------------------|---|--------------|-----------|
| Totbio = | 114 Chla ^{0,44} | $r^2 = 0,41$ | $n = 269$ |
| | 210 Chla ^{0,35} · $Z^{-0,29}$ | $r^2 = 0,49$ | $n = 269$ |
| <i>Daphnia</i> | 57 Chla ^{0,08} · $Z^{0,33}$ | $r^2 = 0,03$ | $n = 267$ |
| Små cladoccer = | 5,3 Chla ^{0,67} | $r^2 = 0,22$ | $n = 269$ |
| | 21,8 Chla ^{0,48} · $Z^{-0,68}$ | $r^2 = 0,32$ | $n = 267$ |
| calanoide vandlopper | 217 Chla ^{-0,45} | $r^2 = 0,07$ | $n = 263$ |
| | 40 Chla ^{-0,22} · $Z^{0,80}$ | $r^2 = 0,17$ | $n = 262$ |
| Cyclopoide vandlopper | 8,5 Chla ^{0,68} | $r^2 = 0,31$ | $n = 271$ |
| | 22 Chla ^{0,54} · $Z^{-0,46}$ | $r^2 = 0,36$ | $n = 269$ |
| Hjuldyr | 19,5 Chla ^{0,19} | $r^2 = 0,04$ | $n = 269$ |
| | 42 Chla ^{0,06} · $Z^{-0,36}$ | $r^2 = 0,09$ | $n = 267$ |

Størrelsen og dermed individbiomassen af dyreplankton ændres ligeledes med stigende fosforkoncentration (figur 5.14).

Individbiomassen af *Daphnia* og små cladoccer falder meget betydeligt med stigende fosforkoncentration, mens der omvendt er en tendens til en stigende individbiomasse blandt vandlopperne.

De dramatiske ændringer i dyreplanktonets sammensætning samt i forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton (figur 5.15) og i dyreplanktonets størrelse kan i høj grad tilskrives ændringer i mængden af dyreplanktonædende fisk. I en multipel regression stiger den samlede biomasse med stigende klorofylniveau, men aftager samtidigt med stigende antal af planktivore fisk. Dyreplankton:planteplankton forholdet aftager altså med stigende antal dyreplanktonædende fisk. Fiskene æder især de

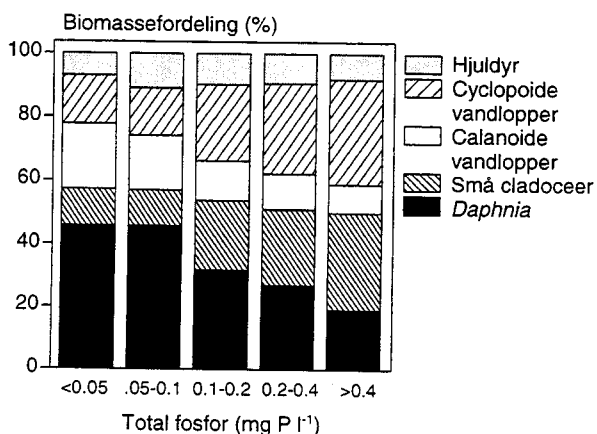
store former af dyreplankton, hvorfor slægten *Daphnia* er særligt udsat. Andelen af *Daphnia* aftager derfor signifikant med stigende andel af planktivore fisk.

De samme gør de calanoide vandlopper, der som regel er mere udsatte for at blive ædt af fisk end de cyclopoide former. Det skyldes, at sidstnævnte via springvise bevægelser ofte bedre formår at undvige fiskenes angreb end calanoide former, der udfører mere glidende bevægelser i vandet. At fiskene er hovedansvarlig for disse skift i dyreplanktonet bekræftes af resultater fra søer, hvor biomassen af dyreplankton-ædende fisk ændres enten af naturlige årsager eller ved indgreb (biomanipulation) (box 5.2, 5.3, 5.6 og 5.7).

Forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton om vinteren er signifikant korreleret til samme forhold som om sommeren, hvilket tyder på, at dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet også om vinteren i vid udstrækning er styret af fiskenes prædationstryk. Hidtil har den generelle opfattelse været, at dyreplanktonet om vinteren især er styret af temperatur og fødeforhold.

Sæsonvariation i dyreplankton

Der er en betydelig sæsonvariation i dyreplanktonets samlede biomasse og den relative betydning af de forskellige grupper (figur 5.16), og mønstret ændres med stigende fosforniveau og prædationstryk fra fisk. I de to laveste fosforgrupper, hvor også antallet af planktivore fisk er relativt lavt, når biomassen et maksimum i maj-juni, og i en del af søerne ses et mindre maksimum i efteråret.



Figur 5.13. Ændringer i den procentiske sammensætning af biomassen på tørvægtsbasis af dyreplankton langs en gradient i totalfosfor (mg P l^{-1} , 1: 0-0.05; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2; 4: 0.2-0.4; 5: >0.4).

Med stigende fosforkoncentration forsvinder efterårstoppen gradvist, og den første top forrykkes til slutningen af juni.

Det samme mønster gør sig gældende for *Daphnia*, hvor der især i fosforgruppe 2 (0,05-0,1 mg P l⁻¹) ses et markant to-toppet forløb.

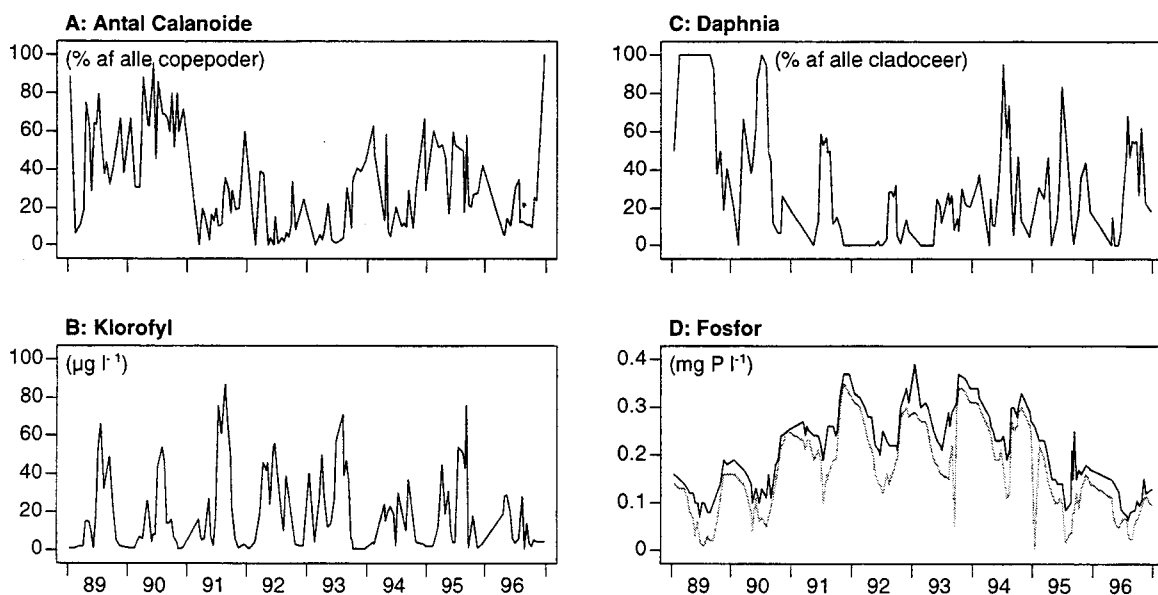
Box 5.2. Markante ændringer i Furesøen

I den intensive overvågningsperiode er der sket meget markante ændringer i søens fosforkoncentration og biologiske samfund på trods af nogenlunde konstant ekstern næringsstoffertilførsel. Totalfosfor steg fra et sommergennemsnit på 0,090 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,22-0,26 mg P l⁻¹ i 1991-1994, hvorefter den igen er faldet til 0,091 mg P l⁻¹ i 1996. Biomassen af planteplankton målt som klorofyl *a* steg fra 26-33 µg l⁻¹ i 1989-90 til 75 µg l⁻¹ i 1994, hvorefter den faldt til 12 µg l⁻¹ i 1996.

Forklaringen på disse forandringer skal formentlig søges i ændringer i fiskebestanden med deraf afsmittende virkning på hele fødekæden og næringsstoffrigivelsen fra søbunden. Fiskebiomassen var i 1991 domineret af smelt, som optrådte i usædvanligt store mængder på åbent vand. Skallebestanden var ligeledes betydelig, hvorimod biomassen af rovfisk, hovedsagelig sandart, var lille. Bedømt ud fra lystfiskerfangster var sandartbestanden støt faldende fra 1985 til 1991 (*Københavns Amt, 1997*). Ved den næste undersøgelse i 1996 var fiskebiomassen faldet med ca. 30 %. Smelt var næsten forsvundet, og skallebestanden var mere end halveret. Omvendt var biomassen af aborre øget markant, og den totale andel af rovfisk var samtidigt øget fra 11 til 40% af biomassen.

Resultaterne tyder derfor på, at rovfiskekontrollen på byttefisk har været lav i perioden, hvor fosforkoncentrationen var høj. Dette støttes af dafnie- og vandloppe-indexene. Begge viste et markant fald fra 1990 til 1993 som indikator på øget prædationstryk fra fisk på dyreplankton (jf. kapitel 5.3) for derefter at stige igen i de efterfølgende år. Græsningstrykket på planteplanktonet har følgelig været lavt i årene 1991-1993, hvorfor en større del af planteplanktonproduktionen ikke omsættes, men bundfældes med øget iltforbrug i bundvandet til følge. Det betyder mere reducerede forhold i hypolimnion og dermed øget P-fri-givelse. Netop i disse år var fosforkoncentrationen høj i bundvandet og følgelig også i overfladevandet, når vandmasserne opblandes om efteråret.

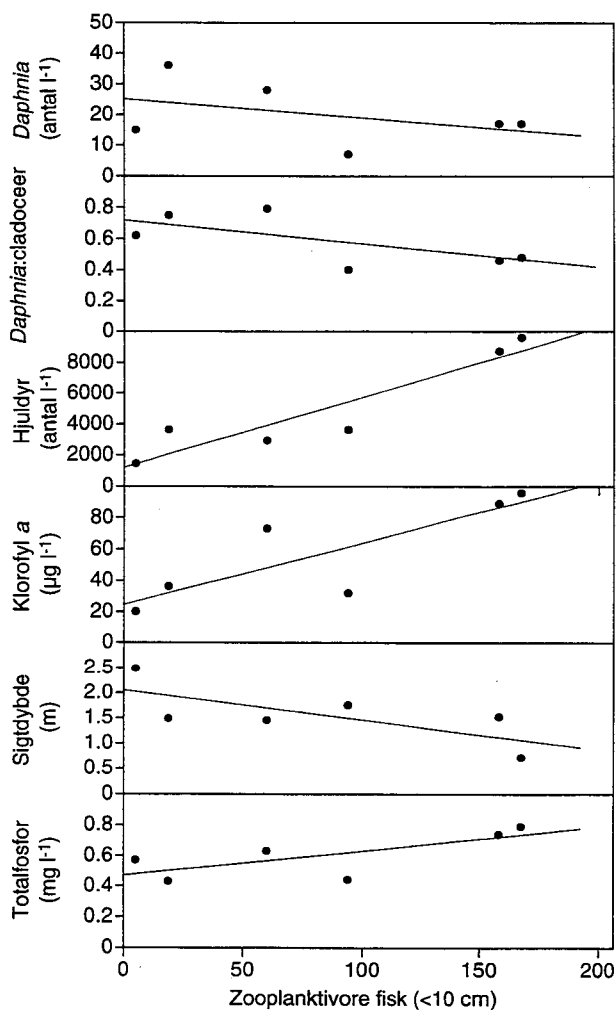
Meget tyder altså på, at ændringerne i fiskebestanden har ført til de meget drastiske ændringer i hele det biologiske system samt næringsstofudvekslingen mellem bund og vand. Virkninger af fisk på plankton og næringsstoffer kan derfor være store, også i dybe søer.



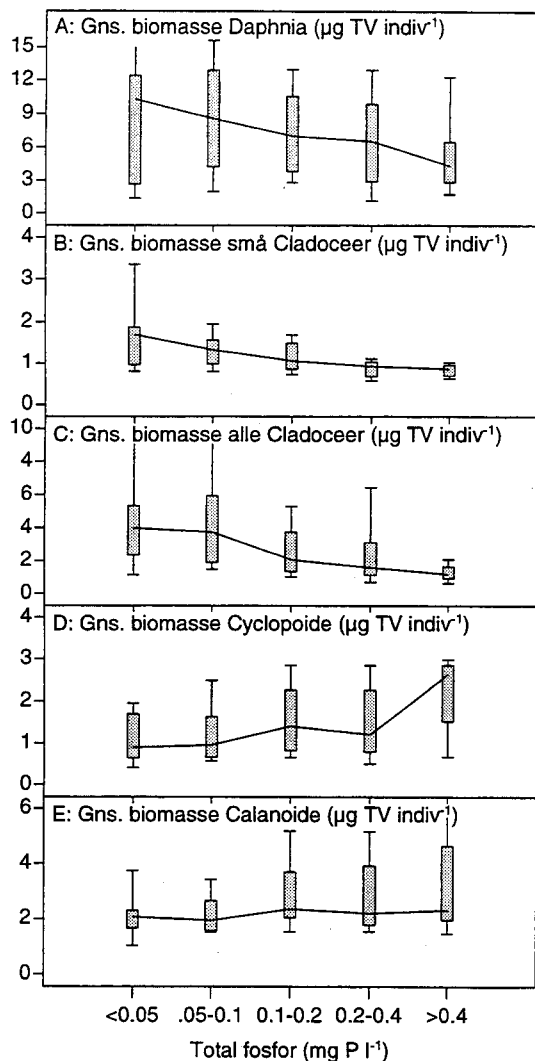
Øverst: Sæsonvariation i calanoide vandlopper i procent af det total antal vandlopper og *Daphnia* i procent af det totale antal cladoceer i Furesøens hovedbassin gennem 8 år. Nederst: Sæsonvariation i klorofyl *a* samt totalfosfor (—) og orthofosfat (---) i overfladevandet i Furesøen (data fra *Københavns Amt, 1997*).

Box 5.3. Effekter af udsætning af geddeyngel i Lyng Sø

Til belysning af fiskeyngelens betydning er der gennemført fuldskala-eksperimenter i den næringsrige Lyng Sø (Søndergaard *et al.*, 1996a). Over en femårsperiode blev der hver forsommer udsat geddeyngel i vekslende tæthed (0-3.600 ha⁻¹) med det formål at skabe forskelligt prædationstryk på yngel af de dyreplanktonædende fisk. Det lykkedes at opnå en betydelig gradient i tætheden af yngel over perioden (17-272 fisk net⁻¹), uden at der samtidig skete væsentlige ændringer i antallet af ældre fisk (Berg *et al.*, 1997). Sideløbende skete der markante ændringer i tætheden af dyreplankton, planteplankton, fosforkoncentrationen og sigtddybden, hvilket indikerer kaskadevirkninger: Med stigende tæthed af fiskeyngel steg koncentrationen af klorofyl og totalfosfor samt antallet af hjuldyr markant, mens sigtddybden og *Daphnia* spp.'s andel af antallet af cladoceer faldt betydeligt. Resultaterne understøtter således hypotesen om, at fiskeyngel har en væsentlig regulerende effekt på dyre- og planteplankton. Effekter af skiftende yngelrekruttering i Søbygård Sø peger i samme retning (Jeppesen *et al.*, 1997c).



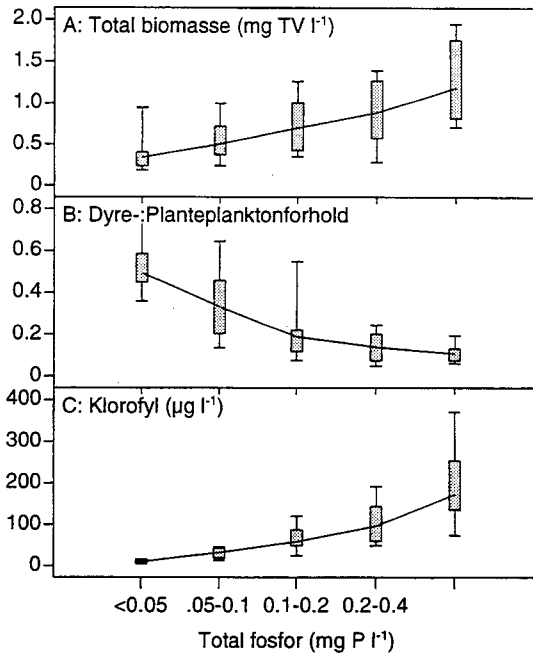
Antallet af *Daphnia* og deres andel af det totale antal cladoceer, antallet af hjuldyr, klorofyl *a*, sigtgybden og koncentrationen af totalfosfor i søvandet om sommeren afbildet mod antallet (CPUE) af zooplanktivore fisk (<10 cm) i Lyng Sø igennem 6 år, hvor 0 gedder (*Esox lucius*) blev udsat i forskelligt antal (0-3.620 individer ha⁻¹). CPUE er fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn (omarbejdet efter Søndergaard *et al.*, 1996a).



Figur 5.14. Ændringer i gennemsnitsbiomassen om sommeren (μg tørvægt pr. individ, 1. maj-1. okt.) af forskellige slægter og grupper af dyreplankton langs en gradient i totalfosfor (mg P l^{-1} , 1: 0-0.05 ; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2 ; 4 :0.2-0.4; 5:>0.4).

Det er karakteristisk, at *Daphnia* fosforkategorier optræder det meste af året i de to laveste. Med stigende fosforkoncentrationer mindses bio-massen af de små cladoceer først i årets første måneder og siden også i efteråret. De calanoide vandlopper optræder med nogenlunde konstant biomasse året igennem i de to laveste kategorier, men som for *Daphnia* mindses først forårsniveauet og siden også efterårsniveauet i takt med en stigning i fosforkoncentrationen. De cyclopoide vandloppers biomasse er gennemgående størst i perioden april til oktober, ofte med et maksimum i april-maj. Hjuldyrenes biomasse er almindeligvis størst om sommeren, især i de mest næringsrige søer.

Den gradvise indsnævring af perioden med høje biomasser for især *Daphnia* og calanoide vandlopper og i lidt mindre grad for de små cladoceer understøtter vurderingen af, at fiskeprædation har



Figur 5.15. Ændringer i totalbiomassen af zooplankton (mg TV l^{-1}) samt i dyreplankton:planteplanktonforholdet (på tørvægtsbasis) og i klorofyl *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$) langs en gradient i totalfosfor (mg P l^{-1} , 1: 0-0.05 ; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2 ;4 :0.2-0.4; 5:>0.4).

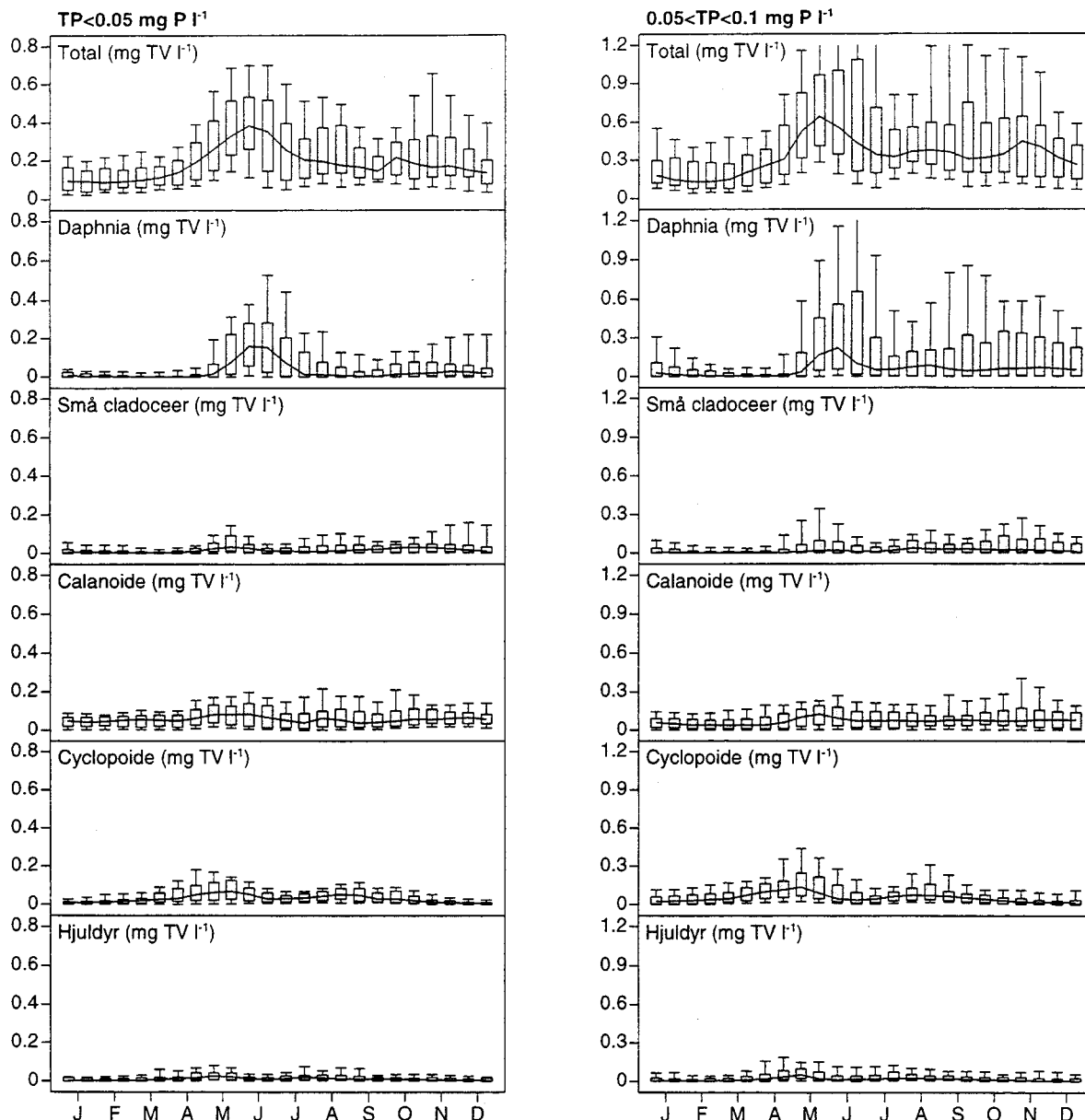
en betydelig regulerende rolle på zooplankton også om vinteren.

Samtidigt med ændringerne i den relative betydning af *Daphnia* sker der markante ændringer i størrelsen af cladoceerne (figur 5.17). Med stigende fosforniveau ændres tidspunktet med de højeste middelvægte for *Daphnia* fra juni-juli i den laveste fosforkategori, til maj-juni i den næste kategori, hvorefter de højeste værdier findes i vinterhalvåret.

For cladoceerne som helhed ses de højeste værdier i marts-april, mens de gennemgående er lave om sommeren. De laveste middelvægte om sommeren forekommer i de to højeste fosforkategorier. De største sæsonudsving og de største middelvægte målt i løbet af sæsonen ses derimod ved intermediære fosforniveauer (0,1-0,4 mg P l^{-1}).

Sæsonvariation i græsningstryk på planteplanktonet

Græsningstrykket på planteplankton varierer betydeligt gennem sæsonen, og mønstret ændres væsentligt med ændringer i fosforkoncentrationen (figur 5.18). I de mere næringsfattige søer er det potentielle græsningstryk på planteplanktonet højt i forsommeren, lavt midt på sommeren, og i nogle søer højt igen i sensommeren. Med stigende fosforkoncentration mindses forårs- og efterårstoppens størrelse imidlertid for til sidst næsten helt at forsvinde i søerne med den meget høje fosforkoncentration og høj tæthed af dyreplanktonædende fisk. Samtidigt øges varigheden af sommerminimum.



Figur 5.16. Sæsonvariationen i biomassen (mg tørvægt l⁻¹) af en række zooplanktongrupper ved fem forskellige koncentrationsniveauer af totalfosfor angivet i stigende rækkefølge (mg P l⁻¹, 1: 0-0.05 ; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2 ;4 :0.2-0.4; 5:>0.4).

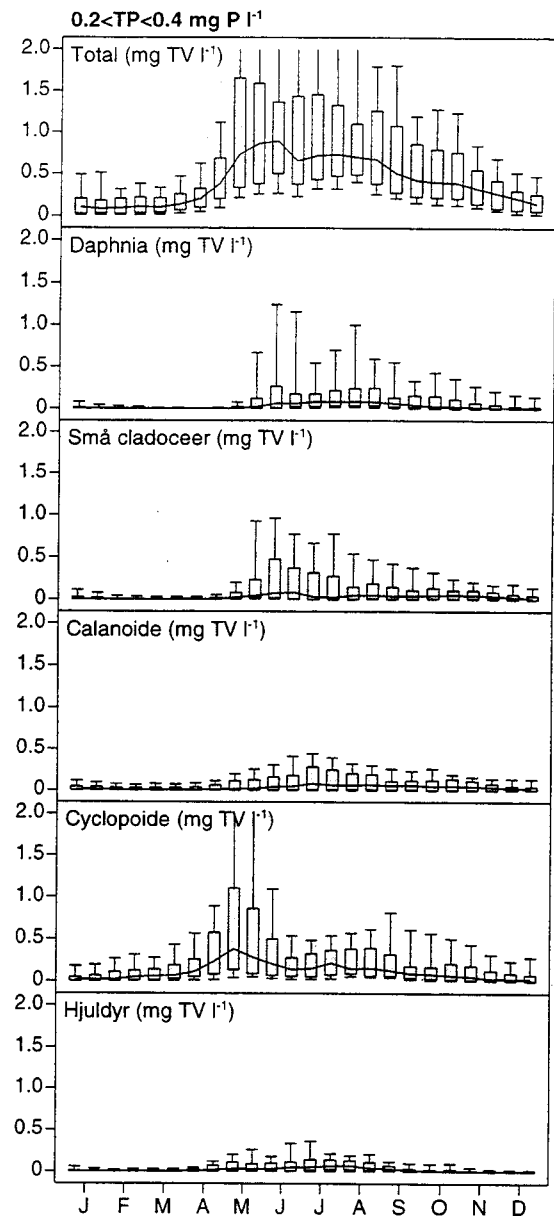
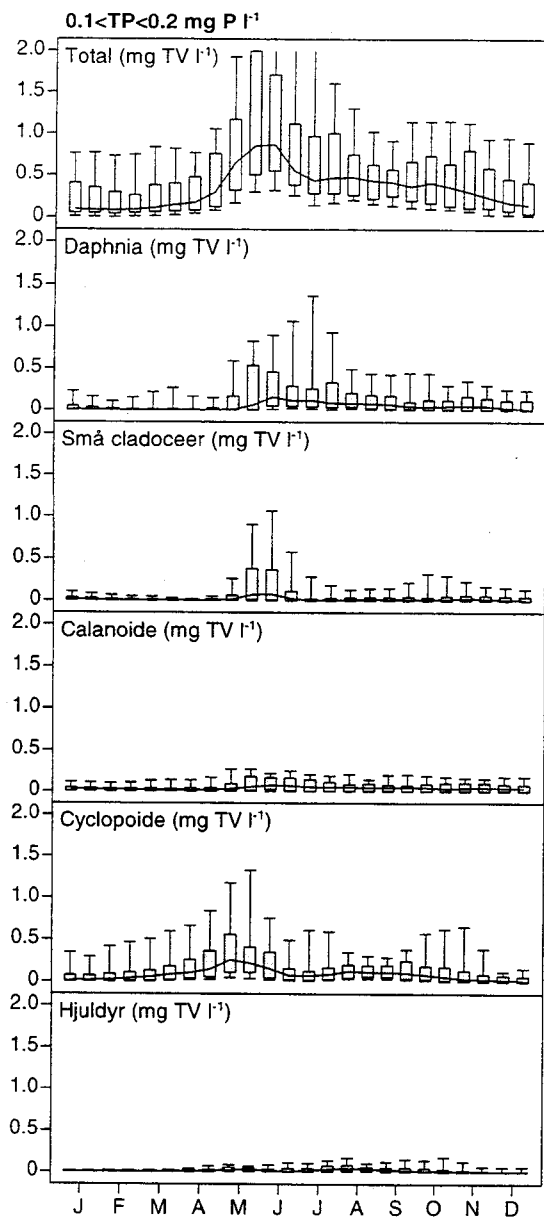
Det har tidligere været hævdet, at den markante nedgang i dyreplanktonets græsningstryk midt på sommeren kan tilskrives masseforekomst af blågrønalger.

Blågrønalger er ofte vanskeligt håndterbare for dyreplanktonet. Desuden kan blågrønalger være toksiske, og endelig har de en forholdsvis lav næringsværdi for mange arter af dyreplankton (se f.eks. *Bernardi & Guisanni, 1990*). Vi fandt dog også en nedgang i søer, som var domineret af spiselige planteplanktonarter som grønalger, og at mønsteret gentog sig fra år til år i søer, som i nogle år var domineret af blågrønalger og i andre år af grønalger (*Windolf et al., 1993*). Dominans af blågrønalger synes derfor ikke at være den

væsentligste grund til nedgangen i græsningstrykket på algerne om sommeren.

En række nyere undersøgelser (bl.a. box 5.3) peger på, at fiskeyngelen kan yde et stort prædationstryk på dyreplankton om sommeren. Yngelen optræder netop talrigt i de frie vandmasser på det tidspunkt, hvor græsningstrykket på planteplanktonet reduceres i danske søer, hvor cladocernes middelstørrelse er lav. Prædation fra fiskeyngel vil også kunne forklare, at varigheden af perioden med lavt græsningstryk aftager med aftagende fosforkoncentration.

De næringsfattige danske søer har som nævnt en høj rovfiskeprocent (figur 5.1).



Figur 5.16. (fortsat)

De kan derfor hurtigere og mere effektivt decimere antallet af yngel med et reduceret prædationstryk på dyreplankton og dermed en hurtigere retablering af et højt græsningstryk på planteplankton til følge. Den store betydning af fiskeynglen har medført, at Vandmiljøplanens overvågningsprogram fra 1998 også omfatter en årlig bestemmelse af mængden af fiskeyngel.

5.4 Planteplankton

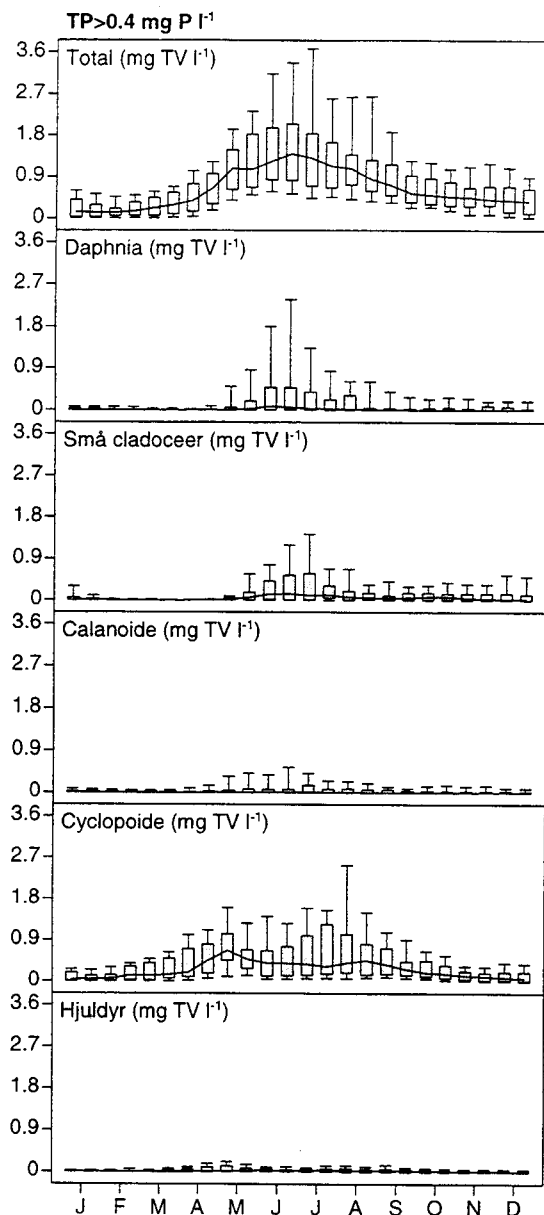
Indledning

Mængden og sammensætningen af planteplankton i søer er af stor betydning for miljøkvaliteten. Mængden er direkte bestemmende for vandets klarhed, mens sammensætningen også er væsentlig f.eks. for, om der er dominans af vandblomstdannende blågrønalger.

Næringsstofniveauet er en af de væsentlige faktorer for mængden og sammensætningen af planteplankton. Planteplankton er samtidig normalt det væsentligste fødegrundlag for dyreplankton, og under visse forhold kan dyreplanktonet regulere mængden af planteplankton.

Dyreplanktonets græsning kan også påvirke sammensætningen af planteplankton (bl.a. størrelsen). Store typer af planteplankton vil være mindre påvirket af dyreplanktonets græsning.

I de følgende afsnit vil variationen i mængden og sammensætningen af planteplankton i de danske søer blive beskrevet. I box 5.4 er der givet en kort introduktion til systematikken for planteplankton.



Figur 5.16. (Fortsat)

Arter

Antallet af arter varierer meget imellem søerne. Det lavest registrerede artsantal er 32 for året som helhed og 26 for sommeren (tabel 5.2), og det højeste er 176 om sommeren og 190 på årsplan. Gennemsnit og median for antallet af arter ligger på ca. 90 om sommeren. I vinterperioden kommer kun yderligere omkring 10 arter til, således at gennemsnittet og medianen for hele året er knap 100 arter.

Generelt stiger antallet af arter i søerne ved et øget fosforniveau (figur 5.19) op til 0,4 mg P l⁻¹. At antallet af arter stiger hænger bl.a. sammen med, at der foruden de arter, der kendetegner relativt næringsfattige søer, gradvist dukker flere arter op, som karakteriserer næringsrige forhold

Når fosforniveauet overstiger 0,4 mg P l⁻¹ falder artsantallet igen. Dette fald skyldes, at arterne, der karakteriserer mere næringsfattige forhold forsvinder. Det er næsten udelukkende arter af blågrønalger, grønalger og kiselalger, der registreres i disse søer.

Antallet af arter i søerne er dog meget varierende også under nogenlunde ensartede forhold. Statistiske analyser viser, at der er meget ringe sammenhæng mellem antallet af arter og kemiske og biologiske parametre i søerne.

En af de væsentligste årsager hertil er, at der er en høj grad af tilfældighed forbundet med, om en given art registreres i en prøve. Hvis registreringerne derimod kobles til et kvantitativt mål (antal eller biomasse), øges indikatorværdien af arterne markant. Populært sagt opbygger arterne kun væsentlige antal eller biomasser ved særligt gunstige forhold, men kan sagtens blot være til stede ved mindre gunstige forhold. Forekomsten i relation til eksempelvis totalfosfor indsnævres markant, når der tages højde for arternes biomasse ved de givne fosforkoncentrationer (se box 5.5).

Regulerende faktorer.

Mængden af planteplankton stiger med stigende totalfosfor i søerne (figur 5.20), men også middeldybde og biomassen af dyreplankton har en effekt. Betydningen af de forskellige klasser af planteplankton såvel som den absolutte biomasse samt deres procentandel af biomassen er i høj grad relateret til totalfosfor i søerne, men også dybdeforholdene er for de fleste klasser af betydning. Andre faktorer som dyreplankton og uorganisk kvælstof kan også have en betydning.

Blågrønalger

Blågrønalgeres biomasse er tæt koblet til fosforkoncentrationen (tabel 5.3). Biomassen stiger markant med stigende fosforkoncentration (figur 5.20A). Den relative andel af blågrønalger stiger brat, når totalfosfor bliver større end 0,05 mg P l⁻¹ (figur 5.2B). Middeldybden er også meget betydende, og både den absolutte og den relative biomasse af blågrønalger stiger med stigende dybde. Blågrønalger med heterocyster (specielle celler, der kan optage frit kvælstof, tidligere benævnt hete-rocyter) favoriseres ved lave koncentrationer af u-organisk kvælstof.

Disse trådformede arter af blågrønalger (f.eks. arter af *Anabaena* og *Aphanizomenon*) favoriseres samtidigt af høje tætheder af cladoccer, hvilket måske kan skyldes, at de kun i ringe grad kan græsses af denne type dyreplankton.

Box 5.4. Planteplanktonsystematik mv.

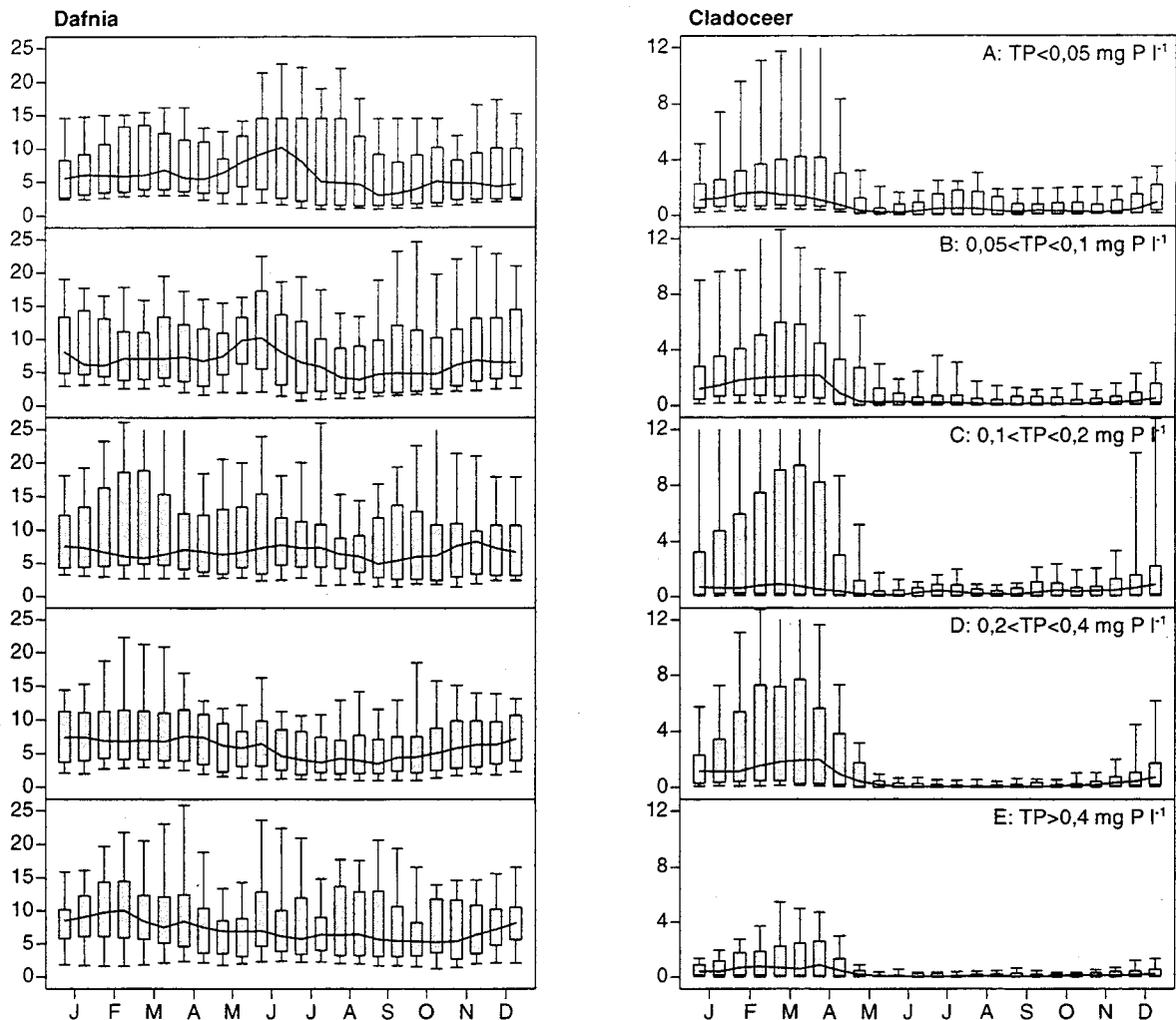
Plankton, de frie vandmassers organismer, består af plante- og dyreplankton. Planteplankton fra ferskvand er systematisk set en meget divers samling af af organismer. Planteplankton består dog i hovedsagen af mikroorganismer som hører til gruppen "alger", og hovedparten er autotrofe, dvs. de kan producere organisk stof blot udfra lys, kuldioxid, vand og næringsstoffer. Der findes mange tusinde arter af planteplankton, men i danske søer er kun nogle få hundrede arter almindeligt forekommende. For supplerende information om artsbestemmelse mv. (se *Jensen et al., 1994*).

Simpel systematisk oversigt:

| Klasse/orden | Dansk navn | Eksempler på slægter |
|----------------|---------------|--|
| Cyanophyceae | Blågrønalger | <i>Microcystis, Anabaena, Aphanizomenon, Oscillatoria (sensu lato)</i> |
| Cryptophyceae | Rekylalger | <i>Cryptomonas, Rhodomonas</i> |
| Dinophyceae | Furealger | <i>Ceratium, Peridinium, Gymnodinium</i> |
| Chrysophyceae | Gulalger | <i>Dinobryon, Synura, Uroglena</i> |
| Diatomophyceae | Kiselalger | |
| Centrales | Centriske | <i>Stephanodiscus, Cyclotella, Melosira</i> |
| Pennales | Pennate | <i>Fragilaria, Asterionella, Nitzschia</i> |
| Euglenophyceae | Øjealger | <i>Euglena, Trachelomonas</i> |
| Chlorophyceae | Grønalger | |
| Volvocales | Volvocale | <i>Carteria, Pandorina</i> |
| Chlorococcales | Chlorococcale | <i>Scenedesmus, Pediastrum, Oocystis, Monoraphidium</i> |
| Desmidiiales | Desmideaceer | <i>Cosmarium, Euastrum, Staurastrum</i> |

Tabel 5.3. Sammenhængene mellem den totale planteplanktonbiomasse samt væsentlige gruppers biomasse (absolut, mm³, og relativ,%) i forhold til forskellige forklarende variable. Sammenhængene er alle for sommergennemsnit. Alle variable er logaritmetransformerede. - og + angiver henholdsvis en negativ og en positiv sammenhæng. +/- angiver P<0.05, ++/-- angiver P<0.01, +++/--- angiver P<0.001, ++++/---- angiver P<0.0001. Forkortelser: ptot: total fosforkoncentration, uorgn: uorganisk kvælstofkoncentration, z: middeldybde, zoobio: total dyreplanktonbiomasse, clabio er biomassen af cladoceer. r² angiver summen af r² for den samlede relation (% variation forklaret). P-værdien er signifikans-niveau for den samlede relation.

| | r ² | p-værdi | ptot | uorgn | z | zoobio | clabio |
|-------------------------------|----------------|---------|------|-------|------|--------|--------|
| Total planteplanktonbiomasse | 0,57 | <0.0001 | ++++ | | ++ | +++ | |
| Blågrønalger uden heterocyter | 0,26 | <0.0001 | ++++ | - | ++++ | | |
| % --"-- | 0,13 | <0.0001 | ++++ | | ++++ | | |
| Blågrønalger med heterocyter | 0,20 | <0.0001 | ++++ | --- | | | ++++ |
| % --"-- | 0,22 | <0.0001 | ++ | --- | ++++ | | ++++ |
| Alle blågrønalger | 0,30 | <0.0001 | ++++ | --- | +++ | | ++ |
| % --"-- | 0,16 | <0.0001 | ++++ | - | ++++ | | + |
| Rekylalger | 0,24 | <0.0001 | ++++ | +++ | --- | | +++ |
| % --"-- | 0 | >0.05 | | | | | |
| Furealger | 0,28 | <0.0001 | | | ++++ | --- | |
| % --"-- | 0,39 | <0.0001 | -- | | ++++ | --- | - |
| Gulalger | 0,12 | <0,0001 | --- | | --- | | |
| % --"-- | 0,46 | <0,0001 | --- | --- | --- | - | |
| Kiselalger | 0,44 | <0,0001 | ++++ | ++++ | | + | ++ |
| % --"-- | 0,32 | <0,0001 | | ++++ | ++++ | ++++ | ++++ |
| Grønalger | 0,51 | <0,0001 | ++++ | | --- | ++ | --- |
| % --"-- | 0,32 | <0,0001 | + | | --- | | --- |



Figur 5.17. Ændringer i sæsonvariationen i gennemsnitsvægten for *Daphnia* og cladoccer (alle "dafnier") (mg tørvægt pr. individ) med stigende (fra oven og nedefter) koncentration af totalfosfor (mg P l⁻¹, 1: 0-0.05 ; 2: 0.05-0.1; 3: 0.1-0.2; 4 :0.2-0.4; 5:>0.4).

De øvrige blågrønner - selv de store koloniformer (f.eks. *Microcystis*) - har ikke den samme positive relation til biomassen af cladoccer.

Sammenhængene mellem den relative biomasse og de forklarende variable er mindre stærke end for de absolutte biomasser (r^2 er mindre). Dette skyldes bl.a., at relationerne for de relative biomasser ikke er lineære. Dette gives der et eksempel på i et senere afsnit om blågrønner *vs.* grønner.

Kiselalger

Kiselalger har størst relativ betydning ved de middelhøje totalfosforniveauer (figur 5. 20A & 5.20B). Derimod er både høje relative og absolutte biomasser af kiselalger meget signifikant relateret til høje uorganiske kvælstofkoncentrationer.

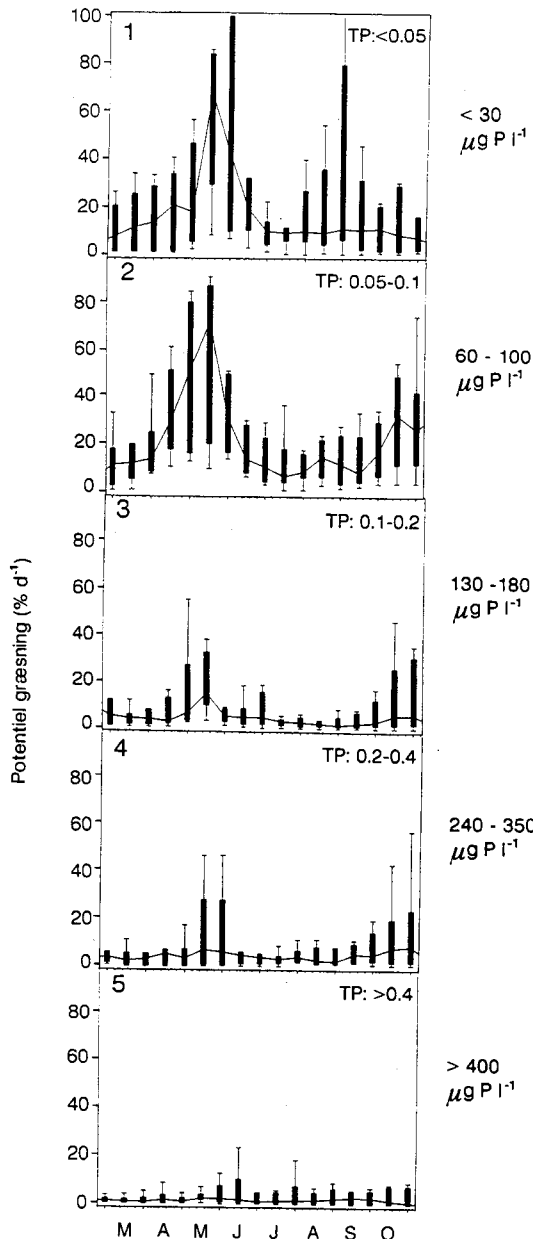
Der var også en positiv korrelation til dyreplanktonbiomasse. Dette skal dog nok ikke tolkes derhen, at kiselalgerne generelt er græsnings-tolerante, men er en følge af, at kiselalgerne og cladocernes relation til fosfor går i samme retning.

Grønner

Grønalgernes biomasse stiger som blågrønalgernes med stigende totalfosfor i søerne (figur 5.20A). Deres relative biomasse er dog også høj i de reneste af søerne.

Dette hænger bl.a. sammen med, at desmideaceer, der er kendetegnende for rene søer, udgør en væsentlig biomasse i disse søer. Den relative såvel som den absolutte biomasse af chlorococcale grønner stiger markant med fosforkoncentrationen. Modsat er der en meget signifikant negativ sammenhæng til stigende middeldybder. Chlorococcale grønner bliver i meget næringsrige, lavvandede søer ofte meget dominerende, mens dette kun meget sjældent sker i dybe søer.

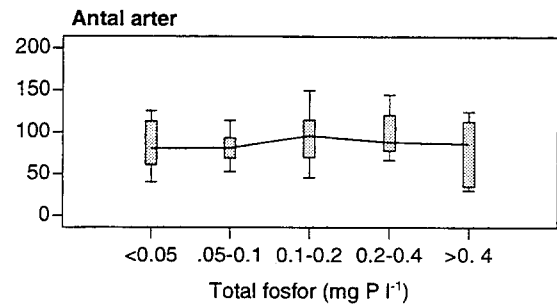
Grønner er generelt forholdsvis følsomme over for dyreplanktonets græsning. Således er der også en signifikant omvendt relation mellem såvel den absolutte som den relative biomasse af grønner og biomassen af cladoccer i søerne.



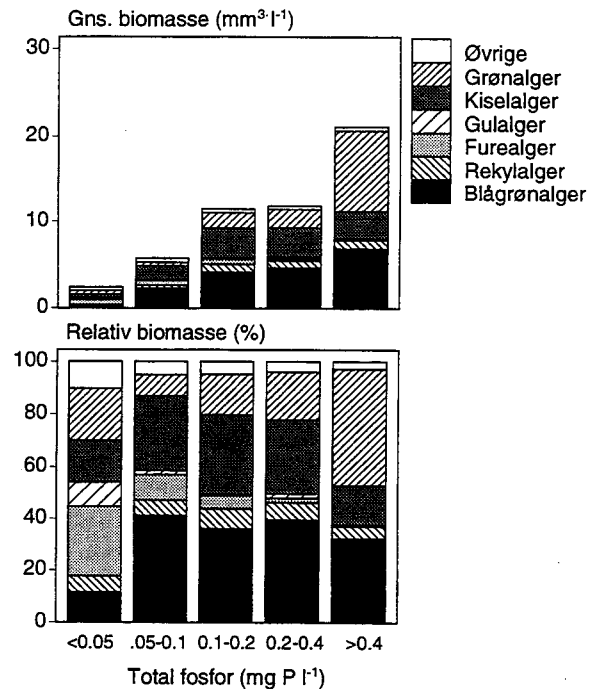
Figur 5.18. Sæsonvariation i zooplanktonets potentielle græsningstryk på fytoplankton (% af fytoplanktonbiomassen, som er konsumeret pr. dag) afbildet mod sommerridmæssig koncentration af totalfosfor. Kurven viser medianværdien, 25-75% samt 10-90% fraktilen. Hver fosforkoncentration omfatter 6-10 søer. Det potentielle græsningstryk er beregnet ud fra den antagelse, at cladocerer og vandlopper konsumerer en fytoplanktonmængde svarende til henholdsvis 100% og 50% af deres biomasse pr. dag (fra Jeppesen et al., 1997).

De øvrige planktonalgeklasser

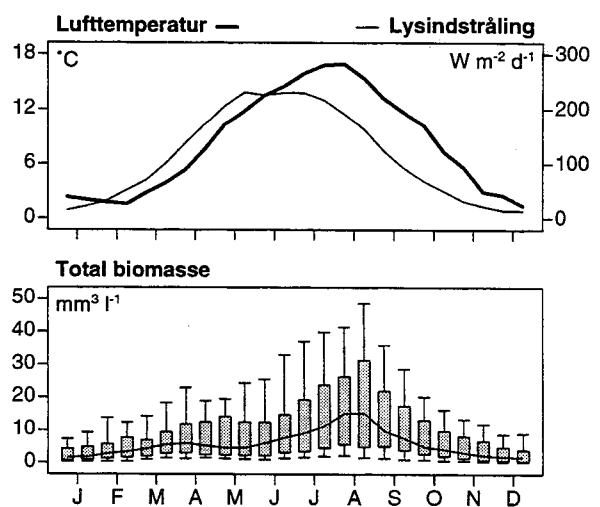
Gulalger forekommer kun i større mængde i de næringsfattige søer (< 0,05 mg P l⁻¹). Arter af gulalger anvendes også som indikatorer på rent vand. Samtidigt forekommer de hyppigst i lavvandede søer (tabel 5.2). Modsat forholder det sig med furealgerne, der er mest hyppige i de dybe søer.



Figur 5.19. Antal arter i søerne gennem sommeren. Søerne er opdelt efter totalfosforniveauet.



Figur 5.20. Planteplanktonens sammensætning ved forskellig totalfosforkoncentrationer. Øverst: Absolut biomasse (mm³ l⁻¹). Nederst: Relativ biomasse (%).



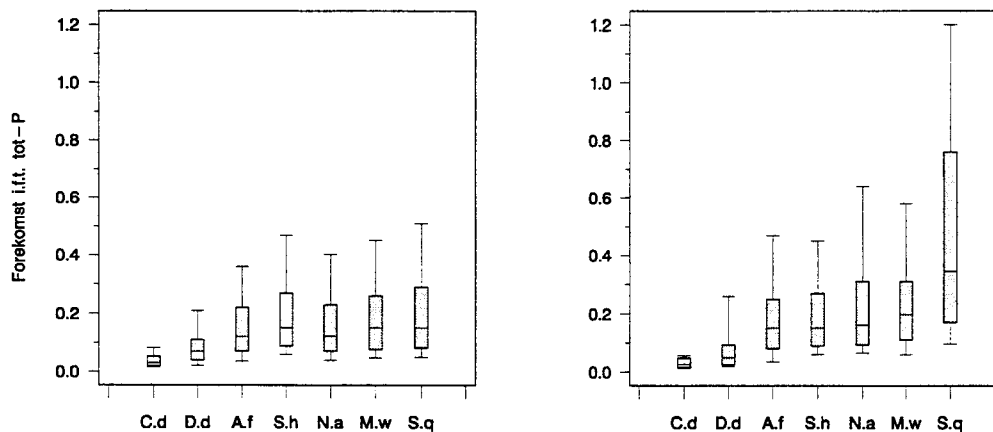
Figur 5.21. Øverst: Sæsonvariation i den gennemsnitlige lufttemperatur og lysindstråling for 14. dages perioder. Nederst: Sæsonvariation i den samlede planteplanktonbiomasse for 14. dages perioder.

Box 5.5. Forskellige planteplanktonarters forekomst i forhold til totalfosfor

I dette eksempel er 7 planteplanktonarter med forskellige karakteristika valgt:

- Cosmarium depressum* (NÄGELI) LUNDELL forkortet som C.d
- Dinobryon divergens* IMHOF forkortet som D.d
- Aphanizomenon flos-aquae* (L.) RALFS forkortet som A.f
- Stephanodiscus hantzschii* GRUNOW forkortet som S.h
- Nitzschia acicularis* W. SMITH forkortet som N.a
- Microcystis wesenbergii* (KOMÁREK) STARMACH forkortet som M.w
- Scenedesmus quadriquada* (TURPIN) BRÉBISSON forkortet som S.q

Nedenstående figurer viser som box-plot forekomsten af de 7 planteplanktonarter i forhold til den totale fosforkoncentration (mg P l^{-1}). Til venstre er vist et box-plot af forekomsten uden hensyntagen til biomassen. Til højre er forekomsten vægtet i forhold til biomassen af den enkelte art ved den givne fosforkoncentration.



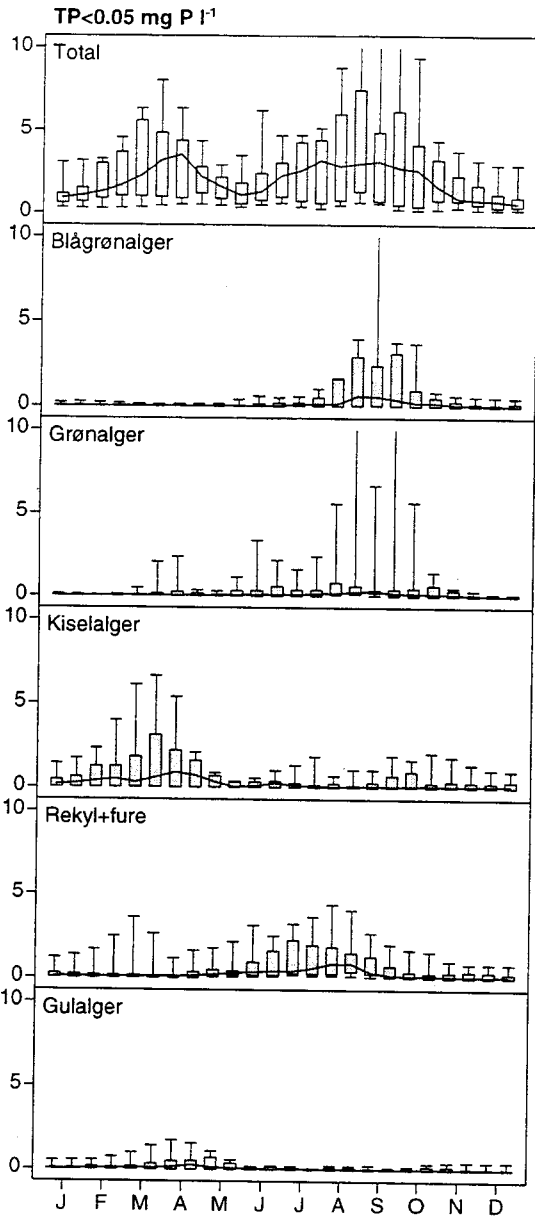
De 7 planteplanktonarter er almindeligt registreret over et bredt spektrum af fosforkoncentrationer. Alle er således registreret i prøver fra søer, hvor fosforkoncentrationen har været så lav som $0,02 \text{ mg P l}^{-1}$. To af de 7 arter er i deres forekomst begrænset til søer med forholdsvis lave totalfosforkoncentrationer. Figuren til højre viser, at deres forekomst i forhold til totalfosforkoncentrationen bliver mere differentieret mere, når der tages højde for biomassen af de enkelte arter ved den givne fosforkoncentration.

Specielt desmideaceen *Cosmarium depressum*, men også til dels gulalgen *Dinobryon divergens*, er indikatorarter for meget næringsfattige forhold. Den centriske kiselalge *Stephanodiscus hantzschii* og den pennate kiselalge *Nitzschia acicularis* kendetegner middelhøje næringsstofniveauer. *N. acicularis* er ikke helt typisk for de pennate kiselalger, da pennate kiselalger er mere typiske for de lavere næringsstofkoncentrationer, end resultaterne for *N. acicularis* viser. De to blågrønalger *Aphanizomenon flos-aquae* og *Microcystis wesenbergii* kendetegner næringsrige forhold i søer, og er biomassen af *M. wesenbergii* høj, er totalfosforkoncentration som oftest større end $0,15 \text{ mg P l}^{-1}$. Den ultimative indikator for meget næringsrige søer er *Scenedesmus quadriquada*, arten forekommer udelukkende med en væsentlig biomasse i de meget næringsrige søer.

Tages der hensyn til flere af de faktorer (f.eks. temperatur, vanddybde eller græsningstryk), der er med til at fastlægge de enkelte planteplanktonarters forekomst, fremkommer der for de enkelte arter et karakteristisk billede. Populært sagt beskriver man dermed de enkelte arters nicher i søerne (se f.eks. *Jongman et al.*, 1987), og samtidigt netop de faktorer, der er afgørende for en arts forekomst. En god forståelse af arternes "niche" er et meget væsentligt værktøj ved tolkningen af resultaterne af planteplanktonundersøgelser i søer.

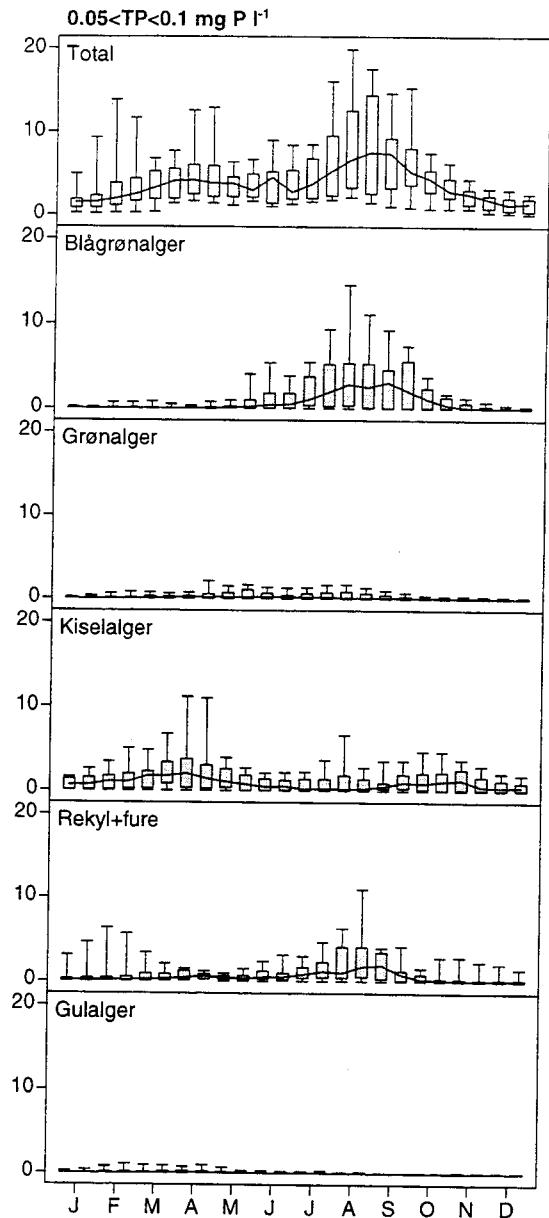
Lidt omskrevet er konklusionen således:

Indikatorværdien af planteplanktonarter forbedres markant, når der tages hensyn til biomassen. Det er således meget væsentligt for værdien af planteplanktonundersøgelser i søer, at biomassen af de enkelte arter opgøres. Og samtidig vil blot en artsliste uden yderligere informationer i de fleste tilfælde ikke være af stor værdi ved vurderinger af resultater fra planteplanktonundersøgelser.



Figur 5.22. Sæsonvariation af biomassen ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) for udvalgte grupper af planteplankton i søer med total fosfor mindre end $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$.

Dette hænger givetvis sammen med, at de fleste arter af furealger er mobile og i dybe søer kan søge ned i det mere næringsrige hypolimnion efter næringsstoffer for derefter at vandre op i lyset og udnytte disse næringsstoffer til produktion. Dette giver dem en fordel frem for det øvrige planteplankton i lagdelte søer. Deres relative biomasse er således også størst i de næringsfattige søer, hvor konkurrencen om næringsstoffer er størst. Rekyalgerne biomasse øges ved stigende fosforkoncentrationer, mens denne tendens ikke kan findes for den relative biomasse. Rekyalger er hurtigtvoksende arter, der kan leve såvel autotroft som heterotroft. Ofte vil de hurtigt opbygge en population under skift i forholdene i søerne. Dette ses specielt i perioder, hvor dyreplanktonet nedgræsser planteplanktonet.



Figur 5.23. Sæsonvariation af biomassen ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) for udvalgte grupper af planteplankton i søer med total fosfor mellem $0,05$ og $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$.

Sæsondynamik

Udviklingen i planteplanktonets biomasse følger overordnet udviklingen i temperatur og lysforhold gennem året (figur 5.21). Lyset er naturligvis af stor betydning for planteplanktonets vækst. Lav lysindstråling i vintermånederne og lav temperaturer hæmmer planteplanktonets vækst. Derudover synes græsningstrykket på planteplanktonet at spille en rolle i søer med lave tætheder af planktivore fisk.

Lyset i kombination med græsning er afgørende for, hvornår planteplanktonets biomasse kan stige i slutningen af vinteren. Selv om temperaturen stadig er lav, vokser planteplanktonets biomasse samtidig med lysindstrålingen i januar-februar (figur 5.21). Stigningen i planteplanktonbiomassen i de første måneder kan især tilskrives vækst af

kiselalger. I april sker der i mange søer efterfølgende en mindre reduktion i planteplanktonets samlede biomasse. Dette falder sammen med kulminationen af forårsmaksimum af kiselalger.

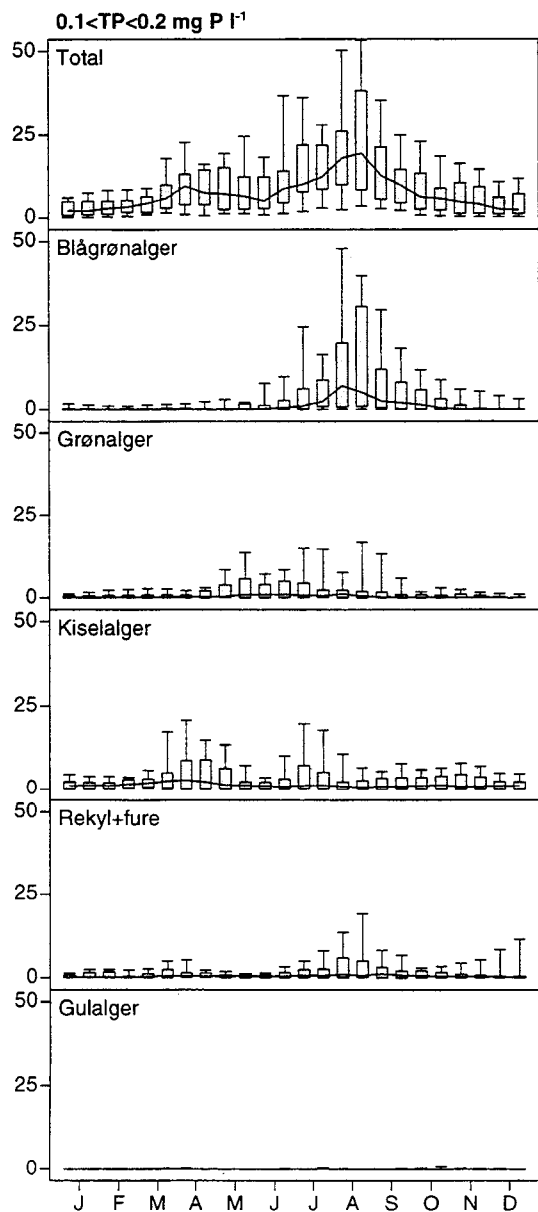
I slutningen af april, hvor vandtemperaturen er øget væsentligt som følge af den øgede lysindstråling og den højere lufttemperatur, begynder andre planteplankton typer med præferens for højere vandtemperatur også at spille en rolle. I foråret og forsommeren er det arter af gulalger, fure- og rekylalger samt grønalger, der kommer til. I slutningen af maj og begyndelsen af juni reduceres planteplanktonbiomassen markant i søer med en væsentlig dyreplanktonbiomasse som følge af dyreplanktonets græsning, og der forekommer ofte en kortere eller længere periode hvor planteplanktonbiomassen er helt nedgræsset.

Denne periode kaldes "klarvandsfasen". Senere på sommeren, i august, optræder der i de fleste søer et maksimum i planteplankton-biomassen. Samtidigt med høje temperaturer og lav græsning fra dyreplankton udvikler grønalger eller blågrønalger her ofte højere biomasser. Fra september reduceres biomassen gradvist i takt med faldende temperatur og lysindstråling til et minimum i december.

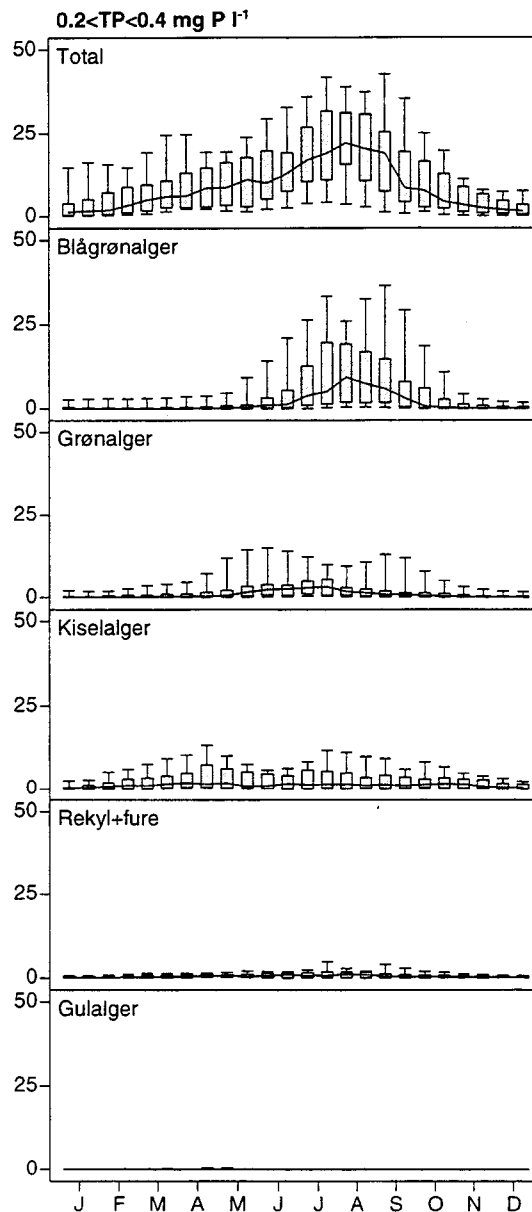
Sæsondynamikken påvirkes også af næringsstof-niveaet

Sæsondynamikken for såvel den samlede biomasse som sammensætningen af planteplanktonet påvirkes betydeligt af næringsstofniveaet.

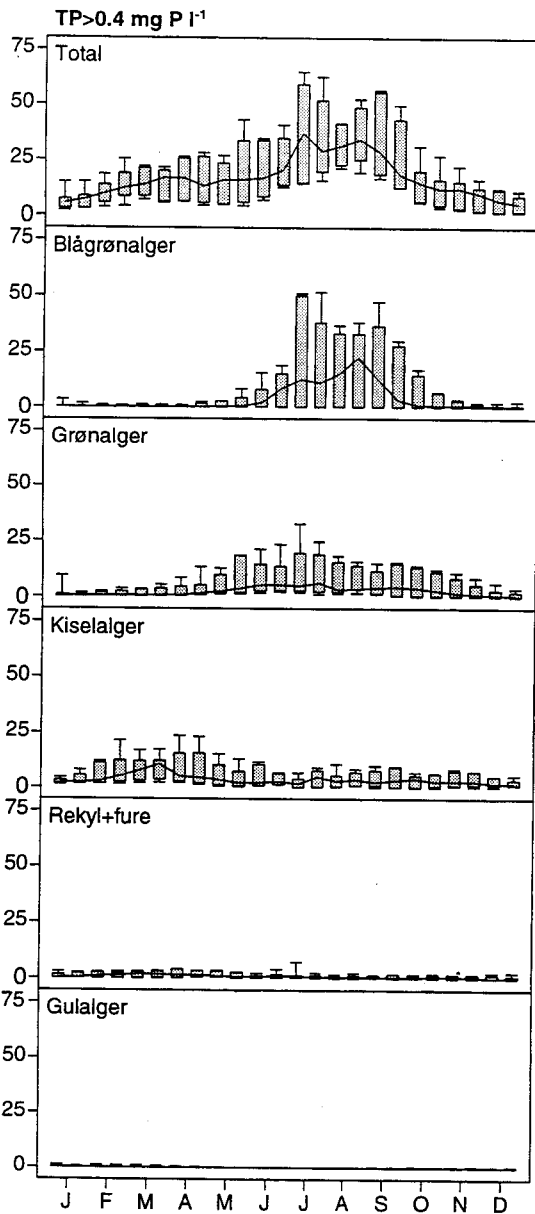
I de rene af søerne, ved fosforkoncentrationer under $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$, er der et markant totoppe forløb i den totale planteplanktonbiomasse (figur



Figur 5.24. Sæsonvariation af biomassen ($\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$) for udvalgte grupper af planteplankton i søer med total fosfor mellem 0,1 og 0,2 mg P l^{-1} .



Figur 5.25. Sæsonvariation af biomassen ($\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$) for udvalgte grupper af planteplankton i søer med total fosfor mellem 0,2 og 0,4 mg P l^{-1} .



Figur 5.26. Sæsonvariation af biomassen ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) for udvalgte grupper af planteplankton i søer med total fosfor over $0,4 \text{ mg P l}^{-1}$.

5.22). Der er en veldefineret klarvandsfase i slutningen af maj og begyndelsen af juni, men omfanget af klarvandsfasen reduceres med stigende fosforkoncentration (figur 5.23-5.24). Ved fosforkoncentrationer over $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ er den stort set forsvundet (figur 5.25-5.26). Forløbet af kurven for den samlede planteplanktonbiomasse ændres således fra et to-toppet forløb i de rene søer mod et forløb med kun en enkelt top i august i de næringsrige søer.

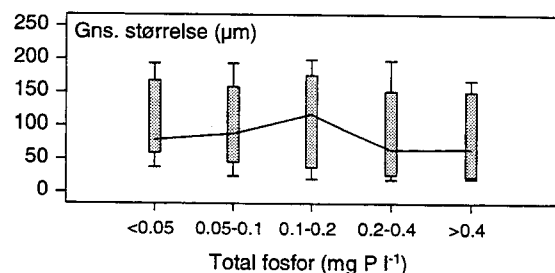
Denne ændring følger i høj grad ændringerne i dyreplanktonsamfundets sæsonmønster (figur 5.16). I de mest næringsrige søer med dominans af græsningsfølsomme grønalger kan der optræde en eller flere nedgræsningsperioder i løbet af forsommeren og sommeren.

Blågrønalgerne udvikler i løbet af sommeren en væsentlig biomasse i søer. I sensommeren og begyndelsen af efteråret kan de så blive næsten enedominerende i mange søer. I de reneste søer spiller blågrønalgerne først en betydende rolle efter midten af august (figur 5.22), mens de i søer med højere fosforkoncentrationer kan udgøre en meget væsentlig del af den samlede biomasse allerede fra midten af juli (figur 5.23-5.26). I enkelte næringsrige søer kan de dominere planteplanktonet gennem hele sommeren og efteråret.

Grønalger er i modsætning til blågrønalger almindeligt forekommende i søerne i størstedelen af året. Den største andel af den samlede planteplanktonbiomasse opnås oftest i begyndelsen af sommeren (juni-juli). I nogle af de mest næringsrige, lavvandede søer dominerer de dog gennem hele sommeren og begyndelsen af efteråret. Som ovenstående resultater viser, er mange grønalgarter kendetegnende for næringsrige forhold. Dette gælder især de chlorococcale grønalger. Andre grønalger, specielt koblingsalger, er dog karakterarter for næringsfattige forhold (se også box 5.5).

Bortset fra i de reneste søer udgør kiselalger i alle søer den væsentligste del af den samlede planteplanktonbiomasse i slutningen af vinteren og i løbet af foråret. Kiselalger spiller en væsentlig rolle i de fleste søer, men deres relative andel af biomassen falder ved de høje fosforkoncentrationer.

Kun i få søer spiller rekyl- eller furealger en dominerende rolle, hvoraf sidstnævnte især findes i lagdelte søer. Rekyalger, ofte betegnet som opportunistarter, har en høj væksthastighed og er samtidig i stand til også at leve af organisk stof i vandet. Det forklarer, hvorfor de pludselig under nedgræsningsperioder kan blive et dominerende element i planteplanktonet. De vokser populært sagt fra dyreplanktonets græsningsperiode. Kort efter nedgræsningsperioden forsvinder de dog som oftest igen, og andre planteplanktonarter som f.eks. grønalger tager over.



Figur 5.27. Plantepilanktonarternes gennemsnitsstørrelse i søerne for sommeren. Søerne er opdelt efter totalfosforniveauet.

| | Senvinter | Forår | Forsommer | Sensommer/efterår |
|-------------------|--|---|---|--|
| Oligotrofi | | Chrysococcus CR1 Rhizosolenia Peridinium inconspicuum Chromulina | Dinobryon RS1 Mallomonas Synura | Peridinium willei S1 Closterium Staurodesmus S2 |
| | Ubest.flagellater < 5µm | | | |
| Mesotrofi | Gymnodinium C1 Rhodomonas Cryptomonas Chrysochromulina Peridinium inconspicuum/pusillum C1 | Chrysococcus CR1 Rhizosolenia Peridinium inconspicuum Chromulina | Dinobryon RS2 Mallomonas Uroglena Synura | Asterionella Fragilaria crotonensis Attheya R2 Aphanizomenon S3 Tabellaria RS3 Staurodesmus Botryococcus Snowella rosea SR1 Woronichinia naegiliana Peridinium spp. S4 Ceratium |
| | | Cyclotella CR2 Asterionella | Sphaerocystis Oocystis RC1 | Cosmarium RS4 Closterium Staurostrum Asterionella R3 Fragilaria Stephanodiscus astraea Aulacoseira granulata R4 Aulacoseira islandica Aphanizomenon S5 Anabaena Pseudanabaena limnetica Microcystis S7 Ceratium S4 |
| | | Aulacoseira italica R1 Aulacoseira binderana | | |
| | | | | |
| Eutrofi | Chlamydomonas Peridinium aciculiferum Gymnodinium Rhodomonas Cryptomonas Chrysochromulina | | Ankyra C5 Sphaerocystis RC1 Oocystis Eudorina CS1 Pandorina Volvox | |
| | | Aulacoseira italica R2 Aulacoseira islandica | | |
| | | Asterionella CR3 Stephanodiscus | | |
| | | Monoraphidium C4 Scenedesmus Tetrastrum Elakatothrix | | |
| | | Rhodomonas CRS1 Cryptomonas Ochromonas Chromulina | | |
| Hypertrofi | Chlamydomonas C3 Chrysochromulina Rhodomonas Prymnesium* | | Aphanothece RS5 Gomphosphaeria pusilia | |
| | | Stephanodiscus hantz. CR4 Diatoma Nitzschia Synedra acus | Pediastrum RC2 Coelastrum Oocystis | Aulacoseira granulata R4 Aulacoseira islandica Anabaena S6 |
| | | Planktothrix agardhii R5 Limnothrix redekei Pseudanabaena limnetica | | |
| | | Rhodomonas CRS1 Cryptomonas | Microcystis S7 | |
| | | Monoraphidium C6 Chlorella Scenedesmus Crucigenia Actinastrum | | |
| | | | | |

Figur 5.28. Successioner i danske søer (Efter Olrik, 1993, baseret på Reynolds, 1984). Forkortelser: C1-C3: små flagellater, C4-C6: konkurrencearter, ubevægelige, CR1-CR3: konkurrencearter/forstyrrelsetolerante arter, RC1-RC2: forstyrrelsetolerante arter/konkurrencearter, RS1-RS5: forstyrrelsetolerante arter/stresstolerante arter, SR1: stress-tolerante arter/forstyrrelsetolerante arter, CS1: konkurrencearter/stresstolerante arter, S1-S7: stresstolerante arter, R1-R5: forstyrrelsetolerante arter.

I søerne med den laveste totalfosforkoncentration har gulalger en væsentlig biomasseandel først og sidst på sæsonen (figur 5.22). Ved fosforkoncentrationer mellem 0,05 og 0,1 mg P l⁻¹ har de kun en væsentlig biomasse i det tidlige forår (figur 5.23), mens deres forekomst ved højere totalfosforkoncentrationer er meget sparsom (se også box 5.1).

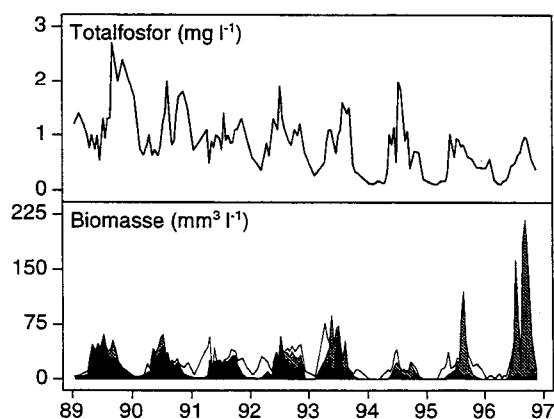
Andre faktorer end lys, temperatur og totalfosfor spiller naturligvis også en rolle for sæsondynamikken (se bl.a. *Olrik, 1993; Windolf et al., 1993 og Jensen et al., 1994*). Ud over fosforkoncentrationen kan dybdeforholdene ofte være af betydning for, om blågrønaler eller grønaler bliver dominerende.

Samtidigt med skiftet i søernes artssammensætning ændres planteplanktonets gennemsnitsstørrelse (figur 5.27). Stigningen i størrelsen ved stigende totalfosforniveau er sammenfaldende med en øget andel af blågrønaler, og faldet ved de største totalfosforniveauer hænger sammen med den øgede andel af chlorococcale grønaler. Planteplanktonets græsningsfølsomhed er derfor relativt større ved høje og lave næringsstofniveauer og lavere i middelnæringsrige søer.

Planteplanktonsuccesjoner i søer

De tilstedeværende arter på et givent tidspunkt i en sø afspejler nogle karakteristiske tilpasningsstrategier. Reynolds (1984) har opdelt planteplankton i 3 hovedgrupper: C-arter: Arter med en god konkurrenceevne, en høj væksthastighed ved gode næringsstovvilkår (f.eks. chlorococcale grønaler), S-arter: Arter, der er gode til at holde på næringsstoffer (f.eks. blågrønaler), og R-arter: opportunist-arter: Arter, der er stress-tolerante.

Ud fra arternes tilpasningsstrategi samt kendte



Figur 5.29. Gundsømagle sø, 1989-1997.

Øverst: Udviklingen i total fosforkoncentrationen. Nederst: Udviklingen i planteplanktonbiomasse, gråtskraveret angiver grønaler, sort angiver blågrønaler og åben signatur er øvrige alger. (Efter *Roskilde amt, 1997*).

successioner i søer opstillede Reynolds en skematisk fremstilling af sæsonudviklingen i planteplankton i søer ved forskellige næringsstofniveauer, som siden er tilpasset danske forhold af *Olrik (1993)* (figur 5.28). Beskrivelsen af årstidsvariation i forskellige søtyper ved forskelligt næringsstofniveau stemmer meget godt overens med de resultater, der er vist tidligere i dette afsnit.

Fra grønalge- til blågrønalgeseer - et udtryk for en forbedring i søernes tilstand?

I lavvandede søer sker der ofte et skift fra dominans af grønaler til dominans af blågrønaler, når den eksterne næringsstofftilførsel reduceres. På trods af et signifikant fald i totalfosforkoncentrationen i 18 af de 37 overvågningssøer er blågrønalgernes betydning steget signifikant i 6 af søerne. Umiddelbart kan det være svært at forklare offentligheden, at masseforekomst af til tider giftige blågrønaler er et udtryk for, at en søs tilstand er i bedring.

I Gundsømagle sø er den eksterne belastning reduceret væsentligt, hvorved totalfosfor i søvandet som årsgennemsnit er reduceret fra ca. 1,5 mg P l⁻¹ i 1989 til under 0,5 mg P l⁻¹ i 1996. Som respons på faldet i fosforkoncentrationen er biomassen af planteplankton steget, og blågrønaler dominerer nu mod tidligere grønaler (figur 5.29).

Hovedårsagen til, at grønaler kan blive dominerende i de lavvandede søer med høj totalfosforkoncentration, er, at vandmassen i disse søer til stadighed tilføres næringsstoffer fra bunden. Grønalerne kan så på trods af et stort tab via sedimentation opretholde en høj vækst og dermed udkonkurrere blågrønaler. Hvis fosforkoncentrationen falder skifter dominansen til blågrønaler. Andre faktorer som f.eks. CO₂ og N:P-forholdet har været angivet at være af betydning for udfaldet af konkurrencen mellem grøn- og blågrønaler. I lavvandede danske søer synes fosforkoncentrationen at have størst betydning (for en nærmere diskussion af emnet se *Jensen et al., 1994*). I dybere søer vil grønaler normalt ikke blive dominerende, selv ikke ved de højeste fosforkoncentrationer. Her er blågrønalerne dominerende.

Udfaldet af konkurrencen mellem de forskellige planteplanktonarter er et komplekst emne og kræver, at både fysisk-kemiske og biologiske forhold inddrages. Er planteplanktondynamikken velbeskrevet, er planteplankton til gengæld et anvendeligt redskab i vurderingen af søernes tilstand.

5.5 Undervandsplanter

Undervandsplanterne kan være af meget stor betydning for både de biologiske samfund og samspil samt næringsstofcirkulationen i søer

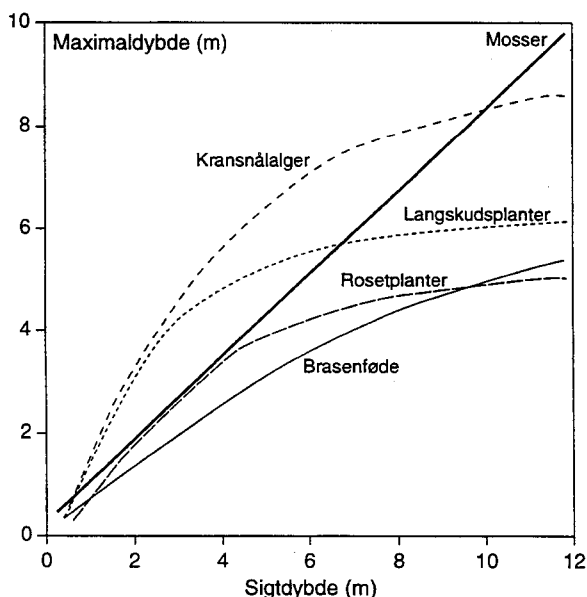
(Jeppesen m.fl., 1989; Sand-Jensen & Borum, 1991). De kan f.eks. være af stor betydning for iltforholdene ved bunden, for stabiliteten af sedimentet og for tætheden samt sammensætningen af invertebrater, muslinger, fisk og dyreplankton. I hvor høj grad vegetationen har betydning for vandkvaliteten og de biologiske samspil i en sø afhænger af det plantedækkede areal og det plantefyldte volumen i relation til søarealet og søvolumenet. Dette er reguleret af søens morfometri og den maksimale kolonisationsdybde samt vandets klarhed (Moss, 1988). I lavvandede søer vil det ofte være muligt at have en stor procentdel af arealet vegetationsdækket. Det betyder imidlertid omvendt også, at lavvandede søer er meget følsomme over for pludselige ændringer i kolonisationsdybden.

Kolonisationsdybden er normalt relateret til lystilgængeligheden i vandsøjlen (Chambers & Kalff, 1985; Middelboe & Markager, 1997). Andre faktorer som f.eks. hydrostatisk tryk kan have betydning i dybe søer. Græsningstryk fra fugle kan evt. have betydning i søer med sparsom vegetation (se afsnit 5.6) ligesom substrattypen og epifytbelægninger også kan påvirke dybdegrænsen (Sand-Jensen, 1989).

På basis af data fra overvågningssøerne er der opstillet en relation mellem sigtdybden (sigt, m) og dybdegrænsen af alle vandplanter undtagen mosser.

$$DG = 0,07 + 1,83 * \text{sigt} \quad (\text{Jensen et al., 1996})$$

Lyskravene varierer dog for de forskellige plantegrupper. Baseret på udenlandske og danske undersøgelser har Middelboe & Markager (1997) således opstillet specifikke relationer for bl.a.



Figur 5.30. Dybdegrænse for forskellige plantetyper som funktion af sigtdybden (fra Middelboe & Markager, 1997).

langskudsplanter og dækfrøede rosetplanter:

Langskudsplanter:

$$DG = 0,37 + 0,95 * \text{sigt} \quad (\text{Middelboe \& Markager, 1997})$$

Rosetplanter:

$$DG = 0,88 + 0,38 * \text{sigt} \quad (\text{Middelboe \& Markager, 1997})$$

Middelboe & Markager har endvidere opstillet en ikke lineær model (figur 5.30). Modellen viser, at langskudsplanter har en dybdegrænse, der er ca. to gange større end rosetplanter i sigtdybdeintervallet 1-4 m. Ved sigtdybder over 4 m aftager hældningen for langskudsplanter hurtigere end for rosetplanter, hvorved der sker en udfligning af dybdegrænsen. Dybdegrænsen for kransnålgler følger langskudsplanter op til ca. 4 m's sigtdybde. Derover øges dybdegrænsen for kransnålglerne relativt til langskudsplanter (figur 5.30).

Antal plantearter i søerne

De seneste 4 år er der foretaget vegetationsundersøgelser efter et standardiseret program (Moeshund et al., 1996) i 16 af overvågningssøerne plus enkelte andre regionale søer. I alt er der registreret 42 arter af blomsterplanter, 3 arter af mosser, 8 arter af kransnålgler og et ukendt antal trådalgearter. Der er ikke krav om at artsbestemme de tre sidste kategorier, hvorfor der ikke er tale om en fuldstændig opgørelse.

Den hyppigst forekommende art er børstebladet vandaks, som er registreret i 12 af de 16 undersøgte overvågningssøer. Dette er ikke overraskende, da denne art er kendt for at være tolerant over for en høj næringsstofbelastning. Den findes således i hele søspektret. Derefter følger arter som kruset vand-aks, hjertebladet vandaks, kredsbladet vandranunkel og vandpest.

Antallet af arter af undervandsplanter varierer meget fra sø til sø. Der findes mange arter i søer med en lav næringsstofkoncentration og god sigtdybde og få eller ingen arter i søer med høj koncentration. Dette afspejler sig også i flere historiske studier. I Furesøen blev der i 1911-1913 registreret 33 arter af undervandsplanter. Dette antal var i 1951 reduceret til 16 arter (Berg, 1958) og i 1996 til 10 arter (Københavns Amt, 1997). I samme periode er den gennemsnitlige sommersigtdybde reduceret fra 5-6 meter før 1940 til ca. 1,7 meter i 1990'erne. Samme fænomen er registreret i den næringsrige Engelsholm Sø, hvor der i 1912 blev registreret 5 arter af langskudsplanter (Wiinstedt, 1913). I 1952 var antallet reduceret til 2 arter (Dahl, 1960), og i 1994 blev der ikke fundet undervandsplanter i søen (Lauridsen et al., 1997b).

Artsantallet i den enkelte sø har været meget stabilt gennem den 4-årige periode, undersøgelser-

Tabel 5.4. Ændringer i antallet af plantearter/typer i de 16 overvågningssøer fra 1993-1996. Sønavne fremgår af figur 2.2.

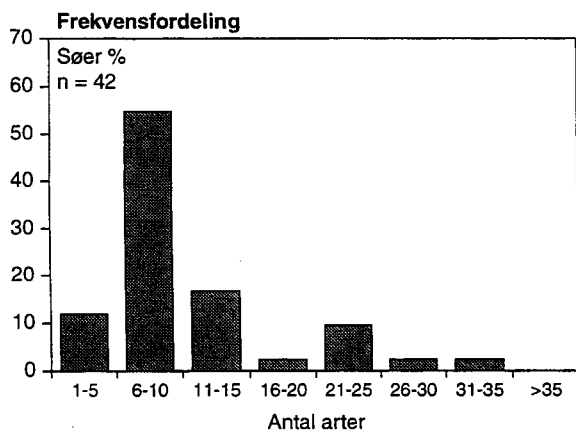
| Periode/sønr. | 1 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 10 | 12 | 14 | 15 | 16 | 19 | 20 | 24 | 35ø | 35v |
|---------------------|----|----|----|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|
| Ændringer 1993-1994 | 0 | +4 | -1 | -3 | 0 | 0 | -3 | 0 | -2 | -4 | +2 | 0 | +3 | - | +4 | 0 | 0 |
| Ændringer 1994-1995 | -1 | 0 | 0 | -2 | +1 | 0 | 0 | -3 | +1 | 0 | -2 | 0 | -2 | 0 | 0 | 0 | +2 |
| Ændringer 1995-1996 | -1 | -3 | -1 | 0 | +1 | 0 | +1 | +3 | +1 | +1 | +1 | 0 | -1 | -3 | 0 | -1 | -2 |

ne er foretaget (tabel 5.4). De små år-til-år ændringer, der trods alt er registreret, behøver ikke nødvendigvis at betyde, at en plante er forsvundet eller indvandret, men kan også skyldes, at enkelte individer overses et år og registreres det næste.

Den typiske danske sø med vegetation indeholder 6-10 arter af undervandsplanter (se figur 5.31). De mange søer i denne kategori dækker både over rene søer og næringsberigede søer, hvilket også er tilfældet for kategorien 1-5 arter. Indeholder søerne mere end 10 arter, er der som regel tale om renere eller/og store søer. Der er forholdsvis mange søer med 21-25 arter af undervandsplanter. Her er der tale om rene midt- og vestjyske søer.

Antal arter og fosforniveauet

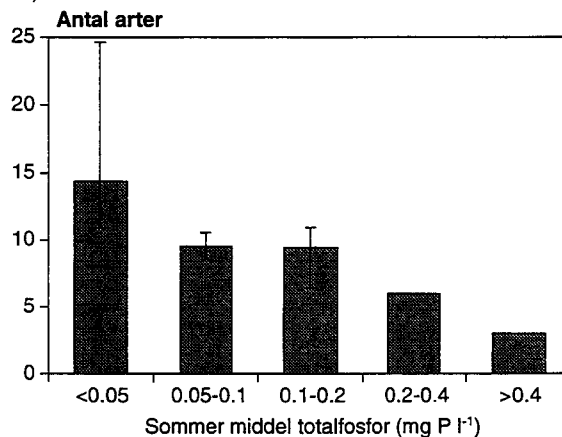
Inddeles søerne (og der er kun tale om ferskvandssøer) i kategorier efter totalfosforindholdet, finder vi i den laveste kategori (0-0,05 mg P l⁻¹) mellem 2 og 25 arter med et middeltal på 14 arter (figur 5.32). Årsagen hertil er, at denne kategori spænder over et meget bredt spektrum af søer fra sure, brunvandede (f.eks. kun 2 arter af mosser i Tranemose i Vestjylland) til rene søer med middelalkalinitet jf. Mathiesen (*Danmarks Natur, Bd. 5*). I de næste kategorier ligger middeltallet på hhv. 10 og 8 arter, men varierer mindre end den foregående kategori. Den mindre variation skyldes, at der ved totalfosforniveauer mellem 0,05 og 0,20 mg l⁻¹ kun meget sjældent findes brunvandede søer. Søerne er således mere ensartede i denne kategori, men varierer dog fra lobeliesøer til søer med undervandsvegetation domineret af langskudsplanter.



Figur 5.31. Frekvensfordeling af danske søer med undervandsplanter som funktion af antal arter, n=42.

I de to kategorier i intervallet 0,05 og 0,20 mg P l⁻¹ findes søer med helt op til 14 forskellige plantearter. Umiddelbart ville man ikke mindst i den høje ende af næringsstofintervallet forvente uklart vand og dermed få arter. Årsagen skal søges i, at søerne er klarvandede som følge af en meget kort opholdstid eller sammenbrud i fiskebestanden.

Det samme gør sig gældende for f.eks. Gødstrup Sø. Denne sø ligger i intervallet 0,2-0,4 mg P l⁻¹, men er mere klarvandet end forventet, primært p.g.a. en stor vandgennemstrømning, men også p.g.a. høj dyreplanktongræsning (*Ringkøbing Amt, 1990*).



Figur 5.32. Antal arter af undervands- og flydebladsplanter i danske søer (25 og 75% fraktil). Søerne er opdelt efter sommermiddeltkoncentrationen af totalfosfor. Der er kun medtaget søer indeholdende undervandsvegetation.

Søen indeholder som følge heraf 6 arter af undervandsplanter og har et forholdsvis stort plantedækket areal.

I kategorien >0,4 mg P l⁻¹ findes der som regel ikke egentlige rodfæstede plantearter; hvorfor der primært er tale om forskellige trådalgearter.

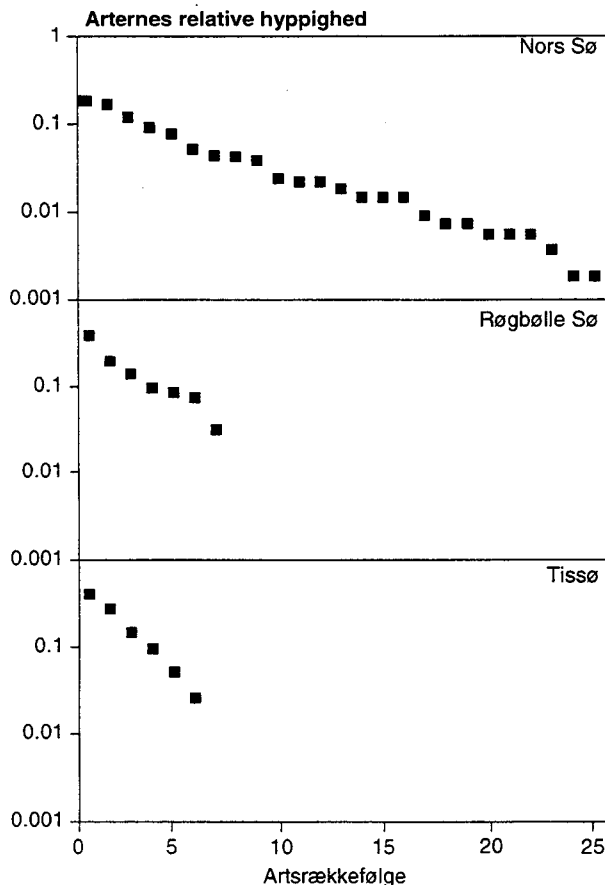
Arternes relative hyppighed

Artsantallet og arternes indbyrdes dominansforhold fortæller noget om belastningsforholdene og diversiteten i et plantesamfund. I et ideelt samfund vil der typisk findes tre artsgrupper. Første gruppe vil indeholde arter med lille forekomst - de sjældne arter. Anden gruppe vil bestå af færre arter med moderat forekomst, mens sidste gruppe består af få, men meget dominerende arter (*Ugland & Gray, 1982*). Ved en øget næringsstofbelastning vil balancen mellem

disse tre grupper forskydes, først mod en forøget udbredelse af arter med moderat forekomst, dernæst mod de dominerende arter.

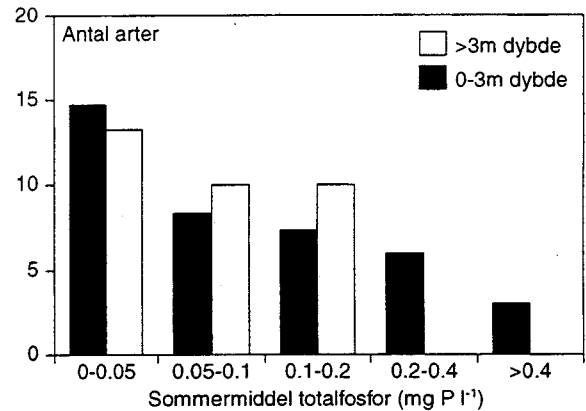
Fordelingen af arter og dominansforholdene kan skitseres på en figur med den relative hyppighed på en logaritmisk skaleret Y-akse og artsrækkefølgen på X-aksen (figur 5.33). Arterne opstilles herefter i rækkefølge efter faldende dominans. I marine områder er det ved sammenligning af forskellige fjorde set, at der er forskel i hældningen af denne kurve afhængig af næringsstofbelastningen. En ikke belastet fjord vil indeholde mange arter og have en lille hældning, mens en mere belastet fjord vil indeholde få dominerende og et forholdsvis lille antal mindre dominerende arter. Derfor vil hældningen på kurven være større (Kaas *et al.*, 1996). I denne rapport er den relative hyppighed beregnet for nogle få udvalgte søer for at illustrere dominansforholdene i forskellige søtyper. Arternes relative hyppighed i den enkelte sø er opgjort på baggrund af amternes vurdering af de enkelte arters dominansforhold i de enkelte delområder.

Nors Sø er en stort set upåvirket sø og en af vore mest artsrige søer. Vegetationsundersøgelserne har hidtil vist, at den er i en forholdsvis stabil tilstand. Figur 5.33 viser, at arternes dominansforhold



Figur 5.33. Den relative hyppighedsfordeling af arter af undervandsplanter i Nors Sø, Røgbølle Sø og Tissø.

falder jævnt fra de mest udbredte arter over mindre udbredte arter til de sjældne arter. Der er således ikke en tydelig opdeling mellem tre grupper. Røgbølle Sø tilhører kategorien af næringsrige søer, men med et stort makrofytdække.



Figur 5.34. Sammenhæng mellem antal arter af undervandsplanter og sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor i søvandet i hhv. lavvandede og dybere danske søer.

I denne sø er plantesamfundet domineret af en enkelt art, mens 4-5 andre arter har en næsten ens moderat forekomst. En enkelt art skiller sig ud og findes kun i meget begrænset omfang sammenlignet med de andre. Tissø har et højere næringsstofniveau end Røgbølle Sø. I Tissø er tendensen den samme som i Røgbølle Sø, men hældningen er lidt stejlere, idet kurven i Tissø falder meget jævnt fra den dominerende art til den mindst hyppige art.

Dybe og lavvandede søer

En søs dybde og størrelse har formentlig også betydning for, hvor mange arter der potentielt kan forekomme, idet det må antages, at der er flere voksesteder i en dyb sø end i en lavvandede sø. Det er imidlertid ikke altid tilfældet, da bundhældning og substrattype i høj grad også har betydning. Således kan ingen planter vokse på en stejl, stenet bund. Der findes f.eks. kun 6 arter i den dybe Tissø mod 7 i den lavvandede Røgbølle Sø. Generelt er der ikke fundet nogen sjældne arter i de næringsrige søer. De findes kun i mere næringsfattige søer.

Betragtes antal arter som funktion af total-P, er det rimeligt at inddele søerne i dybe og lavvandede søer (figur 5.34). Baggrunden herfor er, at dybe søer ved et givet næringsstofniveau ofte vil være mere klarvandede end lavvandede søer.

Antallet af plantearter aftager med øget fosforindhold. Dette er specielt udpræget for lavvandede søer dog igen med den undtagelse, at en brunvandet sø ofte har få plantearter på trods af et lavt fosforindhold. Det er begrænset hvor mange data, der findes på de dybe søer, men umiddelbart

er der tendens til, at der er flere arter i dybe søer end i lavvandede søer (figur 5.34). I Furesøen er der f.eks. registreret 14 plantearter på trods af et fosforniveau på ca. 0,20 mg totalfosfor l⁻¹. Her spiller søens størrelse formentlig en rolle, idet en stor sø uvilkårligt vil have flere nicher, både hvad angår dybder, men også hvad angår hældning, substrattype og eksponeringsgrad.

År til år variationer

Der er i flere søer tale om en stor år-til-år variation i det plantedækkede areal (tabel 5.5). I f.eks. Søby Sø skyldes ændringen en gradvis reduceret sigtddybe, hvorved det plantedækkede areal reduceres. I Hornum Sø og Kvie Sø kan variationen især tilskrives ændringer i mossernes dækningsgrad, men også en stor variation i mængden af *gulgrøn brasenføde*. I modsætning hertil er variationen i Damhussøen forårsaget af en varierende tråldalgemængde. Undervandsvegetationens dækningsgrad er dog gennemgående stabil over den 4-årige periode (se også kapitel 8.4). Betragtes overvågningssøerne er der kun i to søer, Maglesø og Arreskov Sø, tale om

en generel fremgang og dermed en trend i det plantedækkede areals udvikling. For Maglesø vedkommende er der ikke nogen kendt forklaring på fænomenet, hvorimod ændringen i Arreskov Sø kan tilskrives ændringer i fiskebestanden, som har betydet, at søen er skiftet til en klarvandet tilstand (box 5.6). Figur 5.35 viser, hvorledes vegetationen i Arreskov Sø har bredt sig ud på dybere vand.

Undervandsplanternes stabiliserende rolle

Undervandsplanterne spiller en vigtig rolle for, at oprindeligt næringsfattige søer kan forblive i en klarvandet tilstand, når der sker en moderat forøgelse i næringsstofftilførslen (Jeppesen *et al.*, 1989). En af grundene hertil er, at planternes biomasse stiger. Det betyder øget næringsstoffiksering i planter og potentielt også i epifyterne på planternes overflade (Sand-Jensen & Borum, 1991). En del af de tilførte næringsstoffer er derfor ikke tilgængelige for planteplanktonet om sommeren. Desuden kan undervandsplanterne indirekte mindske mængden af tilgængelige næringsstoffer. De mindsker resuspension af søbunden, som ellers ofte kan føre til en øget

Tabel 5.5. Undervandsvegetationens dækningsgrad i 16 overvågningssøer i perioden 1993-1996.

| Sø | middeldækn % | min % | maks % |
|------------------|--------------|-------|--------|
| Søby Sø | 70 | 53 | 80 |
| Maglesø | 22 | 9 | 34 |
| Madum Sø | 52 | 44 | 55 |
| Nors Sø | 51 | 42 | 55 |
| Ravn Sø | 4,4 | 1,9 | 8,8 |
| Søholm Sø | 0,6 | 0,05 | 1,3 |
| Kvie Sø | 16 | 10 | 21 |
| Hornum Sø | 55 | 31 | 76 |
| Røgbølle Sø | 47 | 41 | 54 |
| Furesøen | 3,6 | 1,9 | 5,8 |
| Fårup Sø | 0,6 | 0,3 | 0,8 |
| Damhussøen | 61 | 48 | 72 |
| Hinge Sø | 0,4 | 0,03 | 0,8 |
| Tissø | 6,6 | 2,9 | 9 |
| Arreskov Sø | 4,5 | 0,6 | 12 |
| Utterslev Mose V | 1,3 | 0 | 3,1 |
| Utterslev Mose Ø | 0,8 | 0 | 3,1 |

Tabel 5.6. Gennemsnitlig skudlængde (cm) af kruset vandaks (8 stk.) plantet i beskyttede (mod fuglegræsning) og ubeskyttede pletter. Forsøget blev gennemført både i mudder og sand og på henholdsvis en vindbeskyttet og vindeksponeret lokalitet i Væng Sø i perioden 22. maj til 10. august. P-værdien angiver den statistiske sandsynlighed for, at de to pottetyper er ens (fra Lauridsen *et al.*, 1993).

| | Beskyttede pletter | ubeskyttede pletter | p< |
|-----------------------|--------------------|---------------------|-------|
| Eksposteret, mudder | 67,4 | 38,6 | 0,007 |
| Eksposteret, sand | 48,4 | 22,6 | 0,004 |
| vindbeskyttet, mudder | 57,7 | 14,8 | 0,001 |
| vindbeskyttet, sand | 28,1 | 9,9 | 0,001 |

Tabel 5.7. Næringsstofftilførsel fra fugle til danske søer. Baseret på Sørensen (1997).

| | Røgbølle Sø | Hejrede Sø | Maribo Søndersø | Filsø 89/90 | Filsø 1995 |
|------------------------------------|-------------|------------|-----------------|-------------------|------------|
| N-tilførsel, gæs ¹ (kg) | 162 | 117 | 913 | 1183 ² | 1183 |
| N-tilførsel, troldænder (kg) | 177 | 169 | 649 | - | - |
| P-tilførsel, gæs ¹ (kg) | 27 | 19 | 150 | 195 ² | 195 |
| P-tilførsel, troldænder (kg) | 27 | 26 | 98 | - | - |
| N-andel af samlet tilførsel (%) | 1,9 | 0,6 | 1,3 | 1,7 | 1,8 |
| P-andel af samlet tilførsel (%) | 9,3 | 4,5 | 10,0 | 4,4 | 6,2 |

¹) Grågås i Røgbølle, Hejrede og Maribo Søndersø. Grågås og kortnæbet gås i Filsø.

²) Udregnet ved hjælp af antal fugledage 1992-95.

næringsstoffrigivelse til vandfasen (Søndergaard et al., 1992). Nogle undersøgelser tyder endvidere på, at det større overfladeareal, som planterne bidrager med, fremmer denitrifikationen og dermed kvælstoftabet fra søen (Weisner et al., 1994).

Dårlige iltforhold i bunden af plantebælterne, ikke mindst om natten (Frodge et al., 1990), antages at have samme virkning. Endelig kan undervandsplanterne lokalt reducere mængden af tilgængeligt lys for planteplanktonet.

Indirekte effekter

Planternes effekt på næringsstoffer og lysforhold er imidlertid ikke hele forklaringen på, at undervandsplanterne kan fastholde en klarvandet tilstand. En analyse af data fra 210 danske ferskvandssøer har således vist, at søer med en plantedækning på mere end 30% er mere klarvandede end søer med samme fosforkoncentration, men uden eller med lav dækningsgrad af planter (Jeppesen et al., 1989). Dette gælder også søer, som har planter nær bredden og åbent vand i midten, hvorfor effekten må række ud over det plantedækkede areal. En række indirekte effekter har været foreslået som forklaring på dette fænomen. Undervandsplanter fremmer sedimentation og mindsker som nævnt resuspension, og dette kan i sig selv give klarere vand i lavvandede søer, hvor den vindinducerede resuspension i fravær af undervandsplanter kan være betydelig. Som eksempel kan nævnes Arresø, hvor målinger og modellering peger på, at sigtdybden alene på grund af resuspension er under 0,5 m i 50% af tiden (Kristensen et al., 1992).

Resuspension kan også mindskes via planternes effekt på fiskebestanden. Bentivore fisk som brasen kan via fødesøgningen på bunden ophvirvle sediment med ofte betydelig øget koncentration af suspenderet stof til følge (Meijer et al., 1990). Brasen trives som nævnt tidligere i næringsrige søer uden planter, men mister deres betydning i planterige søer, og det betyder mindre resuspension i disse søer. Forbedrede lysforhold med sigt til bunden betyder øget vækst af trådalger og mikrobentiske alger, hvilket ligeledes kan mindske resuspensionsrisikoen (Delgado et al., 1991).

Udskillelse af kampstoffer fra undervandsplanterne, som hæmmer planteplankton, har været set som en anden forklaring på, at planterige søer er særligt klarvandede. Det er dog fortsat uklart, i hvor høj grad kampstoffer spiller en rolle under naturlige forhold (Sand-Jensen & Borum, 1991).

Undervandsplanterne kan også forbedre vilkårene for planteplanktonfiltratorer. Store muslinger, som dammusling og malermusling, kan optræde talrigt i vegetationen, og undersøgelser har vist, at de kan

yde et betydeligt græsningstryk på planteplankton i lavvandede søer (Ogilvie & Mitchell, 1995). I tilknytning til planterne finder man endvidere en række små, filtrerende krebsdyr som *Sida*, *Simocephalus* og *Eurycerus*, og beregninger tyder på, at de også kan mindske biomassen af planteplankton i vegetationen betydeligt (Stansfield et al., 1997), men hvorvidt deres effekt rækker ud over det plantedækkede areal er uafklaret.

Effekter på fisk og dyreplankton

Endelig kan planterne forbedre vilkårene for dyreplankton på to måder (Jeppesen et al., 1997b). For det første kan undervandsplanterne som nævnt tidligere fremme rovfisk som aborre og gedde på bekostning af dyreplanktonædende fisk som skalle og brasen. Flere rovfisk betyder færre skalle og brasen, mindsket prædationstryk på dyreplankton og dermed lavere biomasse af planteplankton. For det andet kan undervandsplanterne virke som refugium for dyreplankton.

Døgnundersøgelser i en række danske, nordamerikanske og new zealandske søer har vist, at der ofte foregår en betydelig horisontal vandring mellem vegetationen og åbent vand (Lauridsen et al., 1997a). Det større dyreplankton skjuler sig i vegetationen i dagtimerne, hvor risikoen for at blive ædt af visuelt jagende fisk er stor. Om natten søger de så ud på åbent vand for at søge føde. Vandringsintensiteten synes størst i søer med høj tæthed af dyreplanktonædende fisk. Dyreplanktonets evne til at vurdere prædationsrisikoen kan hænge sammen med, at de reagerer på stoffer udskilt fra fisk (Lauridsen & Lodge, 1996). Med muligheder for at søge skjul kan søen opretholde en højere dyreplanktonbiomasse og følgelig et højere græsningstryk på planteplanktonet.

Rørskov

Rørskoven er kun undersøgt én gang i de 16 overvågningssøer. Der kan således ikke sættes tal på, hvor stabil rørskovens udbredelse er i disse søer. I overvågningssøerne udgør rørskoven typisk mellem 1 og 8% af søarealet (min. og maks. hhv. 0 og 46%), og i søer over 100 ha udgør den i alle tilfælde <4% af det totale areal. Dybdegrænsen (DG, cm) for en række svenske og danske søer er i Jeppesen & Schierup (1992) beskrevet som:
$$DG = 394 \times \text{fosfor} (\mu\text{g P l}^{-1})^{-0.27}$$

Denne model har vist sig også at passe for overvågningssøerne (Jensen et al., 1996). Dybdegrænsen reduceres således med stigende næringsstofbelastning, ligesom det er tilfældet med undervandsvegetationen. Dybdegrænsen er imidlertid ikke kun afhængig af belastningen, men også af bundforhold (Viborg Amt, 1995) og græsning fra f.eks. kreaturer (Vestsjællands Amt, 1995). I alt er der i rørskoven registreret 91

arter/slægter af sumpplanter. Den hyppigst forekommende art er *tagrør*. Herefter følger *smalbladet dunhammer*, *søkogleaks*, *almindelig sumpstrå* og *bredbladet dunhammer*.

5.6 Vandfugle

Fugle er en af de dyregrupper, der har den største almene interesse og bevågenhed i Danmark. I sømæssig sammenhæng er der heller ingen tvivl om, at fugle rent naturmæssigt spiller en vigtig rolle i den generelle opfattelse af et områdes værdi. Jo flere fugle og fuglearter desto højere naturkvalitet. Samtidigt peger stadig flere undersøgelser på, at fugle ud over at kunne fungere som indikator for miljøtilstand også rent økologisk er et vigtigt element i søers biologiske struktur. I dette afsnit giver vi et overblik og en række eksempler på vandfugles rolle og deres samspil med planter og andre dyr i søer.

Til forskel fra de fleste andre afsnit i denne rapport bygger dette afsnit kun i mindre grad på data fra overvågningssøerne samtidigt med, at vi i højere grad refererer til udenlandske undersøgelser. Fugle indgår nemlig ikke i det standardiserede undersøgelsesprogram, hvilket betyder, at der kun findes få fugledata fra overvågningssøerne, som er umiddelbart tilgængelige.

Fuglebestande i forhold til fødeudbud og søtype
Forekomst og udbredelse af forskellige vandfuglearter er afhængig af en række forhold (se f.eks. *Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992*). I flere tilfælde er der tale om, at visse fuglearter er så tæt knyttet til specifikke miljømæssige forhold, at de bliver en slags indikator for en bestemt miljøtilstand. Dette gælder eksempelvis planteædende fugle. Eftersom udbredelsen af undervandsplanter generelt falder i takt med øget eutrofiering (øget næringsstofførsel), bliver de planteædende fugle en indikator for eutrofiering: mange planteædende fugle findes ofte i lavvandede, klarvandede søer, mens der i uklare søer kun findes få.

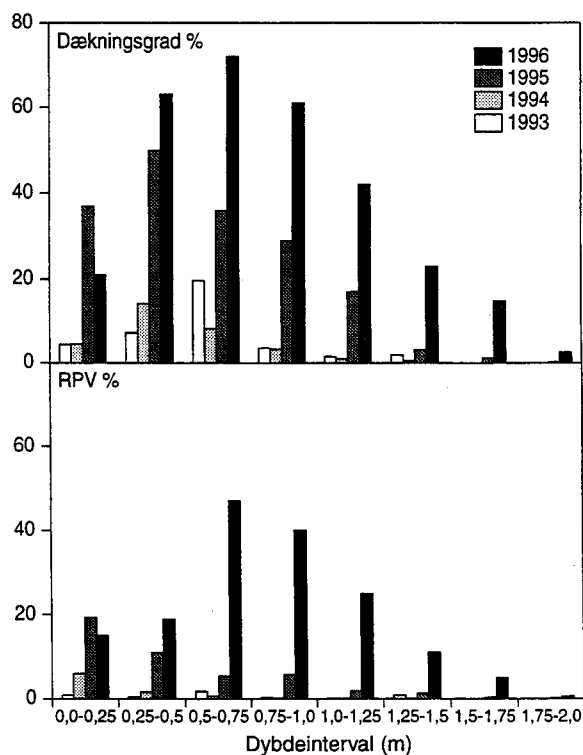
Der findes en række gode eksempler på, at antallet af knopsvane og blichøne, der er de to vigtigste planteædere i danske søer, følger udbredelsen af undervandsplanter. I Ringkøbing Fjord skete der i forbindelse med undervandsplanternes reduktion i slutningen af 70'erne og starten af 80'erne et markant fald i antallet af både knopsvaner og blichøns (*Fredningsstyrelsen, 1983; Brøgger-Jensen & Falk, 1989*). I løbet af få år faldt maksimumsantallet af knopsvaner fra 6.000 til 400-700 og blichøns fra 40.000 til ca. 700.

På tilsvarende vis var der en meget tæt kobling mellem antallet af overvintrende knopsvaner og blichøns og de store år-til-år variationer i mæng-

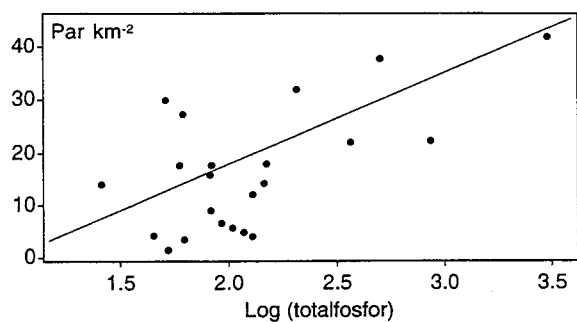
den af undervandsplanter i de to midtjyske søer Væng Sø og Stigsholm Sø (*Søndergaard et al., 1997*). I år med store mængder af planter blev der set op til 750 blichøns og 300 knopsvaner i den kun 15 hektar store Væng Sø, mens der i år med få planter kun blev set op til 60 blichøns og mindre end 10 knopsvaner. Tilsvarende blev der i den 21 hektar store Stigsholm Sø observeret meget få fugle, før undervandsplanterne bredte sig, men op mod 60 knopsvaner og 800 blichøns efter en markant forøgelse i mængden af undervandsplanter. Fra udlandet findes en række lignende observationer (*Karlsson et al., 1976; Van Donk & Otte, 1996; Mitchell & Wass, 1996*).

Antallet af planteædende fugle er dog ikke kun et spørgsmål om fødeudbud. Bestandstætheden af blichøns falder således generelt i takt med øget søstørrelse (figur 5.35, *Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992*). Baggrunden er, at blichøns foretrækker at opholde sig tæt ved bredzonen og samtidigt kun fouragerer på lavt vand og derfor ikke findes i så stort antal i de større og i reglen dybere søer. Samme forhold gælder for knopsvanen, der yderligere i ynglesæsonen er udpræget territoriehævdende. I søer mindre end 30-40 hektar vil der derfor ofte kun være et enkelt svanepar uanset fødeudbud (*Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992*).

Antallet af fiskeædende vandfugle vil ligeledes ofte afspejle fødeudbud, i dette tilfælde især af



Figur 5.35. Undervandsvegetationens udvikling i Arreskov Sø i perioden 1993-1996. Øverst dækningsgraden, nederst det relative plantefyldte volumen som funktion af dybdeintervaller.



Figur 5.36. Bestandstæthed af blyshøns i sydøstdanske søer i relation til søstørrelse (fra Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992).

småfisk. I søer med sigtddybde over 1,5 m fandt Asbirk & Dybbro (1978) og Brøgger-Jensen & Jørgensen (1992) et gennemsnitligt antal lappedykker på ca. 1,1 par km².

I søer med en sigtddybde under 0,5 m var der ca. 2,4 par/km². Dette forhold stemmer godt overens med, at biomasse og antal af fisk øges ved øget næringsstofindhold (se afsnit 5.2). Ved undersøgelse af en række sydsvenske søer fandt Nilsson (1978) også en positiv sammenhæng mellem bestandstæthed af toppet lappedykker og fosforkoncentration (figur 5.36).

Miljømæssige forhold spiller også ind for ynglesucces. Denne sammenhæng er bl.a. set i Utterslev Mose, hvor ungeproduktionen hos sorthalset lappedykker, toppet lappedykker og blyshøne gennem 70'erne og 80'erne ændrede sig i takt med varierende tilstande i fødeudbud i form af småfisk og undervandsplanter (Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992). I år med gode fødemæssige forhold fik den sorthalsede lappedykker eksempelvis i gennemsnit 0,6-1,1 overlevende unger mod kun 0,1-0,3 i år med dårlige fødeforhold. Senest er der i løbet af 90'erne i forbindelse med et faldende udbud af undervandsplanter registreret et kraftigt fald i antallet af overlevende unger af sorthalset lappedykker og taffeland, der begge finder deres føde mellem planterne (Københavns Kommune, 1993 og 1994). Til gengæld har toppet lappedykker og andre fiskeædende fugle haft god ynglesucces.

Fødekonkurrence mellem fugle og fisk

Ud over den direkte kobling mellem fødeudbud og bestandsstørrelse, som set for de planteædende og fiskeædende vandfugle, kan der for de mere omnivore fugle (arter, der æder både planter og dyr) være tale om konkurrencemæssige forhold, som mere indirekte kobler miljøtilstand og fugleantal. Wagner (1997) fandt f.eks. over en årrække i 10 skånske småsøer, at fiskebestanden var meget lav eller kun bestod af hundestjele i søer, hvor gråstrubet lappedykker ynglede. I

modsatning hertil var der i søer uden den gråstrubede lappedykker, en stor fiskebestand. Samtidigt fandt han i søer uden fisk en 16 gange højere biomasse af de bunddyr, som den gråstrubede lappedykker hovedsagelig levede af. Tilsvarende forhold fandt Winfield & Winfield (1992) for troldand i Lough Neagh i Nordirland, da skallen blev introduceret. De observerede en modsat sammenhæng mellem fiskemængde og fugleantal og henførte dette til et fødemæssig overlap m.h.t. muslinger og til dels myggelarver. Andre svenske (Andersson, 1981) og amerikanske (Hanson & Butler, 1994) undersøgelser har ligeledes vist, at fugle og fisk under visse forhold ser ud til konkurrere indbyrdes om føde.

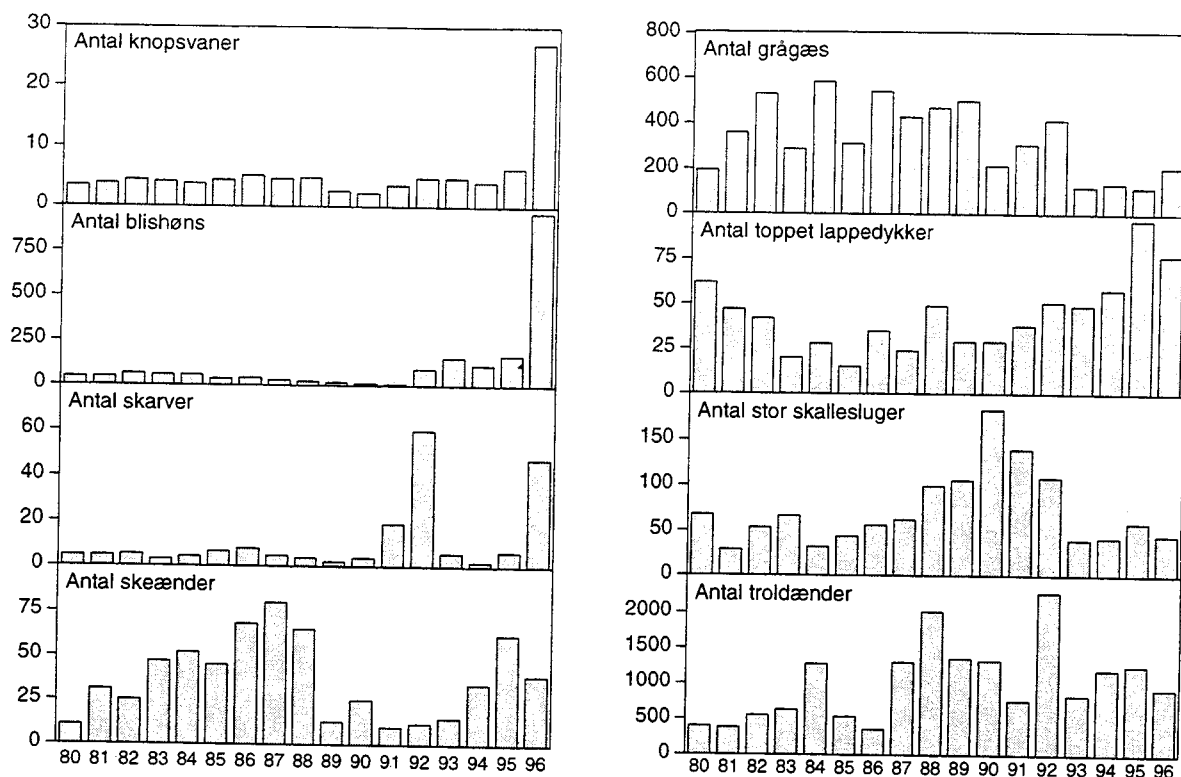
Der er altså en del observationer, der peger på, at fisk kan udkonkurrere eller virke begrænsende for visse fuglearter. Forklaringen på, at konkurrencen falder ud til fordel for fisk, skal muligvis søges i, at fisk, som vekselvarme dyr, bedre kan klare perioder med lavt fødeudbud end fugle. Konsekvensen er, at fugle, som konkurrerer med fisk om føde, ofte undgår søer med høj fiskebestand og lavt udbud af bunddyr.

Fugles effekt på undervandsplanter

Mange vandfuglearter ser altså i høj grad ud til at være knyttet til fødeudbud. Spørgsmålet er, om denne samhørighed kan være så betydelig, at vandfugle ligefrem påvirker mængden af fødeemner?

Dette spørgsmål er nok bedst belyst for de planteædende fugles vedkommende, selv om der også her stadigvæk kun findes få undersøgelser. Eksperimenter tyder på, at planteædende fugle, og dvs. primært blyshøns og knopsvaner, under visse omstændigheder kan virke begrænsende for udbredelsen af undervandsplanter. Dette er bl.a. demonstreret i Væng Sø og Stigsholm Sø (Lauridsen et al., 1993; Søndergaard et al., 1996b). I eksperimenter med hhv. beskyttede og ubeskyttede planter viste der sig en langt højere vækst af planter i de fuglebeskyttede indhegninger. Eksempelvis var den gennemsnitlige skudlængde på en vindbeskyttet lokalitet på 58 cm i Væng Sø mod kun 15 cm i de ubeskyttede indhegninger (tabel 5.6) Også i denne sammenhæng findes der udenlandske undersøgelser, som peger i samme retning (Van Donk & Otte, 1996).

Fugle kan derudover også via selektiv fouragering være med til at favorisere nogle arter frem for andre. Fra Krankesjöen i Skåne er det således vist, at børsteblandet vandaks blev foretrukket frem for aks-tusindblad (Weisner et al., 1997) af fouragerende blyshøns og knopsvaner. Fra Utterslev Mose er der også tegn på, at rastende knopsvaner, taffelænder og blyshøns selektivt nedgræsser



Figur 5.37. Årsgennemsnit af registrerede antal fugle på Arreskov Sø, 1980-96. Efter Fyns amt (1997).

bevoksninger af kransnålalger og smalbladede vandaksarter (Brøgger-Jensen & Jørgensen, 1992).

Spørgsmålet om fugles negative effekt på undervandsplanter er ikke mindst interessant i kraft af den markante positive betydning, som undervandsplanterne har vist sig at have på vandkvaliteten (se afsnit 5.5).

Hvis fremtidige undersøgelser viser, at de planteædende fugles evne til væsentligt at begrænse undervandsplanternes vækstmuligheder er et udbredt fænomen, er der god grund til nøjere at vurdere de græssende fugles effekt. Effekten må forventes især at have betydning i søer, hvor undervandsplanterne har været forsvundet, men er på vej til at brede sig igen i takt med bedre lysforhold ved bunden, samt i forholdsvis små søer, hvor antallet af fugle er relativt størst.

Fugles effekt på næringsstofkredsløbet i søer

Fugle kan også medvirke til øget eutrofiering i tilfælde, hvor de i stort antal raster og ekskretterer i vandet (Manny et al., 1994; Scherer et al., 1995). Sørensen (1997) har vurderet denne effekt i nogle af de danske søer, hvor der i perioder raster store bestande af gæs og ænder (tabel 5.7). Disse beregninger fra fire søer viser, at den eksterne tilførsel af kvælstof med fugle i alle tilfælde udgør mindre end 2% af den samlede tilførsel. Tilførslen af fosfor er lidt mere betydelig og udgør i disse fire søer mellem 4 og 10% af den samlede tilførsel.

Ud over de nævnte eksempler findes der kun få danske opgørelser over fugles næringsstofbidrag. En af opgørelserne vedrører Utterslev Mose, hvor fugle vurderes at bidrage med næsten 20% af den samlede fosfortilførsel (Københavns Kommune, 1997). Derudover kan udsætning og fodring af andefugle i damme og småsøer ofte bidrage væsentlig til forøget næringsstofftilførsel i denne søtype (Skov- og Naturstyrelsen, 1990).

Samlet må man dog konkludere, at fugle i større og/eller hurtigt gennemstrømmede søer kun i få tilfælde netto bidrager med mere end nogle få % af den samlede næringsstofftilførsel. Denne konklusion støttes også af amerikanske og franske undersøgelser (Hoyer & Canfield, 1994; Marion et al, 1994).

Fugles effekt på næringsstofkredsløbet i søer

Endelig kan fugle via fouragering være med til at øge næringsstoffomsætningen og ad den vej påvirke næringsstofniveauet. Der findes kun få undersøgelser, som mere detaljeret har vurderet fugles rolle i søers energi- og stofkredsløb. Umiddelbart vil man normalt vurdere deres rolle til at være beskedne, fordi de biomasse-mæssigt kun udgør en lille del sammenlignet med eksempelvis fisk. Som varmblodede dyr konsumerer fugle imidlertid væsentligt større fødemængder end fisk. Eksempelvis konsumerer en toppet lappedykker på et kg årligt 33 gange så meget som en gedde med tilsvarende vægt (Woollhead, 1994).

Box 5.6 Arreskov sø

Søen, som ligger på Fyn, er stor (317 ha) og lavvandet (middeldybde 1,9 m). Tidligere modtog den spildevand fra Korinth, som dog blev afskåret i 1983, hvorved fosfortilførslen reduceredes med 66%. Herefter faldt fosforkoncentrationen i søen fra 0,47 mg P l⁻¹ i 1987 til 0,23 mg P l⁻¹ i 1990, uden at der dog skete væsentlige ændringer i de biologiske samfund eller vandets klarhed. I 1991 døde en stor del af fredsfiskene, hvilket havde dramatiske virkninger. Mængden og middelstørrelsen af store dafnier øgedes markant, og formentlig især som følge heraf faldt biomassen af planktonalger. Vandet er dermed blevet mere klart. Sigtdybden er øget fra 0,25 m i 1990 til 1,8 m i 1996. Det har muliggjort en gradvis indvandring af undervandsplanter, som nu forekommer på 30% af søens areal og dækker i alt 12% af arealet. Fiskebestanden er siden ændret markant både i mængde og relativ sammensætning. Biomassen af brasen og skalle er mindsket markant, og aborren er blevet den dominerende fisk. Som en konsekvens af den lavere biomasse af brasen samt indvandringen af undervandsplanter er koncentrationen af suspenderet stof mindsket, hvilket yderligere bidrager til klart vand. Desuden er mængden af bunddyr øget markant, hvilket tilskrives både en mindre prædation fra fisk og en større bentisk produktion af alger. Som et resultat af forøgelsen i udbredelsen af undervandsplanter og flere småfisk er antallet af planteædende fugle som blishøns og knopsvane og antallet af toppet lappedykker øget markant. Endelig er både fosfor- og kvælstofkoncentrationen faldet markant (jvf. afsnit 6.5). Fiskedøden har således ført til meget store ændringer i det biologiske system, som på selvforstærkende vis gradvist har ført til klart vand, flere bundplanter og bunddyr og flere fugle. For at fastholde den klarvandede tilstand indtil systemet er blevet mere stabilt (f.eks. større dækning af undervandsplanter), har Fyns amtskommune dels opfisket brasen, dels udsat geddeyngel med det formål at kontrollere årets yngel af fredsfisk, idet især yngelen har stor negativ virkning på dyreplanktonet og dermed græsningstrykket på algerne (information fra *Fyns amt*, 1997).

Fra Esrom Sø er det beregnet, at fugle konsumerer 20% af den årlige makrofytoproduktion, og at konsumtionen af fisk svarede til 22% af rovfiskekonsumtionen (*Woollhead*, 1994).

Samspil mellem fugle og vandkvalitet i Arreskov Sø

Arreskov Sø er et illustrativt eksempel på de ændringer, som kan forventes i fuglebestanden, når lavvandede søer skifter fra den uklare til den klarvandede tilstand. Udviklingen i øvrige biologiske og kemiske forhold i Arreskov Sø er beskrevet detaljeret i *Fyns amt* (1997) og også andetsteds i denne rapport (se også box 5.6), men kort fortalt har alle ændringer relateret sig til en omfattende fiskedød, der indtraf i 1991-92. I årene herefter er der bl.a. registreret en markant øget sigtdybde, flere bunddyr og flere undervandsplanter. For bunddyrenes vedkommende skete forøgelsen allerede i 1993 og 1994, mens undervandsplanterne var lidt længere om det, men undervandsplanterne har efterhånden (1996) for søen som helhed opnået en gennemsnitlig dækningsgrad på 20-70% på vanddybder ud til 1,5 m (*Fyns amt*, 1997).

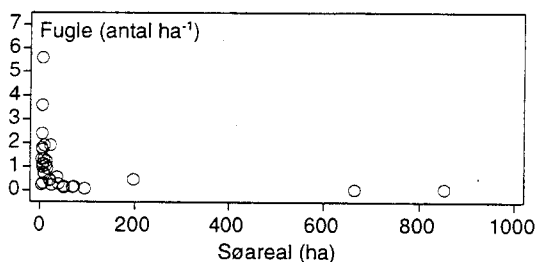
Blandt de planteædende fugle skete der en dramatisk forøgelse i antal i forbindelse med undervandsplanternes øgede udbredelse (figur 5.37, *Fyns Amt*, 1997). Årgennemsnittet af antal blishøns blev øget fra næsten 0 i 1990/91 til 100-200 i de følgende år og til næsten 1.000 i 1996. Det gennemsnitlige årsantal af knopsvaner øgedes tilsvarende fra 3-6 i starten af 90'erne til 27 i 1996.

Også blandt de fiskeædende fugle var der store bestandsudsving. Antallet af toppet lappedykker faldt i starten af 80'erne, men steg herefter. Denne udvikling tolkes som et resultat af den ændrede fiskebestand (*Fyns amt*, 1997). I 80'erne var der kun få småfisk (<10 cm) i søen, mens der siden 1992 har været mange og flest i 1995, hvor antallet af toppet lappedykker var størst. Stor skallesluger havde sit maksimum omkring 1989, men forekommer udelukkende fra november til marts, og svingningerne i bestanden tillægges ikke fiskemæssige men klimatiske forhold (*Fyns Amt*, 1997).

Skeanden betragtes som omnivor, men med forkærlighed for dyreplankton. Det lave antal i 1991-93 skal muligvis ses i relation til en lav efterårsbiomasse af dyreplankton i denne periode (*Fyns Amt*, 1997). Ændringer i bestanden af troldænder kan ikke relateres til forhold i søen, idet der hovedsagelig er tale om dag-rastende, ikke-fouragerende fugle.

Perspektivering

Den tætte kobling mellem mange vandfuglearter og forskellige miljømæssige forhold, som vist i dette afsnit, understreger, at vandfugle på flere områder kan være en god indikator for biodiversitet og naturkvalitet i søer. Dette gælder ikke mindst i forhold til at kunne beskrive det skift i biologisk struktur, der kan iagttages i mange middelnæringsrige, lavvandede søer ved skift mellem den uklare og klarvandede tilstand.



Figur 5.38. Bestandstæthed af blyhøns i sydøstdanske søer i forhold til søareal. Efter Brøgger-Jensen & Jørgensen (1992).

Man skal dog være forsigtig med alene at tolke på antallet af vandfugle på en given lokalitet, idet der fra år til år kan være store svingninger i bestandsstørrelserne, der alene skyldes klimatiske forhold.

Sammenfattende gælder, at der findes mange undersøgelser om fugle, deres antal og levevilkår, men kun få har indtil videre beskæftiget sig med, hvordan fugle påvirkes af og selv påvirker vandkvaliteten i søer. På mange områder er der derfor stadigvæk en meget mangelfuld viden om fugle og deres rolle i søer, som kalder på et tættere samarbejde mellem limnologer og ornitologer.

5.7 Indgreb i det biologiske system kan fremme tilstandsforbedringen

For at mindske varigheden af den biologiske træghed efter en reduktion i næringsstofftilførslen kan der foretages forskellige former for indgreb. En metode går ud på at reducere mængden af skalle og brasen for derved at skabe øget græsningstryk af dyreplanktonet på planteplanktonet og forbedre lysforholdene i søvandet og således bane vejen for vækst af bundplanter (se box 5.6 og box 5.7). En alternativ metode eller supplerende metode er at udsætte geddeyngel i stort antal. Ideen er, at disse gedder skal holde den nyklækkede yngel af skalle og brasen nede, fordi netop disse fisk er særlig hårde ved dyreplanktonet (box 5.2). Udsætningerne skal dog gentages, indtil planterne er etablerede, fordi gedderne typisk æder hinandne i løbet af vinteren. Erfaringer fra Lyng Sø (box 5.3) samt en polsk undersøgelse (Prejs *et al.*, 1994) peger på, at ved tætheder på 1500-2000 geddeyngel pr. hektar kan der opnås en kontrol af årsyngelen af dyreplanktonædende fisk i eutrofe søer med afsmittende virkning på mængden af alger og vandets gennemsigtighed.

DMU er i gang med en tværgående analyse af data for de fiskemanipulationsforsøg, der hidtil er gennemført i Danmark.

De første forsøg med fiskemanipulation i Danmark blev igangsat i 1986, og siden er yderligere 14 forsøg kommet til. Der har i mange tilfælde været tale om meget succesfulde indgreb, som radikalt har ændret på miljøtilstanden i søerne. Det har også vist sig, at indgreb medfører betydelige fald i både fosfor-, kvælstof- og jernkoncentrationen. Dette diskuteres nærmere i kapitel 6.

De foreløbige resultater peger på, at man kan forvente varige ændringer af et fiskeindgreb, hvis fosforniveauet i den fremtidige ligevægtstilstand i lavvandede søer er lavere end 0,05-0,1 mg P l⁻¹. De nye resultater tyder endvidere på, at der er størst chance for succes nær den øvre fosforgrænse på 0,1 mg TP l⁻¹, hvis 80-90% af biomassen af dyreplanktonædende fisk fjernes, og hvis indgrebet i en årrække følges op med udsætning af geddeyngel til bekæmpelse af yngelen af dyreplanktonædende fisk. Yngelen vil efter opfiskningen ellers kunne få særdeles gode vækstbetingelser, og det vil kunne føre søen tilbage til den uklare tilstand.

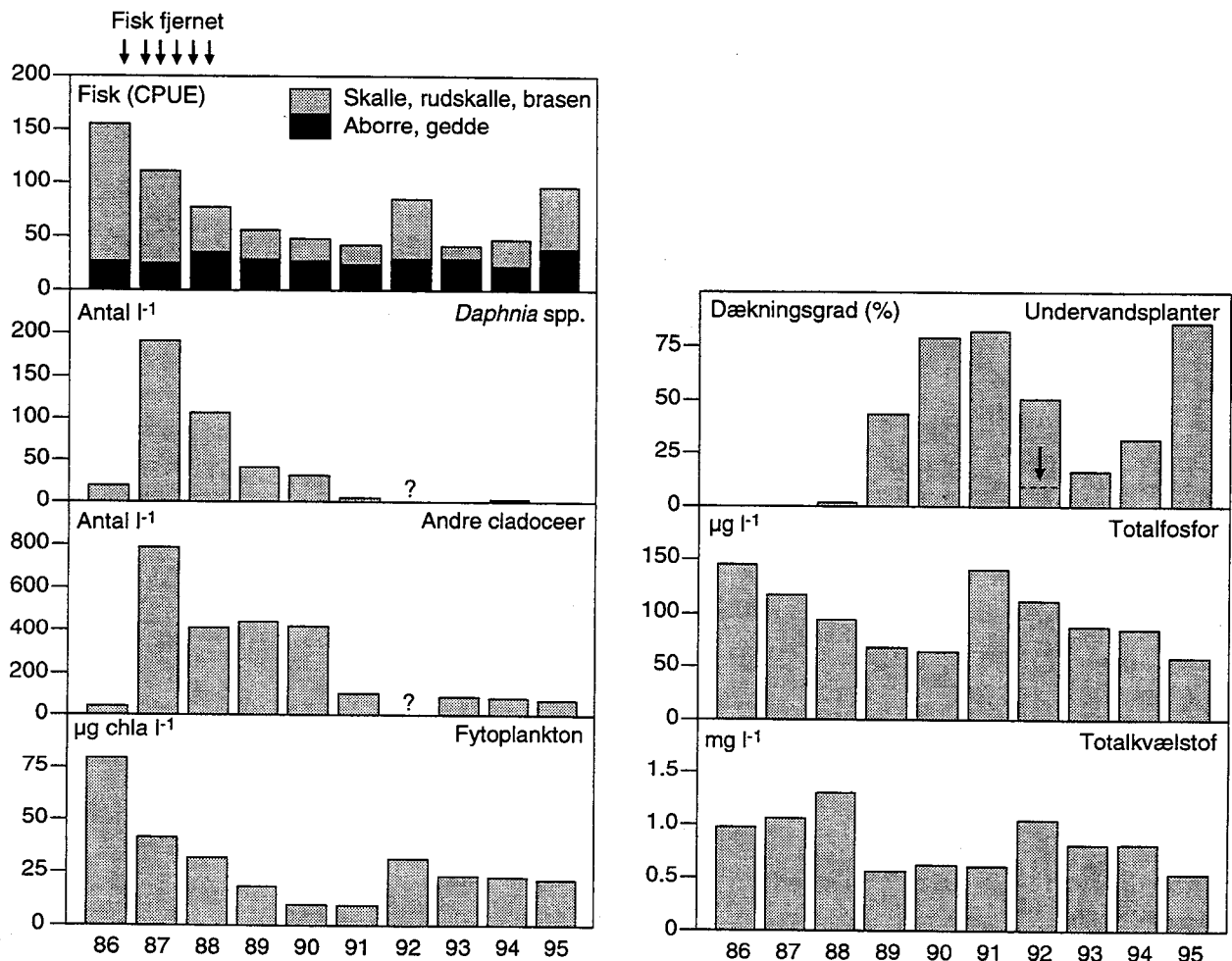
Eksperimenter i den hollandske sø Wolderwijd peger endvidere på, at det ved den øvre fosforgrænse er vigtigt med en høj dækningsgrad af undervandsplanter, hvis den klarvandede tilstand skal kunne fastholdes (Meijer & Hoesper, 1997). Der er i dag ringe viden om langtidsvirkningerne af biomanipulation i dybe, sommerlagdelte søer. Her synes det at være vanskeligere at få bugt med blågrønalgerne ved et indgreb i fiskebestanden. Fiskemanipulationsmetoderne er stadig under udvikling, men der er næppe tvivl om, at de vil blive et vigtigt redskab i restaureringen af måske især lavvandede søer, når det nødvendige forarbejde med reduktionen i næringsstofftilførslen er gjort.

Planterefugier

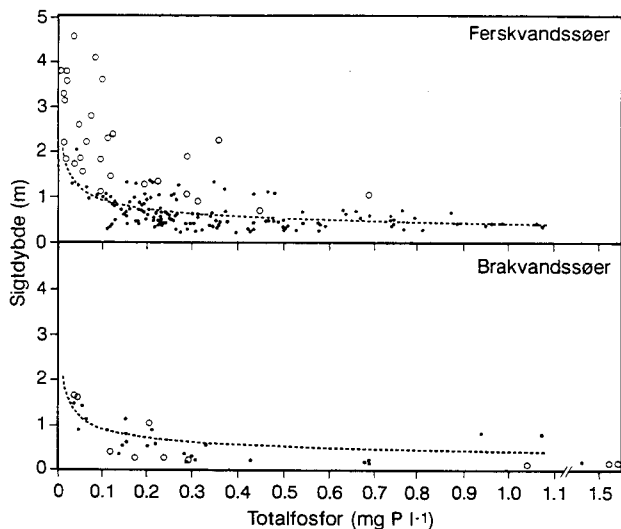
En alternativ eller supplerende biologisk restaureringsmetode er at etablere refugier, som beskytter bundplanterne mod fuglegræsning. Fuglegræsning kan som nævnt i afsnit 5.6 forsinke rekolonisationen af bundplanter. Refugierne kan være ret så simple og bestå af rafter omkranset af havehegn eller kyllingetråd. Planterne får her fred til at vokse og kan så herfra sprede sig til den øvrige del af søen. Desuden virker de som refugie for dyreplanktonet (dafnier ol.) i dagtimerne, hvilket mindsker deres risiko for at blive ædt af fisk. Om natten, hvor risikoen for at blive ædt er mindre, vover dyreplanktonet sig ud på åbent vand for at søge føde, og det øger som nævnt i afsnit 5.3 græsningstrykket på planteplankton. Dermed øges vandets klarhed og følgerig også vækstbetingelserne for vandplanterne.

Boks 5.7. Fiskeindgreb i form af opfiskning af planktivore fisk i Væng sø

Væng Sø har et overfladeareal på 16 ha, en middeldybde på 1,2 m, en maksimumdybde på 1,8 m og en hydraulisk opholdstid på 15-25 dage. 95% af tilstrømningen kommer fra grundvand, og indtil 1981 var søen belastet af biologisk rensed spildevand fra en mindre landsby. I de første fem år efter afskæringen af spildevand blev der ikke observeret ændringer i biologisk struktur og sigtddybde. Fiskebestanden var domineret af fredfisk som skalle og brasen, hvorfor dyreplanktonbiomassen var lav, og planteplanktonbiomassen høj og domineret af blågrønner. Fra oktober 1986 til juli 1988 blev 50% af fredfiskebiomassen fjernet, hvilket resulterede i kaskadevirkninger, der førte til en lav planteplanktonbiomasse og dermed en lav procentdel af blågrønner. Sigtddybden øgedes betydeligt fra et sommergennemsnit på ca. 0,6 m og toppede i 1989-90. Efter en indledende træghed, der formentlig kan tilskrives græssende vandfugle, koloniserede undervandsplanter søen, og koncentrationen af kvælstof, og i de fleste år også af fosfor, faldt. Forholdet mellem rovfisk og fredfisk steg til 50% og har derefter varieret mellem 30 og 60%. Undervandsplanternes forsvandt næsten fra søen i vinteren 1991-92. Bortset fra en kortvarig forringelse af sigtddybden sidst på sommeren (et par uger) forblev søen imidlertid klar, hvilket formentlig skyldes den høje forekomst af rovfisk. Undervandsplanterne vendte tilbage i 1993 og har siden da øget deres dækningsgrad. Søen har således været klarvandet i syv år efter fiskeindgrebet. Væng sø illustrerer således på glimrende vis biologisk træghed forårsaget af dyreplanktonædende fisk samt effekten af et indgreb i fiskebestanden i tilfælde, hvor kravene til et sådant indgreb er opfyldt. Det viser også, at der forekom kaskadevirkninger helt ned til kvælstof- og fosforniveauet i søen, især efter undervandsplanternes etablering. Yderligere oplysninger om undersøgelsen kan findes i Søndergaard et al. (1990), Jeppesen et al. (1990, 1991 og submitted) og Lauridsen et al. (1993, 1994).



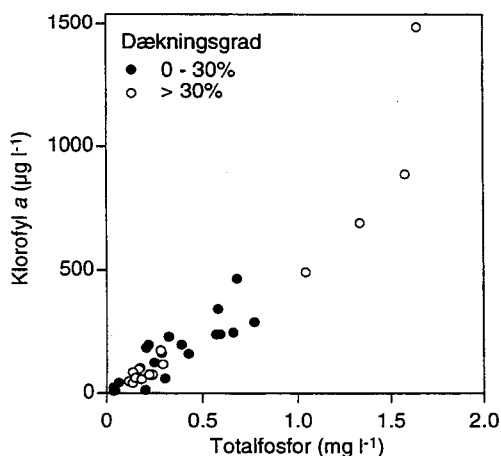
Udviklingen i biomassen af fisk (CPUE er fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn) af de dominerende fiskearter i Væng Sø efter fiskeindgreb. Desuden er vist sommermiddelværdien af antallet af *Daphnia* og andre cladoceer samt koncentrationen af klorofyl *a*, totalfosfor og totalkvælstof i søvandet samt den maksimale dækningsgrad af undervandsplanter. Pilen viser, at der i 1992 skete et markant fald i biomassen i løbet af sommeren. Indgrebet har medført betydelige ændringer i de biologiske samfund og næringsstofniveauet (fra Jeppesen, 1997a).



Figur 5.39. Sommermiddelsigtdybden afbildet mod sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor i lavvandede, danske ferskvands- og brakvandssøer. ○ søer med en dækning af undervandsplanter på mere end 30%, ● med lav (<30%) eller ukendt dækning af undervandsplanter. Hvert punkt repræsenterer en sø og er et tidsvægtet gennemsnit for alle data indsamlet mellem 1. maj og 1. okt. Den brudte linje indikerer en eksponentialkurve udarbejdet af Kristensen et al. (1990) på grundlag af data fra ferskvandssøer med lav dækning af undervandsplanter. Ved et givent fosforniveau er ferskvandssøer med udbredt undervandsvegetation mere klarvandede end søer uden. Det samme er ikke tilfældet i brakvandssøer (fra Jeppesen et al., 1994).

De hidtidige forsøg peger på, at man i dagtimerne ser de største tætheder af dyreplankton i områder med stor plantetæthed (Jeppesen et al., 1997b), fordi fiskene søger uden om disse områder.

Andelen af dyr, som vandrer ud om natten, er også størst fra disse områder. Lav plantetæthed sammen med høj fisketæthed synes derimod at give ringe refugievirkning for dyreplanktonet. Resultaterne peger endvidere på, at koncentrationen af dyreplankton i dagtimerne er størst pr. arealenhed



Figur 5.40. Sommermiddel af klorofyl *a* versus total fosfor i nogle danske brakvandssøer med forskellig dækningsgrad af undervandsplanter.

i små planteområder (Lauridsen et al., 1997a).

Dette skyldes formentlig, at det vandrende dyreplankton især opholder sig i overgangszonen mellem planter og åbent vand, hvorfor områder med stor periferi i forhold til arealet giver størst koncentration. Små, tætte områder giver således den største vandringsintensitet og har dermed den største græsnings effekt på planteplanktonet på åbent vand. Anvendelsen af planterefugier som restaureringsmetode er begrænset til det samme næringsstofinterval som fiskemaniplationsmetoderne og vil formentlig have størst virkning i små søer, hvor tætheden af blichøns i fravær af planter er størst.

5.8 Brakvandssøer er anderledes

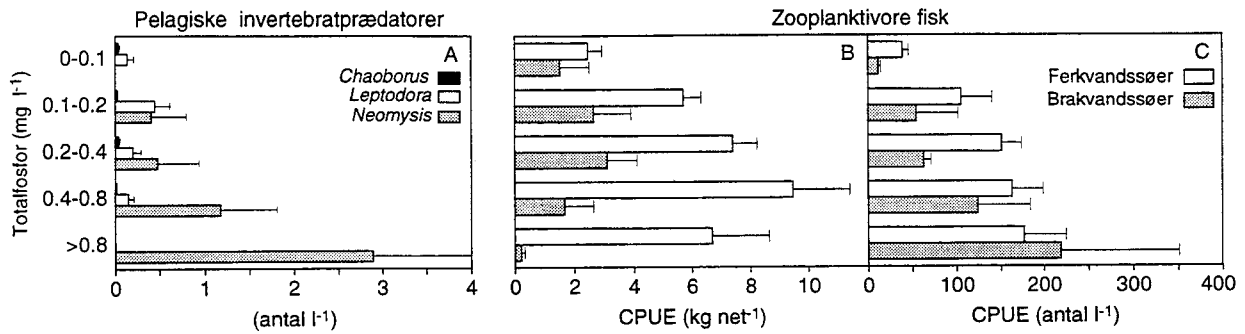
I Danmark er der et stort antal naturlige og kulturskabte brakvandssøer, hvoraf flere dækker betydelige arealer (eksempelvis Saltbækvig, Vejlerne og Ferring Sø). Brakvandssøer er en overgangstype mellem ferskvandssøer og lavvandede, marine områder og er i sammenligning med disse ofte artsfattige. De er domineret af organismer som tåler intermediære og skiftende saltholdigheder, og mange har deres hovedudbredelse her (f.eks. "kåre" *Neomysis integer* og vandloppen *Eurytemora affinis*). De biologiske samspil i brakvandssøer har vist sig at afvige markant fra forholdene i ferskvandssøer, og det har væsentlig afsmitning på vandkvaliteten også. I dette afsnit beskrives kort de væsentligste af disse ændringer.

Større prædator kontrol i brakvandssøer

Et meget karakteristisk træk ved næringsrige brakvandssøer er, at høj tæthed af undervandsplanter ikke som i ferskvandssøerne resulterer i klart vand (figur 5.39 og 5.40). Eksempelvis er der i Vejlerne sigtdybder på 20-30 cm på trods af en høj tæthed af undervandsplanter. Tilstedeværelsen af undervandsplanter fører således ikke til en øget prædator kontrol i fødekæden som i ferskvandssøerne. Der er formentlig flere grunde hertil.

Tværgående analyser af data fra en række danske næringsrige brakvandssøer peger således på, at prædationstrykket på dyreplanktonet er højere end i tilsvarende ferskvandssøer, og at det ikke mindskes ved tilstedeværelsen af undervandsplanter.

Denne vurdering er baseret på flere iagttagelser. Som i ferskvandssøerne (figur 5.1) stiger antallet af dyreplanktonædende fisk med stigende fosforkoncentration (figur 5.41), men i brakvandssøerne sker der et skift til dominans af hundestejle ved høje fosforkoncentrationer.



Figur 5.41. Sommermiddelt af antallet af nogle pelagiske invertebratprædatorer i danske ferskvands- og brakvandssøer (A). Fangst pr. net (CPUE) af zooplanktivore fisk som biomasse (B) og antal (C) i juli-august afbildet mod søvandets middelkoncentration af totalfosfor om sommeren (fra Jeppesen et al., 1997).

Hundestejle gyder 2-3 gange pr. år, hvorfor yngel, som yder et særligt stort prædationstryk på dyreplankton i søer, kan optræde talrigt igennem hele sommeren og om efteråret i brakvandssøerne. De dominerende dyreplanktonædende fisk i ferskvandssøerne, såsom skalle og brasen, producerer derimod kun yngel én gang årligt og kun over en kortere periode. Det er derfor sandsynligt, at prædationstrykket på dyreplanktonet alene af den grund er større i næringsrige brakvandssøer.

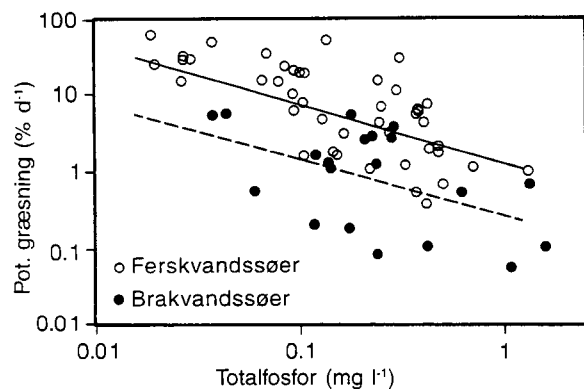
Dertil kommer, at de større, pelagiske, hvirvelløse rovdyr forekommer talrigt i meget næringsrige brakvandssøer, mens de næsten helt mangler i tilsvarende ferskvandssøer (figur 5.41). De hvirvelløse rovdyr i de frie vandmasser består i danske ferskvandssøer især af rovdafnien, *Leptodora kindti*, og af glasmyggen *Chaoborus*, mens kåren, *Neomysis integer*, dominerer i brakvandssøerne. I ferskvandssøerne stiger antallet af større hvirvelløse rovdyr med stigende fosforkoncentration indtil ca. 0,1-0,2 mg TP l⁻¹. Herefter sker der et fald, og de forsvinder næsten helt ved de højeste fosforkoncentrationer på trods af gode fødebetingelser (mange små hjuldyr og juvenile stadier af cyclopoide vandlopper). Dette peger på, at øget prædation fra fisk er hovedårsagen til nedgangen, hvilket underbygges af, at antallet øges, når fiskebestanden mindskes, f.eks. ved biomanipulation (Berg et al. 1994). I brakvandssøerne sker der ikke et tilsvarende fald. Tværtimod stiger tætheden af *Neomysis* markant ved høje næringsstofniveauer, og de kan optræde i gennemsnitstætheder på helt op til 13 individer l⁻¹. Stigningen er sammenfaldende med et skift i fiskebestanden fra store arter, som æder alle størrelser af *Neomysis*, til enedominans af arter af hundestejle, der kun æder de mindste individer af *Neomysis* og dermed ikke de ægbærende individer.

Næringsrige brakvandssøer har altså ofte både en høj tæthed af hundestejle og af *Neomysis*, som begge præderer på den dominerende dyreplankton *Eurytemora affinis*. Indhegningseksperimenter i

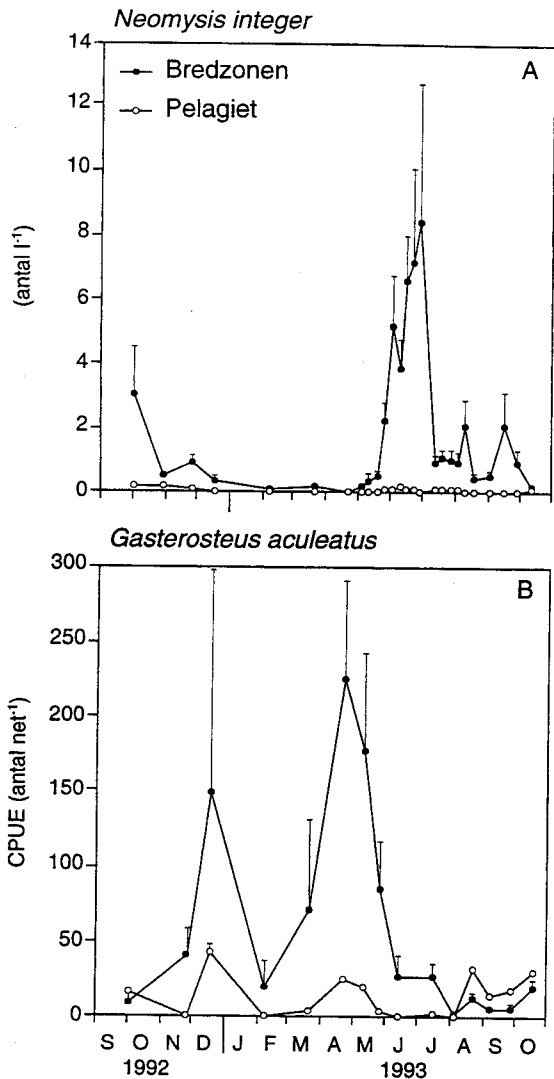
Ferring Sø tyder på, at *Neomysis* især præderer på nauplier af *E. affinis*, mens trepigget hundestejle især præderer på de ældre stadier. Det betyder, at *E. affinis* populationen både præderes fra "neden" (mysider) og fra "oven" (hundestejle), hvilket indikerer et særligt højt prædationstryk i disse søer. Denne opfattelse understøttes af, at forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton i næringsrige brakvandssøer er 3-5 gange lavere end i ferskvandssøerne, og dermed er græsningstrykket på planteplanktonet forventeligt også betydeligt lavere (figur 5.42).

Eksempel fra Ørslevkloster Sø

Med det formodede højere prædationstryk på dyreplanktonet i brakvandssøerne skulle man umiddelbart forvente, at undervandsplanter kunne være et nyttigt refugium for dyreplankton mod prædation fra fisk og mysider. Det synes imidlertid ikke at være tilfældet, måske fordi de potentielle rovdyr i brakvandssøer foretrækker bredzonens vegetationsbælte. I Ørslevkloster Sø var koncentrationen af *Neomysis* som årsgennemsnit således 120 gange større i bredzonen end i de frie vandmasser (figur 5.43), og inden for bredzonen igen 80% større i vegetationen end i områder, hvor



Figur 5.42. Beregnet zooplanktongræsningstryk på fytoplankton afbildet mod søvandets middelkoncentrationer af totalfosfor om sommeren. ○ ferskvandssøer, ● brakvandssøer (>0,5 ‰). Zooplanktonets græsningstryk er ca. 5 gange større i næringsrige brakvandssøer end i tilsvarende ferskvandssøer (fra Jeppesen et al., 1997).

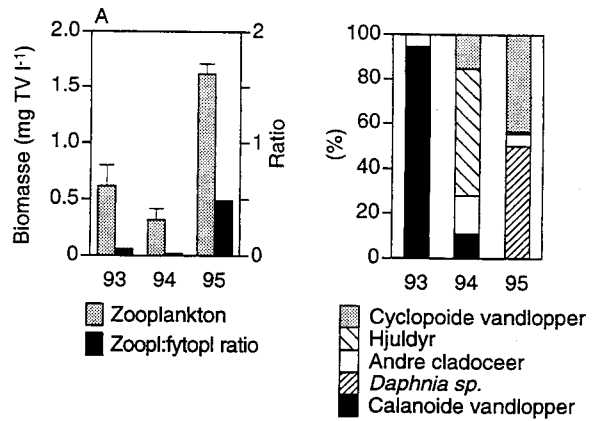


Figur 5.43. Sæsonvariation i antallet (\pm SE) af *Neomysis integer* (A) og fangst pr. net af trepigget hundestejle (*Gasterosteus aculeatus*) i biologiske oversigtsgarn (B) i bredzonen og i de frie vandmasser i Ørslevkloster sø i 1992-1993. Begge arter foretrækker bredzonen det meste af året. (fra Jeppesen et al., 1997).

Tilsvarende var fangsten af trepigget hundestejle i gællenet i hovedparten af sommeren 10-25 gange højere i bredzonen end på åbent vand. I overensstemmelse hermed blev der i Ørslevkloster Sø ikke konstateret aggregering af dyreplankton i vegetationen i dagtimerne (Petersen, 1994), som tilfældet var i ferskvandssøer med højt prædationstryk fra fisk.

Forskel i sammensætningen af dyreplanktonet kan være en medvirkende årsag til den manglende effekt af undervandsplanter på dyreplanktonets græsningstryk på planteplankton i brakvandssøer.

I danske brakvandssøer er dyreplanktonet typisk domineret af calanoide vandlopper, som *Eurytemora affinis* og *Acartia* spp., og af hjuldyr, medens cladoccer spiller en større rolle i ferskvandssøerne.

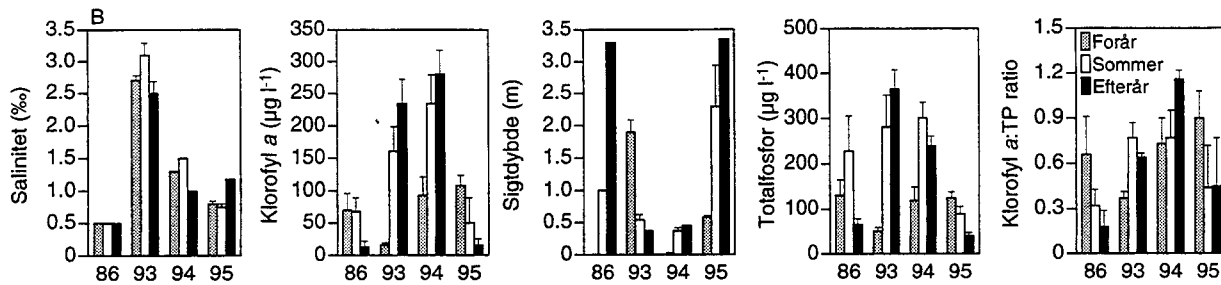


Figur 5.44A. Zooplanktonbiomassen og forholdet mellem zooplankton og fytoplankton (venstre delfigur) samt den procentdel af biomassen, som de forskellige zooplanktongrupper tegner sig for (højre delfigur) i Ørslevkloster Sø i 1993, 1994 og 1995. Der findes ingen kvantitative data for 1986, men en høj tæthed af *Daphnia hyalina* blev observeret i faunaprøver fra littoralen (Viborg Amtskommune 1988), hvilket tyder på, at søen da var i cladoccerstadiet (fra Jeppesen et al., 1997).

I danske brakvandssøer er dyreplanktonet typisk domineret af calanoide vandlopper, som *Eurytemora affinis* og *Acartia* spp., og af hjuldyr, mens cladoccer spiller en større rolle i ferskvandssøerne.

Cladoccer og specielt slægten *Daphnia* kan potentielt vokse hurtigere og udnytte et bredere fødespektrum end de calanoide vandlopper (Rothaupt, 1997), hvilket gør dem til effektive græssere i systemer med ikke for høj prædation fra fisk. I brakvandssøer forsvinder *Daphnia* imidlertid typisk ved saliniteter på 2-4 ‰. Dog kan *Daphnia magna* forekomme ved højere saliniteter, men da denne art typisk optræder i helt eller næsten fisketomme søer, ses den ikke så ofte i brakvandssøerne. Fravær af *Daphnia* og lav tæthed af cladoccer i øvrigt i brakvandssøer må derfor antages at mindske græsningstrykket på planteplankton.

Det er derfor forventeligt, at næringsrige brakvandssøer med udbredt undervandsvegetation vil kunne skifte fra en uklar til en klarvandet tilstand, hvis søerne blev ferske. Det har været tilfældet i Ørslevkloster Sø (figur 5.44B). Sammen med Viborg Amtskommune har vi fulgt søen i 1993-1995, og der findes endvidere enkelte monitoringsdata fra 1986 (Viborg Amt, 1988). I observationsperioden skete der væsentlige ændringer i saltholdigheden uden samtidige ændringer i den eksterne næringsstofftilførsel (Viborg Amt, 1995). I 1986 og 1995 var søen næsten fersk (< 1 ‰) og i 1993-94 mere brak (1-3 ‰). I brakvandsperioden var dyreplanktonet domineret af *Eurytemora affinis* og hjuldyr.



Figur 5.44B. Sæsonvariationer i middelværdien (\pm SE) af klorofyl *a*, sigtddyben, koncentrationen af totalfosfor samt forholdet mellem klorofyl *a* og totalfosfor i Ørslevkloster Sø igennem 4 år, hvor saliniteten har varieret betydeligt. Året er opdelt i 3 perioder, hhv. 1. jan. - 1. maj, 1. maj - 1. okt. og 1. okt. - 1. jan. I perioden 1. maj til 1. jan. var klorofyl *a* lavere og sigtddyben væsentligt højere end i år med høj salinitet (fra Jeppesen *et al.*, 1997).

Klorofylniveauet var højt og sigtddyben lav både om sommeren og om efteråret (figur 5.44B). I den ferske tilstand derimod var dyreplanktonet domineret af *Daphnia galeata* (figur 5.44A), og søen var klarvandet. *Neomysis integer*, som var meget talrig i 1993, forsvandt i løbet af 1994 og er ikke registreret i 1995.

Der er desværre ingen fiskedata fra 1995. Det kan derfor ikke helt udelukkes, at den højere dyreplanktonbiomasse og det klarere vand i 1995 kan tilskrives en pludselig nedgang i tætheden af dyreplanktonædende fisk.

6 Næringsstoffdynamik i søerne

I dette afsnit beskrives vand- og stoftilførsler til søerne, stoftilbageholdelsen i søerne og den biologiske strukturs indflydelse på næringsstofftilbageholdelsen. Herudover beskrives sedimentets fysisk-kemiske forhold og sedimentets betydning for næringsstoffdynamikken i søerne. Datagrundlaget, der præsenteres i forbindelse med de første afsnit, stammer hovedsageligt fra overvågningssøerne, hvorfra vand- og stoftilførsler samt søernes næringsstoffdynamik er velbeskrevet. Definition af relevante begreber er givet i box 6.1, og metoder til opstilling og beregning af vand- og stofbalancer for søer er givet i box 6.2.

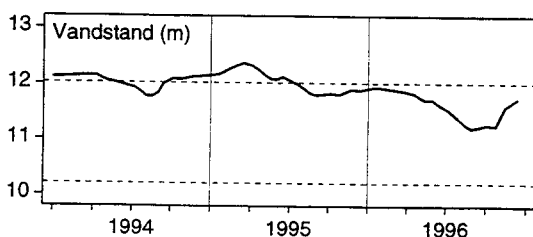
I forbindelse med NPo-programmet i slutningen af firserne blev en række stofmodeller evalueret i forhold til danske søer (Kristensen *et al.*, 1990). Denne øvelse vil ikke blive gentaget i denne rapport, men de væsentligste resultater vil blive medtaget.

Viden om den eksterne stoftilførsel til søer og den eventuelle udvikling i denne er væsentlig ved tolkning af søers miljøtilstand. Stofftilførslen er afgørende for næringsstoffkoncentrationerne i søer og påvirker dermed i høj grad også de biologiske samfund i søerne.

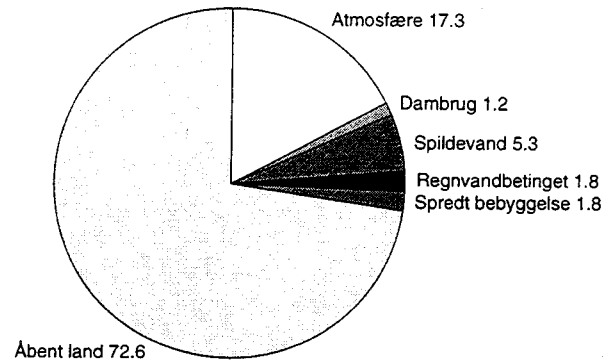
6.1 Vandtilførsel

Tilbageholdelsen af næringsstoffer og dermed søvandskoncentrationerne af disse påvirkes af vandets opholdstid og dermed af vandtilførslen. I søer med et hurtigt vandskifte (kort opholdstid) er tilbageholdelsen af næringsstoffer relativt lille, mens den i søer med et lille vandskifte (lang opholdstid) er relativt stor.

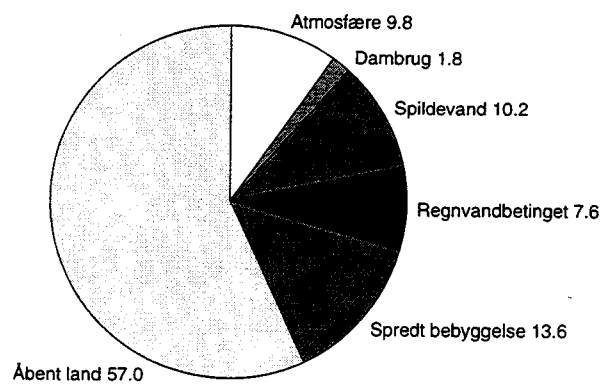
Vandets opholdstid kan variere mellem få dage i søer med en stor vandtilførsel og lille vandvolumen til adskillige år i søer med lille vandtilførsel og/eller stort vandvolumen. De fleste danske søer har en opholdstid på mindre end 1 år, og mange har en opholdstid på mindre end en måned. Medianværdien er 0,18 år eller 2 måneder (tabel 6.1).



Figur 6.1. Vandstand i Holm Sø 1994-1996. Øverste vandrette stiplede linie angiver koten for normalvand-spejl. Nederste vandrette stiplede linie angiver bunden i søen (max-dybde: 1,8 m) (Efter Ribe Amt, 1997).



Figur 6.2. Den procentvise kildefordeling af kvælstoftilførslen til overvågningssøerne som gennemsnit for perioden (1992-96).



Figur 6.3. Den procentvise kildefordeling af fosfortilførslen til overvågningssøerne som gennemsnit for perioden (1992-96).

Vandtilførslen til søerne varierer i høj grad med nedbørsmængden. I tørre år (f.eks. 1996) vil søerne generelt have en længere opholdstid end i våde år (f.eks. 1994). Disse år-til-år-variationer i opholdstider er væsentlige for størrelsen af de enkelte års stoftilbageholdelse i søerne (afsnit 8.2).

En tilstrækkelig vandtilførsel kan specielt i lavvandede søer være afgørende for opretholdelsen af en rimelig vandstand. Et eksempel på indflydelsen af det ringe nedbørsmængde i 1995-96 er den markante ændring af vandstanden i Holm Sø i Ribe amt (figur 6.1). Holm Sø har under normale forhold et vandspejl i kote 12,02 m DNN svarende til en middeldybde på 0,8 m og maksimumdybde på 1,8 m. I sommeren og efteråret 1996 faldt vandspejlet med ca. 0,8 m. I perioden med den lave vandstand skete der bl.a. en opkoncentrering af næringsstoffer i det tilbageblevne vand (Ribe Amt, 1997). En så drastisk ændring i vandspejlet og dermed vandvolumet påvirker også levevilkårene for planter og dyr i og omkring søen. I de fleste større søer er der dog ikke tilsvarende dramatiske vandstandsændringer som Holm Sø.

Box 6.1. Definition på begreber i forbindelse med vand- og stoftilførsler og stoftilbageholdelse

Vandtilførsel: Ud fra vandtilførslen (Q_{til} , $10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$) samt en sø's overfladeareal (A , km^2) og vandvolumen (V , 10^6 m^3) kan to karakteristiske variable beregnes:

$T_w = V/Q_{til}$, vandets opholdstid eller vandskiftet pr. år (år)

$q_s = Q_{til}/A$, hydraulisk belastning eller afstrømningshøjde (m år^{-1})

Stoftilførsel: Ud fra stoftilførslen (S_{til} , tons år^{-1}) samt de ovennævnte variable:

$L_s = S_{til}/A$, arealspecifik belastning med stoffet S ($\text{g S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (evt. $\text{mg S m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$))

$[S]_i = S_{til}/Q_{til}$, vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg S l^{-1})

Stoftilbageholdelse: Ud fra stoftilførslen (S_{til} , tons år^{-1}) og stoffraførslen (S_{fra} , tons år^{-1}) samt en evt. ændring i stofpuljen i søvandet med fortegn (ΔS , tons) og puljen i søvandet ved årets begyndelse (S_{so}) beregnes:

$S_{ret} = S_{til} - S_{fra} - \Delta S$, stoftilbageholdelse også kaldet stofretention (S_{ret} , tons år^{-1})

$S_{ret}^* = S_{ret}/A$, arealspecifik stoftilbageholdelse ($\text{g S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (evt. $\text{mg S m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$))

$S_{ret}(\%) = 100 \cdot S_{ret}/S_{til}$, tilbageholdelse i procent af stoftilførsel (%)

$S_{ret}(\%)^* = 100 \cdot S_{ret}/(S_{til} + S_{so})$, tilbageholdelse i procent af potentiel mængde (søpulje+stoftilførsel) (%)

Box 6.2. Opstilling og beregning af vand- og stofbalancer.

Vandbalance:

Vandbalancen for søerne er opgjort månedsvis eller på årsbasis som (Q : vandtransport):

$$Q_{m\ddot{a}lt} + Q_{um\ddot{a}lt} + Q_{nedb\ddot{o}r} + Q_{indsivning} = Q_{aflob} + Q_{fordampning} + Q_{udsivning} + \Delta_{volumen}$$

hvor $Q_{m\ddot{a}lt}$ er summen af målte tilløb (målt opland), $Q_{um\ddot{a}lt}$ er ikke målt beregnet tilløb (umålt opland), $Q_{nedb\ddot{o}r}$ er nedbør, $Q_{fordampning}$ er fordampning, Q_{aflob} er det målte afløb. $\Delta_{volumen}$ er en eventuel ændring i søens vandvolumen. Udvekslingen med grundvandet, henholdsvis $Q_{indsivning}$ eller $Q_{udsivning}$ er derefter beregnet ved afstemning af ligningen, og der er således tale om et nettoresultat. Enten $Q_{indsivning}$ eller $Q_{udsivning}$ må nødvendigvis være 0 i den givne måned eller år.

Efter opstilling af vandbalancen kan en stofbalance (for stof S) beregnes efter samme princip på måneds- eller årsbasis:

$$S_{til} - S_{ret} = S_{aflob, samlet} + \Delta_{magasin}(S)$$

hvor

$$S_{til} = S_{til, m\ddot{a}lt} + S_{til, um\ddot{a}lt} + S_{til, direkte\ punkt\ kilder} + S_{nedb\ddot{o}r} + S_{indsivning}$$

og

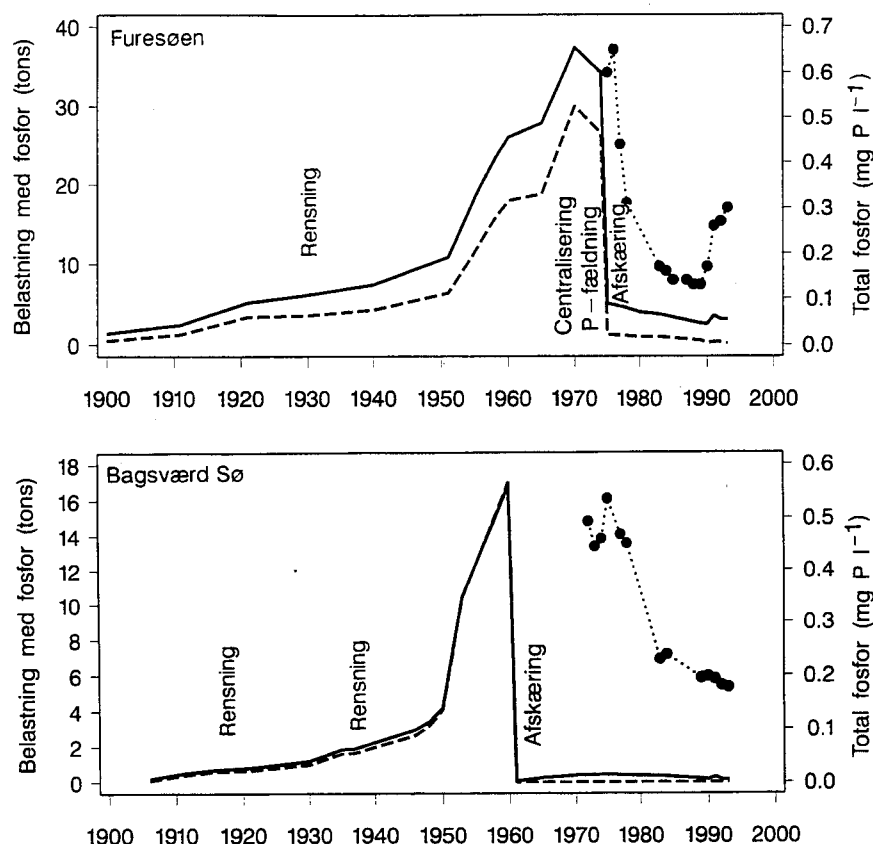
$$S_{aflob, samlet} = S_{aflob, m\ddot{a}lt} + S_{udsivning}$$

$\Delta_{magasin}(S)$ er en eventuel magasinændring af S i søen gennem perioden.

S_{til} er den samlede stoftilførsel til søen, den er summen af målt tilløb ($S_{til, m\ddot{a}lt}$, stoftransport fra målt opland) og umålt tilløb ($S_{til, um\ddot{a}lt}$, stoftransport fra umålt opland) og eventuelle direkte stofudledninger til søen ($S_{til, direkte\ punkt\ kilder}$) og stoftilførslen via atmosfæren ($S_{nedb\ddot{o}r}$) og evt. indsviningen af stof fra grundvand ($S_{indsivning}$).

$S_{aflob, samlet}$ er den samlede stoffraførsel fra søen, den er summen af målt afløb ($S_{aflob, m\ddot{a}lt}$) og evt. udsivningen af stof fra søen ($S_{udsivning}$).

S_{ret} er tilbageholdelsen af stof i søen ($S_{ret} > 0$) eller frigivelsen af stof fra søen ($S_{ret} < 0$). S_{ret} er den eneste ukendte i ovenstående ligninger og kan derfor beregnes herudfra.



Figur 6.4. Den historiske udvikling for fosfortilførslen til Furesøen. (—) Totalbelastning. (- - -) Spildevandsbelastning. (.....) Søvandskoncentration.

6.2 Stoffilførsel og kildefordeling

Kvælstof

Kvælstoftilførslen til overvågningssøerne varierer fra 11 til 2204 tons N år⁻¹ (tabel 6.2). Variationen skyldes i høj grad forskelle i vandtilførslen til søerne. Men store forskelle i indløbskoncentration af kvælstof har også betydning.

Den væsentligste kilde til stoffilførslen af kvælstof er tilførslen fra det åbne land (73,6% af den samlede tilførsel, figur 6.2). Størstedelen af bidraget fra det åbne land er dyrkningsbetinget og er således en konsekvens af landbrugsdriften i det åbne land. Den næstvigtigste kilde er bidraget fra atmosfæren med en gennemsnitsandel på 17%. Bidraget fra spildevand, regnvandsbetingede udledninger, dambrug og spredt bebyggelse er mindre væsentligt og udgør som gennemsnit hhv. 5,3%, 1,8%, 1,2% og 1,8%. Punktkilderne udgør således samlet under 10% af den samlede kvælstoftilførsel til søerne.

Fosfor

Fosfortilførslen til søerne varierer betydeligt mere end kvælstoftilførslen fra 0,1 til 34,2 tons P år⁻¹ (tabel 6.3). Dette skyldes især, at punktkildebidraget generelt er større for fosfor end for kvælstof.

Indløbskoncentrationen af totalfosfor varierer fra så lav en værdi som 0,08 mg P l⁻¹ til 0,57 mg P l⁻¹.

Hovedkilden for fosfortilførslen til søerne er i dag bidraget fra det åbne land. Det udgør som gennemsnit 57% af den samlede tilførsel (figur 6.3).

Punktkildernes samlede andel er ca. 33%. Heraf udgør den spredte bebyggelse (især spildevandstilførsel fra enkeltejendomme i det åbne land) ca. 14%. Byspildevand er ikke så betydende en kilde til fosfortilførslen som tidligere. Dette skyldes primært forbedret spildevandsrensning (især via fosforfældning). Til en del søer er tilførslen fra renseanlæg afskåret. For søer med punktkildebelastning har fosforbidraget ellers været markant stigende frem til 70'erne. Dette skyldes bl.a. øget kloakering i dette århundrede og indførslen af fosforholdigt vaskepulver i 50'erne. Den historiske udvikling af fosfortilførslen til Furesøen i Københavns Amt er et illustrativt eksempel herpå (figur 6.4). Frem til 50'erne steg fosfortilførslen jævnt, men i 50'erne nærmest eksploderede tilførslen for så at kulminere i begyndelsen af 70'erne. Herefter blev den reduceret efter etablering af fosforfældning på renseanlæggene og siden reduceret yderligere ved afskæringen af spildevandet fra søen. Spildevandsbelastningen af søen er nu ikke længere den vigtigste fosforkilde til søen.

Jern

Jern spiller ikke en central rolle i forbindelse med eutrofieringen af søer, men jernbalancerne for søerne er interessante, fordi jern- og fosfordynamikken er tæt koblet (Jensen & Andersen, 1990).

Jerntilførslen til søerne hænger i høj grad sammen med vandtilførslen. Indløbskoncentrationerne er betydeligt mere konstante end for kvælstof og specielt fosfor (tabel 6.4). Der er typisk mere jern i vandløb i de sandede oplande i det vestlige Danmark. I øvrigt er koncentrationen af opløst fosfor samtidig lav, fordi dette fosfor bindes af jernet (Svendsen & Hansen, 1996).

En høj jerntilførsel til en sø er med til at øge søens evne til at binde fosfor. Det er således typisk i jernrige sedimenter, at der ofte findes et højt fosforindhold (afsnit 6.5 og Kristensen *et al.*, 1990). Dette jernbundne fosfor kan dog også frigives til søvandet igen, specielt hvis iltforholdene (redoxforholdene) i sedimentet forringes.

6.3 Stoff tilbageholdelse

Ud fra stofbalancerne kan en stoff tilbageholdelse beregnes for søerne (box 6.1 og 6.2). Under specielle omstændigheder kan tilbageholdelsen være negativ, dvs. søen fraføres mere stof, end der tilføres. Stoff tilbageholdelsen kan være permanent og irreversibel, men for især fosfor er stoff tilbageholdelsen ikke nødvendigvis permanent. Det tilbageholdte fosfor kan bl.a. p.g.a. ændrede eksterne tilførsler eller iltforhold atter frigives til vandet.

Kvælstof

Langt hovedparten af det kvælstof, der tilbageholdes i søer, bliver denitrificeret. Ved denitrifikation omdannes nitrat og nitrit til frit, luftformigt kvælstof, der frigives til atmosfæren. Denne "tilbageholdelse" er således permanent.

I hovedparten af søerne er der en stor tilbageholdelse af kvælstof (tabel 6.5). Som gennemsnit tilbageholdes 30-40% af det kvælstof, der tilføres søerne. Den procentvise tilbageholdelse af kvælstof i søerne påvirkes ikke af ændringer i kvælstoftilførslen. Der synes således ikke at være forsinkelse i søernes respons på en nedsat kvælstofbelastning, som tilfældet er for fosfor (Jensen *et al.*, 1992).

Vandets opholdstid spiller en betydelig rolle for søernes kapacitet til at tilbageholde kvælstof (figur 6.5). Ved en opholdstid mindre end en måned vil tilbageholdelsen af kvælstof typisk være mindre end 20%, mens tilbageholdelsen i søer med en opholdstid omkring et år oftest vil være 40-50%.

Med det potentiale, der er i søer for kvælstoff tilbageholdelse, kan reetablering af søer og også andre vådområder medvirke betydeligt til at mindske kvælstoftilførslen til fjorde og kystnære områder.

Tabel 6.1. Vandtilførslen til søerne (22 søer, gennemsnit for 1992-96).

| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|--|------|------|------|--------|------|-------|
| Vandtilførsel (10^6 m^3) | 25,6 | 1,0 | 4,0 | 8,3 | 13,1 | 186,3 |
| Hydraulisk belastning q ($\text{m} \text{ år}^{-1}$) | 21,5 | 1,2 | 6,6 | 20,7 | 25,2 | 87,0 |
| Opholdstid (år) | 0,59 | 0,02 | 0,07 | 0,18 | 0,59 | 4,22 |

Tabel 6.2. Kvælstoftilførslen til søerne (22 søer, gennemsnit for 1992-96).

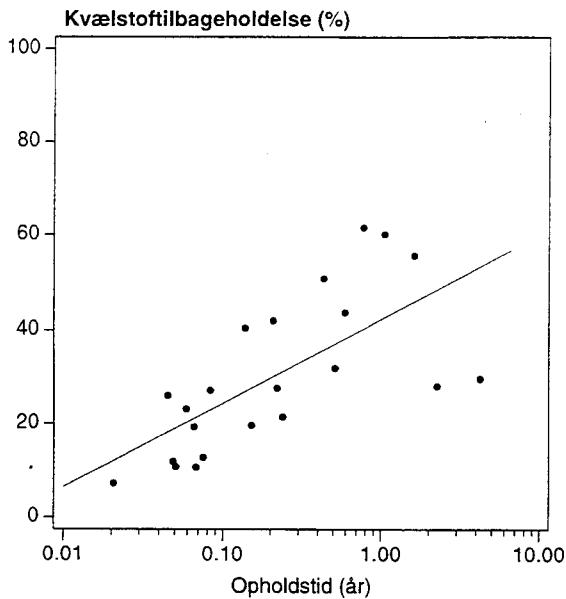
| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|---|------|-----|-----|--------|-----|------|
| Totalkvælstof (tons N) | 255 | 11 | 48 | 65 | 129 | 2204 |
| Totalkvælstof ($\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | 473 | 32 | 203 | 421 | 628 | 1682 |
| Vandføringsvægtet indløbskonc. (mg N l^{-1}) | 7,5 | 1,5 | 5,6 | 8,3 | 9,0 | 11,8 |

Tabel 6.3. Fosfortilførslen til søerne (22 søer, gennemsnit for 1992-96).

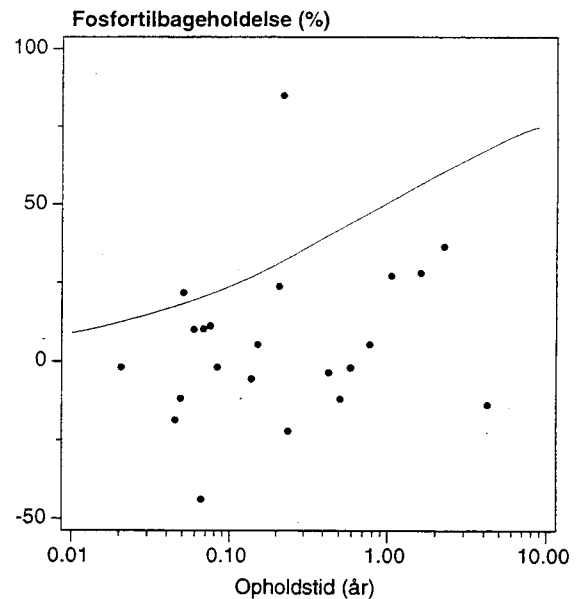
| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|---|------|------|------|--------|------|------|
| Total fosfor (tons P) | 5,0 | 0,1 | 0,8 | 1,2 | 2,6 | 34,2 |
| Total fosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | 9,5 | 0,7 | 3,6 | 7,6 | 13,2 | 24,8 |
| Vandføringsvægtet indløbskonc. (mg P l^{-1}) | 0,16 | 0,08 | 0,11 | 0,13 | 0,18 | 0,57 |

Tabel 6.4. Jerntilførslen til søerne (18 søer, gennemsnit for 1992-96).

| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|---|------|------|------|--------|------|-------|
| Total jern (tons Fe) | 23,1 | 0,5 | 1,6 | 4,0 | 45,8 | 173,7 |
| Total jern ($\text{mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | 49,5 | 3,0 | 9,7 | 25,7 | 45,0 | 339,5 |
| Indløbskonc. (mg Fe l^{-1}) | 0,61 | 0,19 | 0,34 | 0,46 | 0,66 | 2,16 |



Figur 6.5. Sammenhængen mellem den relative kvælstoftilbageholdelse (%) og opholdstiden. Linien har formelen $N_{ret}(\%) = 42,1 + \log_{10}(T_w)$.



Figur 6.6. Sammenhængen mellem den relative fosfortilbageholdelse (%) og opholdstiden. Linien angiver fosfortilbageholdelsen i følge Vollenweider (1976).

Fosfor

Tilbageholdelsen af fosfor varierer betydeligt mellem søerne (tabel 6.6). I op mod halvdelen af søerne er der en negativ tilbageholdelse, hvilket er et udtryk for, at søerne endnu ikke er i ligevægt med den nuværende eksterne fosfortilførsel. Den procentuelle tilbageholdelse af fosfor i søerne varierer således fra ca. -50% til +90%.

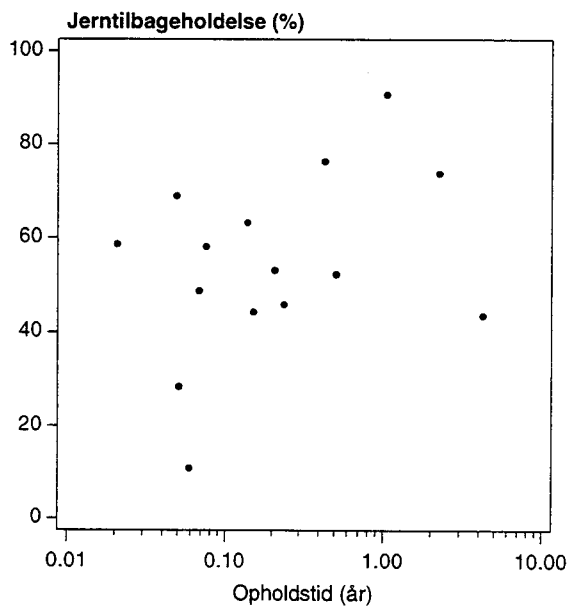
Vollenweider (1976) angiver en sammenhæng mellem søvandskoncentrationen og indløbskoncentrationen af fosfor samt opholdstiden. Denne har tidligere vist sig brugbar for danske søer, der er i ligevægt med den eksterne fosfortilførsel (Kristensen et al., 1990).

Afbildes de observerede tilbageholdelser i søerne sammen med den beregnede jf. Vollenweider (1976) ses, at langt hovedparten af søerne tilbageholder mindre fosfor end forventet (figur 6.6). Dette er et udtryk for, at de fleste søer endnu ikke er i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel. Fosfortilbageholdelsen stiger dog med stigende opholdstid.

Jern

Jerntilbageholdelsen i søerne er ret konstant (tabel 6.7). I hovedparten af søerne varierer jerntilbageholdelsen mellem 40 og 70%. Den væsentligste grund til, at tilbageholdelsen er så konstant, er, at kun en mindre del af det tilstedeværende jern indgår i de biologiske processer i søerne.

Jerntilbageholdelsen er som for fosfor og kvælstof afhængig af opholdstiden (figur 6.7). Dog er betydningen af opholdstiden for jerntilbageholdelsen noget mindre end for fosfor og kvælstof.



Figur 6.7. Sammenhængen mellem den relative jerntilbageholdelse (%) og opholdstiden.

6.4 Sediment

Søbunden (sedimentet) kan have stor indflydelse på de biologiske samfund og samspil i søer. Dels er sedimentet levested for en række organismer, der bl.a. lever af det organisk materiale, som udfældes fra søvandet, og dels er sedimentet meget vigtigt for søens næringsstofkredsløb.

En stor del af det kvælstof, som tilføres søer, ender i sedimentet og begravnes her som organisk bundet kvælstof eller omdannes som nævnt ovenfor til frit kvælstof via nitratreducerende bakterier.

Tabel 6.5. Kvælstoftilbageholdelsen i søerne (22 søer, gennemsnit for 1992-96).

| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|--|------|-----|-----|--------|------|------|
| Total kvælstofstof (tons N) | 119 | 1,1 | 7,5 | 15,9 | 36,7 | 1375 |
| Total kvælstof (mg N m ⁻² d ⁻¹) | 119 | 17 | 44 | 102 | 152 | 312 |
| Total kvælstof (% af tilløb) | 36 | 7 | 20 | 29 | 59 | 72 |
| Total kvælstof (% af tilløb + søpulje) | 30 | 7 | 19 | 27 | 42 | 61 |

Tabel 6.6. Fosfortilbageholdelsen i søerne (22 søer, gennemsnit for 1992-96).

| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|---|-------|-------|-------|--------|------|------|
| Totalfosfor (tons P) | 0,092 | -11,5 | -0,15 | 0,017 | 0,26 | 13,7 |
| Totalfosfor (mg P m ⁻² d ⁻¹) | 0,78 | -6,55 | -0,79 | 0,14 | 1,4 | 17,1 |
| Totalfosfor (% af tilløb) | 4,8 | -51,8 | -13,4 | -0,6 | 22,6 | 87,6 |
| Totalfosfor (% af tilløb + søpulje) | 5,8 | -43,9 | -11,7 | 1,7 | 21,8 | 85,0 |

Tabel 6.7. Jerntilbageholdelsen i søerne (18 søer, gennemsnit for 1992-96).

| | Gns. | Min | 25% | Median | 75% | Max |
|---|------|-----|-----|--------|-----|-----|
| Total jern (tons Fe) | 16 | 0,4 | 0,7 | 1,3 | 15 | 161 |
| Total jern (mg Fe m ⁻² d ⁻¹) | 21 | 1,9 | 4,7 | 15 | 24 | 106 |
| Total jern (% af tilløb) | 61 | 11 | 50 | 60 | 81 | 94 |
| Total jern (% af tilløb + søpulje) | 51 | 11 | 44 | 53 | 66 | 91 |

Tabel 6.8. Karakteristik af danske søsedimenter. Overfladesediment er i de fleste tilfælde fra 0-2 cm's dybde, men kan også være fra 0-5 eller 0-10 cm's dybde. Dybdesediment er sediment fra dybder større end 20 cm. Alle koncentrationer er angivet i mg per g tørstof sediment. Organisk fosfor er udregnet som totalfosfor minus (NH₄Cl- + NaOH- + HCl- fosfor). N er antallet af søer. Der er kun medtaget data fra den sidst målte prøvetagning fra hver sø. Der er anvendt middelværdier fra de søer, hvor der er data fra flere stationer (ofte tre).

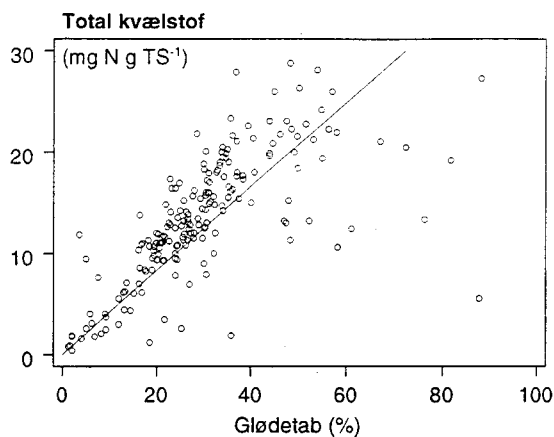
| | N | middel | 25% | median | 75% |
|---------------------------|-----|--------|------|--------|-------|
| Overfladesediment | | | | | |
| tørstof % | 210 | 12,9 | 6,1 | 9,2 | 13,0 |
| glødetab % | 211 | 31,0 | 20,8 | 28,0 | 36,9 |
| jern | 145 | 26,9 | 11,0 | 17,8 | 33,0 |
| kalcium | 141 | 87,0 | 11,5 | 58,5 | 152,5 |
| kvælstof | 204 | 14,8 | 10,0 | 13,2 | 18,3 |
| total fosfor | 216 | 2,05 | 0,98 | 1,62 | 2,58 |
| NH ₄ Cl-fosfor | 39 | 0,06 | 0,01 | 0,02 | 0,10 |
| NaOH-fosfor | 34 | 0,85 | 0,30 | 0,53 | 1,10 |
| HCl-fosfor | 39 | 0,39 | 0,15 | 0,28 | 0,37 |
| Organisk-fosfor | 34 | 0,96 | 0,56 | 0,90 | 1,30 |
| Dybdesediment | | | | | |
| tørstof % | 66 | 24,0 | 11,4 | 16,0 | 20,4 |
| glødetab % | 67 | 30,1 | 17,9 | 24,5 | 35,1 |
| jern | 64 | 27,5 | 11,7 | 20,8 | 34,2 |
| kalcium | 59 | 72,7 | 12,0 | 36,8 | 117,8 |
| kvælstof | 69 | 11,8 | 8,5 | 10,7 | 14,8 |
| total fosfor | 75 | 1,47 | 0,70 | 1,13 | 1,67 |
| NH ₄ Cl-fosfor | 33 | 0,12 | 0,00 | 0,01 | 0,03 |
| NaOH-fosfor | 29 | 0,54 | 0,11 | 0,18 | 0,51 |
| HCl-fosfor | 33 | 0,39 | 0,14 | 0,27 | 0,44 |
| Organisk-fosfor | 17 | 0,36 | 0,11 | 0,28 | 0,40 |

Tabel 6.9. Enkelt og fler-variabel regression mellem indholdet af totalfosfor i overfladesedimentet (tot-P) og indholdet af jern (Fe), fosfortilførsel (P_{ex}) og glødetab (GT). N er antal søer.

| totalfosfor | = | variable | r ² | N |
|-------------|---|--|----------------|-----|
| tot-P | = | 0,85 x Fe ^{0,32} | 0,37 | 148 |
| tot-P | = | 2,1 x P _{ex} ^{0,10} | 0,66 | 84 |
| tot-P | = | 0,45 x Fe _{ex} ^{0,49} x P _{ex} ^{0,09} | 0,84 | 71 |
| tot-P | = | 0,12 x Fe _{ex} ^{0,49} x P _{ex} ^{0,10} x GT ^{0,30} | 0,85 | 70 |

Også en væsentlig del af det fosfor, som tilføres søerne, ender i sedimentet, men fosfor kan ikke afgasses ligesom kvælstof, og samtidig er bindingsformerne generelt mere komplicerede end kvælstofs. Fosfors bindingsform i sedimentet antages at have stor betydning for, i hvor høj grad og hvor let fosfor kan frigives fra sedimentet. Denne såkaldte

interne fosforbelastning, der ofte ses efter en reduceret ekstern fosfortilførsel, har i mange søer vist sig at kunne forhindre eller forsinke en reduktion i søvandets fosforkoncentration og dermed også forhindre nogen mærkbar forbedring af vandkvaliteten.



Figur 6.8. Forhold mellem indhold af total kvælstof og glødetab i overfladesediment.

I dette afsnit giver vi en oversigt over de sedimentanalyser, som er gennemført i mere end 200 danske søer. De fleste data omfatter tørstof, glødetab, samt fosfor og kvælstof (tabel 6.8). Fra mange søer findes også oplysninger om jern og calcium, mens der kun fra et mindre antal søer, og hovedsageligt fra overvågningssøerne, findes data, der beskriver hvilke former af fosfor (fosforfraktioner), der findes i sedimentet.

Karakteristik af danske søsedimenter

I tabel 6.8 er der givet en oversigt over en række variable fra danske søsedimenter. De fleste data findes fra overfladesedimentet, mens der findes færre data fra det dybereliggende sediment.

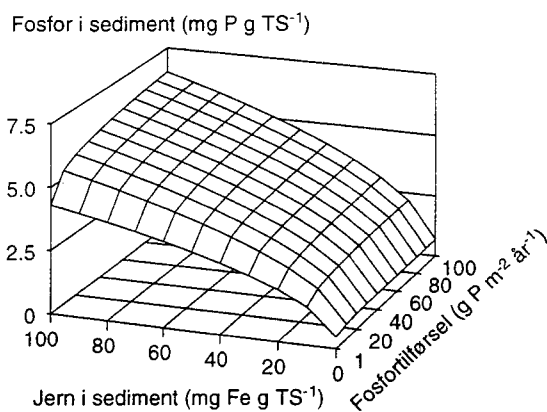
Mange af de undersøgte variable varierer temmelig meget fra sø til sø. Størst variation findes m.h.t. indhold af calcium (kalk), hvor 25% af søerne i overfladen har et indhold mindre end 12 mg g^{-1} tv og 25% af søerne et indhold større end 153 mg g^{-1} tv.

Også indholdet af jern er ret varierende. Blandt de mest konstante variable er tørstof og kvælstof, hvor halvdelen af søerne har henholdsvis et tørstofindhold mellem 6 og 13% og et kvælstofindhold mellem 10 og 18 mg N g^{-1} tv.

Indholdet af kvælstof er tæt og positivt relateret til glødetabsprocenten (figur 6.8) svarende til, at kvælstof i høj grad findes bundet i organiske forbindelser.

Den gennemsnitlige koncentration af fosfor i overfladesedimentet er omkring 2 mg P g^{-1} tv. Heraf findes størstedelen enten bundet i organiske forbindelser eller i uorganisk form bundet til jern (NaOH-fosfor).

Overfladesedimentets indhold af fosfor er noget større end det dybere sediments. Dette tillægges især det forhold, at fosfortilførslen til de fleste søer



Figur 6.9. Tredimensionel illustration af jerns og fosfortilførsels indflydelse på fosforindholdet i sedimentet.

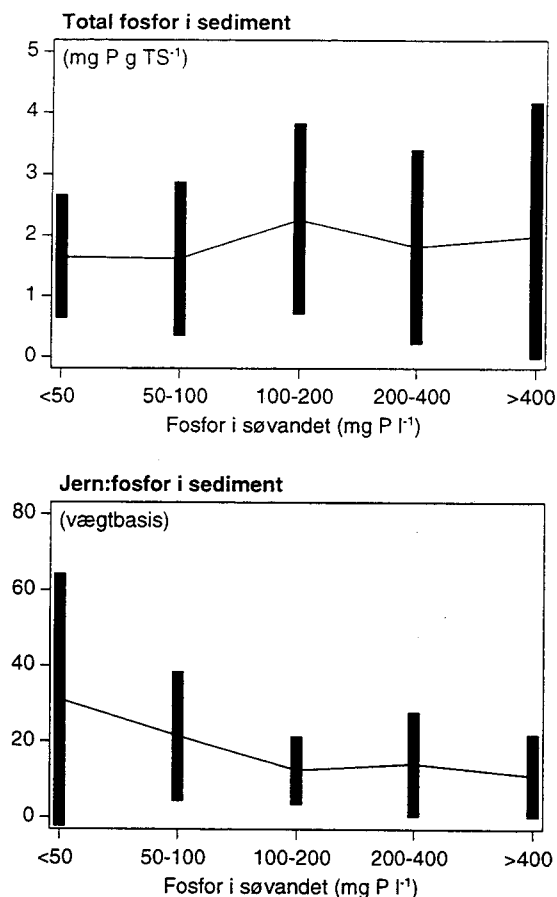
har været størst i de sidste årtier og derfor højere i overfladelaget, men kan også skyldes, at den uorganisk-bundne fosfor i sedimentet er mere eller mindre mobil og har en tendens til at opkoncentrere sig i overfladesedimentet, hvor ilttingsforholdene og dermed bindingskapaciteten er større (Jensen et al., 1995; Søndergaard et al., 1996b).

Den organiske og jernbundne fosfor udgør størstedelen også i det dybere sediment. Der er dog en tendens til, at den organisk-bundne fosfor udgør en relativt mindre del af den samlede pulje, hvilket formentlig er et udtryk for, at overfladesedimentet indeholder en organisk bundet del, som endnu ikke er nedbrudt. Et betydeligt indhold af jernbundet fosfor også i sedimenter dybere end 20 cm tyder på, at jern også under meget lave redoxforhold er i stand til at binde fosfor og dermed permanent immobilisere fosfor.

Hvad bestemmer indholdet af fosfor i sedimentet?

Ved analyse af de forskellige mulige variable, som kan være bestemmende for indholdet af fosfor i sedimentet, er der især to faktorer, der skiller sig ud og forklarer en stor del af variationen (tabel 6.9). Den ene er fosforbelastningen. Jo højere tilførsel af fosfor, desto højere koncentrationer kan der opbygges i sedimentet.

Den eksterne fosfortilførsel forklarer ved analyser af 84 søer alene 66% af den variation, der ses i overfladesedimentets fosforindhold. Den anden faktor er tilførslen eller koncentrationen af jern i sedimentet. På grund af jerns store evne til at indgå kemiske bindinger med fosfor åbner et højt jernindhold mulighed for, at der kan bindes meget fosfor, især under velilteede forhold. Denne variabel forklarer alene 37% af den variation, der ses i sedimentets fosforindhold. Til sammen forklarer disse to variable 84% af overfladesedimentets fosforindhold. Den kombinerede effekt af de to variable er illustreret i figur 6.9.



Figur 6.10. Overfladesediment. Gennemsnit +/- standard afvigelse.

A. Totalfosfor i overfladesediment i forhold til forskellige kategorier af fosfor i søvandet.

B. Jern:fosforforhold i overfladesediment i forhold til forskellige kategorier af fosfor i søvandet.

Den positive kobling mellem fosforindhold i overfladesedimentet og den eksterne tilførsel af fosfor betyder, at i det øjeblik fosfortilførslen reduceres, f.eks. ved bedre spildevandsrensning, så begynder sedimentets fosforindhold at tilpasse sig denne nye situation, svarende til, at der frigives fosfor. Det er netop denne effekt, der typisk ses over en årrække efter reduktion af den eksterne fosfortilførsel og skaber en intern fosforbelastning.

Ud over fosfortilførsel og jernindhold er der også en tendens til, at sedimentets fosforindhold er positivt relateret til indhold af organisk stof (glødetab), hvilket formentlig skyldes, at højt indhold af organisk stof alt andet lige også fører til højere indhold af organisk-bundet fosfor.

Betydningen af sedimentets jernindhold for fosfor-koncentration er også illustreret i figur 6.10 og 6.11. Figur 6.10B viser således, at forholdet mellem jern og fosfor (Fe:P) i sedimentet generelt er højest i de mindst næringsrige søer og lavest i de næringsrige

søer. Til gengæld er der ikke nogen sammenhæng mellem søkoncentration og totalfosforindholdet i overfladesedimentet (figur 6.10A). Koblingen mellem jern- og fosforindhold kommer også tydeligt til udtryk i figur 6.11, der viser et klart lavere fosforindhold i sedimentet i de mest jernfattige søer.

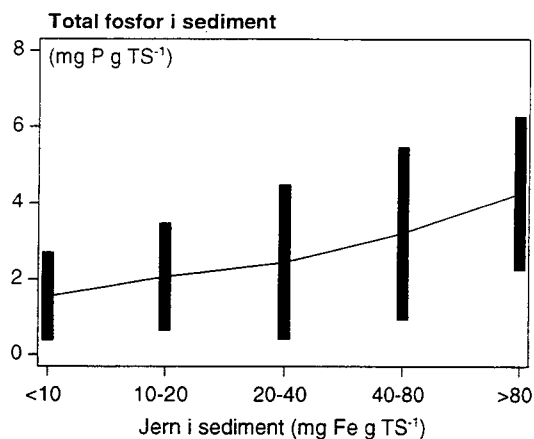
Ændringer i sedimentets fosforindhold i søer under aflastning

I mange af overvågningssøerne er der nu gennemført to sedimentanalyser, der med 3-6 års mellemrum beskriver næringsstofindholdet i forskellige dybder af sedimentet. Hermed er der mulighed for at vurdere en evt. udvikling i sedimentets næringsstofpulje og også for at sammenligne med massebalanceberegninger

Der er imidlertid en række forhold, som gør dette vanskeligt. For det første er der prøvetagningsmæssigt store variationer, som f.eks. lokale variationer inden for små afstande og fejlkilder i forbindelse med udtagning af søjler og med opskæring. For det andet er der analytisk tale om en relativ stor usikkerhed ved bestemmelsen, ikke mindst hvad angår de enkelte fosforfraktioner. For det tredje er en opgørelse af næringsstofpuljen i sedimentet meget følsom over for, hvor stor en dybde, der betragtes som udvekselig med søvandet. Og endelig, for det fjerde, er fosforpuljen i sedimentet normalt meget stor, ofte $> 100 \text{ g P m}^{-2}$ i de øverste 20 cm, hvilket betyder, at nettofrigivelsen, der ofte kun er nogle få $\text{g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, kun sjældent udgør mere end nogle få % af den samlede pulje af fosfor i sedimentet. Alle disse forhold gør, at eventuelle ændringer let drukner i støj, med mindre der er tale om ret store ændringer i fosformassebalancen.

Det bedst beskrevne søsediment m.h.t. ændringer over tiden i forhold til ændringer i massebalancen er uden tvivl fra den meget næringsrige Søbygård Sø (Kristensen et al., 1992; Søndergård et al., 1992). Søbygård Sø har efter en reduktion i den eksterne fosfortilførsel i 1982 nu gennem 15 år haft en negativ fosfortilbageholdelse svarende til, at der netto hele tiden frigives fosfor fra sedimentet. I perioden 1985 til 1991 er det beregnet, at der er frigivet i alt $14,5 \text{ g P m}^{-2}$ (massebalanceberegninger). Ændringerne i profilerne fra Søbygård Sø har vist, at fosfor frigives fra helt ned til 20 cm i sedimentet, og at størstedelen stammer fra en jern-bunden og organisk-bunden fosforpulje (NaOH-P og Res-P).

Blandt overvågningssøerne er det Gundsømagle Sø, Dons Nørre Sø og Store Søgård Sø, der vurderet på baggrund af massebalanceberegninger har haft den største og længstvarende netto frigivelse af fosfor fra sedimentet.



Figur 6.11. Overfladesediment.

Totalfosfor i sediment i forhold til forskellige kategorier af jern sedimentet. Gennemsnit +/- standard afvigelse.

I Gundsømagle Sø har der siden en reduktion i den eksterne fosfortilførsel på ca. 70% i 1992 været en negativ tilbageholdelse af fosfor (Roskilde Amt, 1997). Tilbageholdelsen har i årene 1992 til 1996 varieret mellem -10 og -178%, af den eksterne tilførsel. Sammenlagt er der fra sedimentet i de 5 år netto frigivet 3,3 tons fosfor, svarende til $9,9 \text{ g P m}^{-2}$. Sedimentet er undersøgt både i 1992 og 1996, og selv om disse er vanskelige at sammenligne, fordi der er anvendt forskelligt prøvetagningsudstyr, viser disse, at der er sket en markant reduktion i fosforindholdet i de øverste ca. 5 cm af sedimentet. Gennemsnitskoncentrationen er faldet fra $5,4$ til $3,5 \text{ mg P g}^{-1}$ tv. Beregninger viser, at den mobile fosforpulje i samme perioder er reduceret fra $9-17 \text{ g P m}^{-2}$ til $4-7 \text{ g P m}^{-2}$ svarende nogenlunde til den frigivelse, der er beregnet på baggrund af massebalancemålinger (Roskilde Amt, 1997). Jern - fosforforholdet i overfladesedimentet var i 1996 stadigvæk kun ca. 3 i overfladesediment, og jerns fosforbindingskapacitet vurderes at være meget lille.

I Dons Nørre Sø har der alle år siden overvågningsprogrammets start i 1989 været en netto frigivelse af fosfor fra sedimentet. Tilbageholdelsen har varieret mellem -6 og -101% af den eksterne tilførsel, og sammenlagt i perioden mellem 1991 og 1996, hvor der er gennemført analyser af sedimentet, er der i alt frigivet $2,7 \text{ g P m}^{-2}$. Sammenlignes de to års sedimentanalyser, er der imidlertid ikke sket væsentlige ændringer. Koncentrationen i de øverste 10 cm varierer som gennemsnit af 3 stationer begge de undersøgte år mellem $1,0$ og $1,2 \text{ mg P g}^{-1}$ tv. Ændringerne i sedimentkoncentrationerne overskygges formentlig af lokale variationer (Vejle Amt, 1997). For søen som helhed er jern - fosforforholdet i overfladesedimentet dog øget fra 10 til 17, hvilket stemmer overens med den reducerede belastning af søen (Vejle Amt, 1997).

I Store Søgård Sø har tilbageholdelsen siden 1989 varieret mellem +1 og -46% af den eksterne fosfor-

tilførsel. Sammenlagt er det på grundlag af massebalancemålinger beregnet, at der fra den første sedimentanalyse i 1991 til den anden sedimentanalyse i 1995 netto er frigivet ca. $5,7 \text{ g P m}^{-2}$ (Sønderjyllands Amt, 1996). Den gennemsnitlige sedimentprofil viser en tendens til faldende indhold af fosfor i de øverste 25 cm, men generelt er ændringerne små. I overfladen er totalfosfor reduceret fra $3,5$ til $3,3 \text{ mg P g}^{-1}$ tv og i 10-15 cm's dybde fra $3,1$ til $2,6 \text{ g}^{-1}$ tv. Det var på grundlag af den betydelige usikkerhed på opgørelsen af den udvekslelige fosforfraktion ikke muligt at eftervise aflastningen af fosfor i de senere år gennem et reduceret indhold af udvekslelig fosfor i sedimentet (Sønderjyllands Amt, 1996).

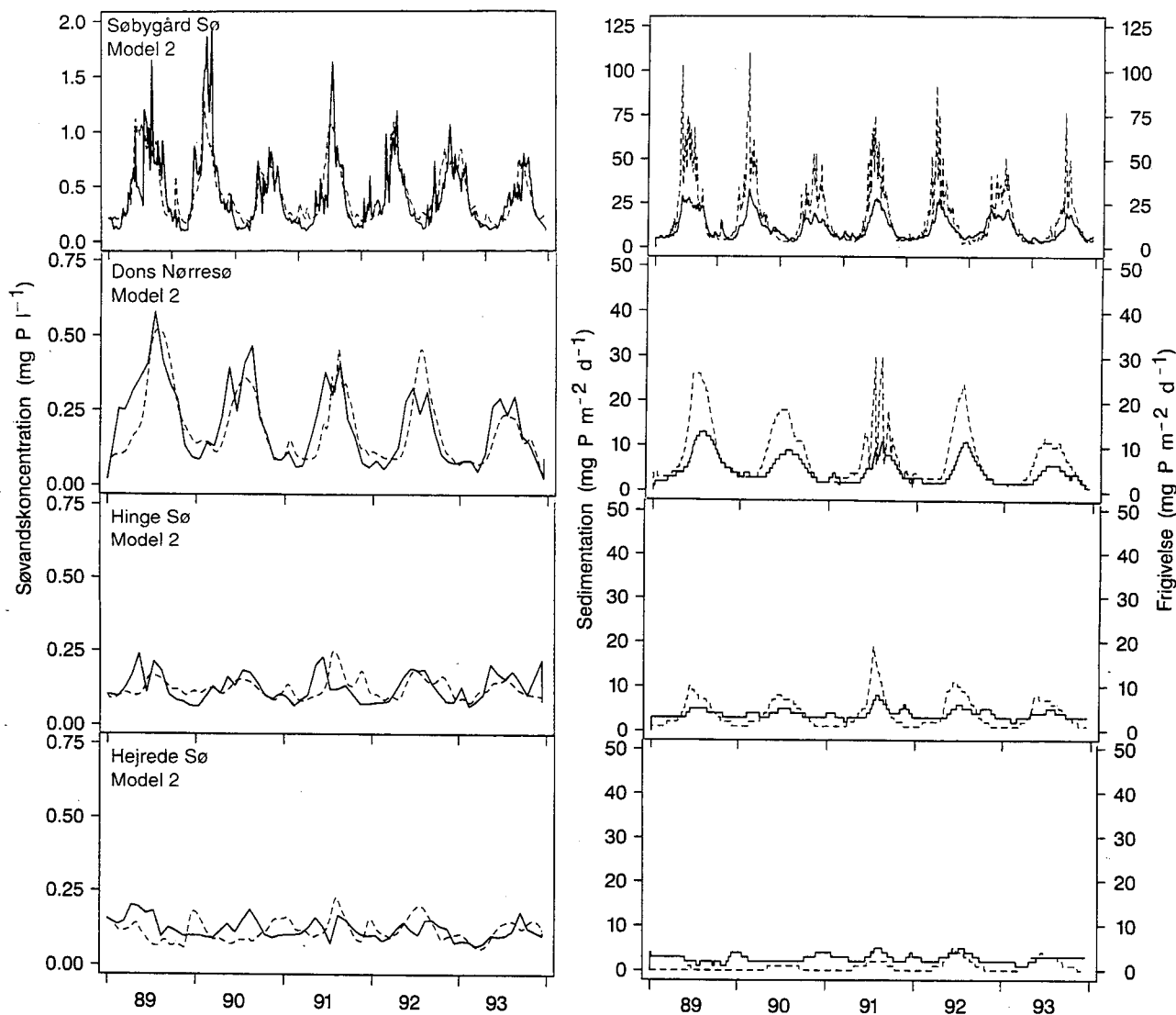
I de fleste andre overvågnings søer er ændringer i fosfortilbageholdelsen så beskedne, at det endnu ikke er muligt at registrere nogen ændring i løbet af de relative korte tidsrum mellem de to hold fosforfraktioneringer. De ovenstående eksempler indikerer imidlertid, at det generelt først er muligt at påvise signifikante ændringer i sedimentets totalfosforpulje, når den samlede nettofrigivelse overstiger $5-10 \text{ g P m}^{-2}$.

Udviklingsforløb i søkoncentration efter reduceret ekstern fosforbelastning

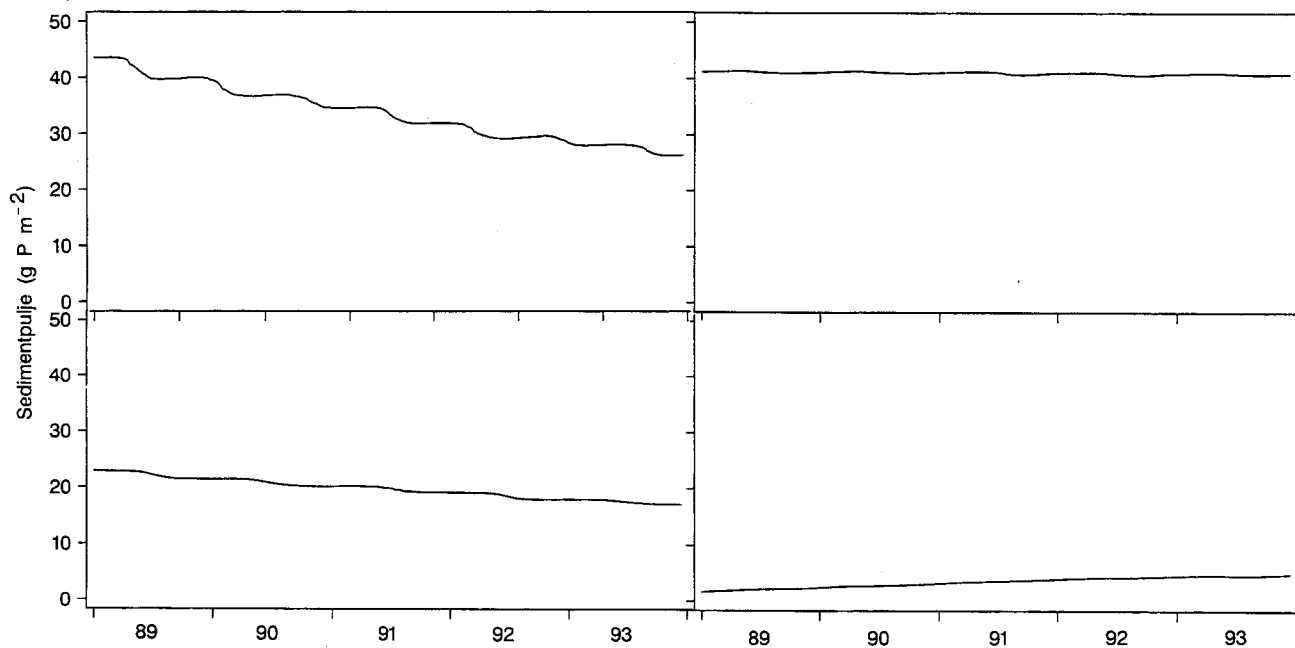
Som allerede demonstreret med massebalancerne i Søbygård Sø kan indsvingsningsforløbet til en ny ligevægtskoncentration efter reduceret fosfortilførsel tage lang tid. I Søbygård Sø har det foreløbigt taget 15 år på trods af, at opholdstiden kun er 3 uger, og i Gundsømagle Sø og Dons Nørre Sø bidrager som nævnt ovenfor sedimentet stadigvæk netto med fosfor.

I forhold til at kunne beregne søkoncentration og vandkvalitet er det vigtigt at kunne forudsige den interne fosforbelastnings betydning i årene efter en reduktion af den eksterne tilførsel. Modelmæssigt er der gjort mange forsøg, uden at det dog er lykkedes særligt godt at opstille generelle sammenhænge. En af grundene er, at erfaringsgrundlaget med, hvordan sedimentet opfører sig næringsstofmæssigt efter en reduceret ekstern belastning, endnu er begrænset. Blandt de centrale spørgsmål er: fra hvilke puljer kan fosfor frigives, under hvilke forhold og fra hvor dybt ned i sedimentet frigivelsen vil finde sted?

I Jensen et al. (1994) er der opstillet en model, der søger at fremskrive fosforudviklingen i søer. Koncentrationen er udregnet på baggrund af en model, hvori indgår til- og fraførsel samt sedimentation og frigørelse fra sedimentet. Sedimentation er gjort proportional med fosforpuljen i søvandet og frigørelsen fra sedimentet proportional med puljen af udvekslelig fosfor i sedimentet og desuden afhængig af jern-fosforforholdet og temperatur.



Figur 6.12. Venstre kolonner: målte (-----) og modelsimulerede (- - -) værdier for totalfosforkoncentration i søvandet. Højre kolonne: modelberegneede sedimentationsrater (-----) og frigivelsesrater (- - -) fra sedimentet (fra Jensen et al., 1994).



Figur 6.13. Den modelberegneede sedimentpulje af fosfor. Øverst til venstre: Søbygård Sø, nederst til venstre: Dons Nørresø. Øverst til højre: Hinge Sø, nederst til højre: Hejrede Sø (fra Jensen et al., 1994).

En mere detaljeret beskrivelse af modellen findes i Jensen et al. (1994).

I figur 6.12 og 6.13 er vist den beregnede og målte koncentration af fosfor i søvandet i 4 søer (se også Jensen et al., 1994). Modellen giver en god beskrivelse af sæsonudviklingen og år til år variationen både i Søbygård Sø og Dons Nørresø, men rammer lidt dårligere i Hinge Sø og Hejrede Sø. På trods af de store sæsonmæssige variationer, der ses i indholdet af fosfor både i Søbygård Sø og Dons Nørresø, rammer modellen i begge søer meget tæt på de målte maksimumskoncentrationer. De beregnede frigivelsesrater stemmer ligeledes rimeligt godt overens med tidligere målinger i de pågældende søer foretaget af Jensen & Andersen (1990).

Den estimerede pulje af udvekslelig fosfor er meget forskellig i de fire søer og varierer mellem 0 og over 40 g P m⁻² (figur 6.13). Udviklingen i sedimentpuljen beregnet over de 5 år giver også et godt indtryk af, hvordan puljen i Søbygård Sø efterhånden mindskes, men også at det tager lang tid.

I andre søer, som eksempelvis Hejrede Sø, sker der til gengæld en langsom opbygning af fosforpuljen i sedimentet. Der er imidlertid ikke i denne model taget højde for den permanente indlejring af fosfor i sedimentet, så den pulje, der opbygges, bliver ikke nødvendigvis frigjort igen.

Modelbetragtninger i stil med det ovennævnte vil næppe kunne give en præcis beskrivelse af de fremtidige fosforkoncentrationer i alle søer, men det forventes, at det efterhånden bliver muligt, at give mere sikre prognoser for indsvingningsperiodens varighed efter en belastningsreduktion.

6.5 Stoffilbageholdelse og biologisk struktur

Resultaterne fra undersøgelser i overvågningssøerne samt Væng Sø har vist, at næringsstofniveauet i søvandet kan mindskes betydeligt, hvis søerne skifter fra en uklar til en klarvandet tilstand. Dermed øges også søernes evne til at tilbageholde fosfor og kvælstof. En 50% fjernelse af dyreplanktonædende fisk førte i Væng Sø til klart vand og en 30-50% formindskelse i koncentrationen af totalfosfor og kvælstof (se også box 5.7). I Engelsholm Sø og i Arreskov sø er der set lignende effekter. Tilsvarende førte en udsætning af geddeyngel i Lyng Sø til mere klarvandede forhold og en næsten halvering i totalfosforkoncentrationen.

Alle disse ændringer er sket på trods af nogenlunde konstante næringsstofførsler. Ændringerne kan kun forklares ved en ændring i den interne belastning, da den fosfor og kvælstof, som er fjernet

med fiskene, er forsvindende lille i sammenligning med puljerne i vandet og den mobile pulje i sedimentet (Jeppesen et al., submitted,b). En grund kunne være, at med færre fredfisk mindskes fødesøgningsaktiviteten på søbunden. Dermed mindskes ophvirvlingen samt næringsstoffrigivelsen til vandfasen fra organismer, som fiskene har hentet i søbunden. Resultaterne fra flere af søerne viser en nedgang i suspenderet stof, som er større, end det, der kan forklares ved faldet i algemængden, hvorfor ophvirvlingen er mindsket. I hvor høj grad det påvirker næringsstofniveauet er et mere åbent spørgsmål. Det er således karakteristisk, at faldet i kvælstof og fosfor først sker, når søen bliver klarvandet og ikke i takt med formindskelsen i fiskebestanden. Det peger på, at fiskefjernelsen i sig selv er af mere underordnet betydning, men at det er ændringerne i planktonbiomassen og aktiviteten i sedimentet, der giver den store virkning. Vi peger på, at faldet skyldes et samspil af flere faktorer:

- Formindskelsen i partikulært kvælstof og fosfor i kraft af faldet i planteplanktonbiomassen fører til en reduktion i transporten ud af søen. Dermed øges tilbageholdelsesprocenten.
- Reduktionen i biomassen af planteplankton betyder, at der bliver mere uorganisk kvælstof til rådighed for denitrifikation. Dermed kan afgasningen af kvælstof øges.
- Mindsket fiskeprædation betyder flere bunddyr, hvilket kan stimulere denitrifikationen, som er baseret på nitrat fra vandfasen. Desuden stimuleres denitrifikation, som er baseret på nitrat dannet ved nitrifikation i søbunden.
- Bedre lysforhold ved søbunden betyder øget bentisk algeproduktion, hvilket kan stimulere den koblede nitrifikation-denitrifikation og mindske kvælstof- og fosforfrigørelsen fra søbunden.
- Med flere bunddyr, større algeproduktion i søbunden og mindre sedimentation af planteplankton øges redoxpotential, og det kan formindske fosforfrigørelsen fra sedimentet. Dette sidste understøttes af, at jerntilbageholdelsesprocenten også er øget i de biomanipulerede søer. Bunddyrenes indflydelse er dog ikke entydig, da nogle eksperimenter har vist en stigende og andre en faldende fosforfrigivelse ved stigende bunddyrstæthed.
- Optagelse af næringsstoffer i undervandsplanter samt øget denitrifikation betinget af, at der med undervandsplanternes etablering bliver flere overflader, hvorpå denitrifikationen kan foregå.

Endelig fører fiskeindgrebet typisk til en reduktion i biomassen af blågrønalger, hvilket teoretisk kan medføre et fald i kvælstoffikseringen og dermed i kvælstofkoncentrationen. Overslagsberegninger peger dog på, at dette næppe kan have været en væsentlig årsag til den stigende tilbageholdelse i de berørte søer (Jeppesen *et al.*, *submitted*).

En nøjere belysning af årsagerne til ændringer i kvælstof og fosfortilbageholdelsen kan dog kun opnås gennem eksperimentelle undersøgelser. Men uanset årsagerne viser resultaterne, at indgreb i fiskebestanden kan have kaskadevirkninger hele vejen ned gennem fødekæden til næringsstofferne. De viser også, at en restaurering af søer ved fiskeindgreb kan føre til en øget tilbageholdelse/tab af kvælstof og som regel også af fosfor i søerne. Dermed formindskes transporten af næringsstoffer til nedstrømsbeliggende søer. Restaurering af søer vil derfor ikke kun være til gavn for miljøtilstanden i søerne, men vil også mindske eutrofieringen af de akvatiske økosystemer, som er beliggende nedstrøms søer.

7 Målsætninger og fremtidig tilstand for de danske søer

7.1 Indledning

Alle større danske søer er tildelt en målsætning for den ønskede miljøtilstand. Målsætningen udarbejdes af amterne og indgår i amternes regionplaner, som revideres og vedtages af amtsrådene hvert 4. år. På baggrund af de fastlagte målsætninger stilles der krav til de enkelte søers tilstand samt næringsstofftilførslen i søerne. Herved skal der sikres en sammenhæng mellem søernes målsætning og krav til forureningsbegrænsende foranstaltninger. Herudover kan der stilles krav til udnyttelse af søerne. Amternes tilsyn skal efterfølgende kontrollere, om de vedtagne målsætninger er opfyldte.

7.2 Hvorledes fastsættes en søs målsætning?

Baggrunden for fastlæggelsen af søers målsætning er givet i "Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning" fra Miljøstyrelsen (*Miljøstyrelsen, 1983*). Generelt følger amtskommunerne denne vejledning, om end der er nogle regionale forskelle i udarbejdelsen af målsætninger for søerne.

Amtskommunerne fastlægger søens basistilstand, det vil sige den tilstand søen ville have haft uden nogen menneskelig påvirkning. Denne basistilstand vil være givet ud fra oplandets geologi, landskabets form, nedbørsforhold, grundvandsforhold, vegetationen i oplandet, vegetationen omkring søen, søens morfometri (dybde og areal) samt vandskiftet i søen (vandets opholdstid).

Herudover kortlægges de interesser, der er knyttet til de enkelte søer, og eventuelle interessekonflikter afdækkes (f.eks. mellem ønsker om spildevandsudledning og fredningsinteresser).

På dette grundlag udarbejdes målsætninger for de enkelte søer. Der findes 3 overordnede typer af målsætninger for søer kategoriseret som A, B og C (tabel 7.1).

A angiver en målsætning med skærpede krav. I søer med denne målsætning må det naturlige plante- og dyreliv ikke påvirkes af menneskelig aktivitet. En sådan målsætning kan have baggrund i naturvidenskabelige interesser (bevarelse af arter eller artssamfund, landskabelige værdier osv.) eller ønsker om rekreativ udnyttelse til badning mv., eller at søvandet ønskes udnyttet til vandforsyning.

B målsætningen angiver, at det naturlige plante- og dyreliv er upåvirket eller kun svagt påvirket af menneskelig aktivitet. Generelt må udledningen af forurenende stoffer i B-målsatte søer ikke medføre,

at der sker væsentlige ændringer i de fysiske, kemiske og biologiske forhold i de pågældende søer.

Målsætningen om et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv er derfor at betragte som basismålsætningen for søer. Og denne målsætning bør således anvendes for alle søer, medmindre andre forhold betinger en anden målsætning.

C angiver en målsætning med lempede krav. Denne målsætning anvendes for søer, hvor den økologiske tilstand er påvirket af menneskelig aktivitet, f.eks. spildevandsudledninger. Den tilladelige grad af påvirkning skal fastsættes for den enkelte sø, og selv om der er lempede krav, må udledningerne ikke forhindre, at der kan være en fiskebestand.

B- og C-målsætningerne omfatter ofte også et krav til sigtdybden om sommeren og en maksimum tilladelig fosfor- og evt. kvælstofftilførsel. A-målsætningen forudsætter, at søerne friholdes for menneskelig påvirkning, men f.eks. tillades badning (A₂, badevand) eller indvinding af råvand til drikkevandsforsyning (A₃, drikkevand). Samtidig vil det i forbindelse med målsætningstildelingen ofte være anført, at søer der ikke er specifikt målsatte, er generelt målsatte. I praksis tildeles søer med en generel målsætning oftest en B-målsætning.

7.3 Opfølgning på søernes målsætninger

Som recipientansvarlig myndighed har amterne pligt til at kontrollere, om målsætningerne er opfyldt. I praksis føres der ikke tilsyn hvert år. Typisk gennemføres der tilsyn hvert 4-6. år i de større søer, mens tilsynet i de mindre søer er af meget varierende omfang. I de mellemliggende år kan der evt. gennemføres et reduceret tilsynsprogram. Det egentlige tilsyn kaldet normalprogrammet omfatter såvel opgørelser af belastningen med næringsstoffer som undersøgelse af kemiske og biologiske parametre (for en nærmere beskrivelse se *Miljøstyrelsen, 1983*).

I forbindelse med dette års rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er der blevet indsamlet oplysninger fra amtskommunerne om søernes aktuelle målsætninger, og om hvorvidt disse målsætninger er opfyldte. I de efterfølgende afsnit er disse data behandlet. Af hensyn til overskueligheden er målsætningerne generelt samlet i de tre hovedgrupper (A, B og C-målsætninger).

De danske søers målsætninger

698 danske søer har en specifik målsætning. De omfatter alle søer større end 0,3 km² og halvdelen af søerne mellem 0,03 og 0,3 km².

Tabel 7.1. Oversigt over søers mulige målsætninger (efter Miljøstyrelsen, 1983).

| | Målsætning | Beskrivelse | |
|--------------------------------|----------------|---|--|
| Målsætninger med skærpede krav | A ₁ | Særligt naturvidenskabeligt interesseområde | Søer, hvor særlige naturelementer ønskes beskyttet. |
| | A ₂ | Badevand | Søer, der skal kunne anvendes til badning o.l. |
| | A ₃ | Råvand til vandforsyning | Søer, hvis vand skal kunne anvendes til drikkevand. |
| Basismålsætning | B | Naturligt og alsidigt dyreliv og planteliv | Søer, hvor spildevandstilførsel og andre kulturbetingede påvirkninger ikke eller kun svagt påvirker det naturlige og alsidige dyreliv og planteliv i forhold til basistilstanden. |
| Målsætninger med lempekrav | C ₁ | Sø påvirket af spildevand, vandindvinding eller andre fysiske indgreb | Søer, der tillades påvirket af spildevandstilførsel eller andre påvirkninger. |
| | C ₂ | Dyrkningsbelastet sø | Søer, hvor det ikke ved rensning eller afskæring af spildevandsudledninger i oplandet vil være muligt at nå basismålsætningen p.g.a. næringssaltbelastning fra dyrkede arealer i oplandet. |

Tabel 7.2. De danske søers målsætninger (n=698).

| Målsætning | Antal | % af målsatte søer |
|-------------------------------|-------|--------------------|
| A | 259 | 37,1 |
| B | 402 | 57,6 |
| C | 37 | 5,3 |
| I alt specifikt målsatte søer | 698 | - |

Tabel 7.3. De danske søers målsætning i forhold til søernes areal (n=669). Nederst er antallet af danske søer i størrelsesgrupperne givet til sammenligning.

| Målsætning | Størrelse (km ²) | | | |
|----------------|------------------------------|----------|-------|--------------|
| | mindre end 0,03 | 0,03-0,3 | 0,3-3 | større end 3 |
| A | 66 | 106 | 56 | 27 |
| B | 95 | 202 | 70 | 12 |
| C | 11 | 21 | 3 | 0 |
| I alt målsatte | 172 | 329 | 129 | 39 |
| Antal søer | >12.563 | 770 | 129 | 39 |

Tabel 7.4. De danske søers målsætning i forhold til søernes dybde (n=546). Nederst er det skønnede antal af danske søer i dybdegrupperne givet til sammenligning.

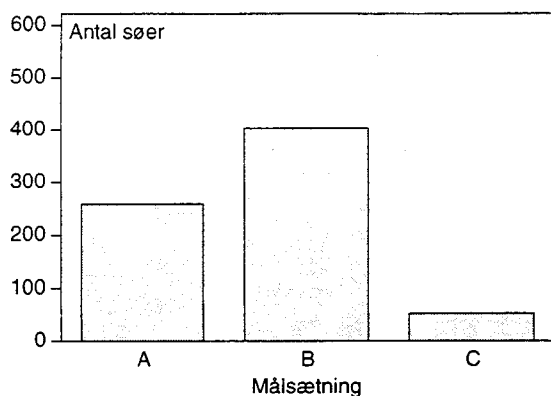
| Målsætning | Middeldybde (m) | | |
|----------------|-----------------|-------|--------------|
| | mindre end 1,5 | 1,5-3 | Større end 3 |
| A | 85 | 42 | 59 |
| B | 151 | 110 | 68 |
| C | 17 | 10 | 4 |
| I alt målsatte | 253 | 162 | 131 |
| Antal søer | >10.347 | 3001 | 198 |

Tabel 7.5. Procentdel af de målsatte søer, hvor målsætningen er opfyldt.

| Målsætning | Opfyldt målsætning (%) |
|------------|------------------------|
| A | 46,3 |
| B | 25,8 |
| C | 16,2 |
| I alt | 33,9 |

Kun et fåtal af søerne mindre 0,03 km² har en specifik målsætning. 95% af søerne har skærpet målsætning (A₁, A₂, A₃) eller en basismålsætning (B₁, B₂), mens 5% af søerne har en lempet målsætning. 37% (259 søer) af søerne har en skærpet målsæt-

ning, og 402 eller 58% af søerne har en basismålsætning. For 95% af de danske søers vedkommende tillades altså ingen eller kun ringe påvirkning af miljøtilstanden i forhold til basistilstanden.



Figur 7.1. Målsætningerne for de danske søer. Søerne fordelt på de aktuelle målsætninger.

De største søer er ofte tildelt en A-målsætning (70%) (tabel 7.3). Søerne i den næste størrelsesgruppe har også lidt højere andel af A-målsatte søer end gennemsnittet for alle søer (43% mod 37%). Søerne omfattet af C-målsætninger er typisk de mindre søer. Således har ingen af de største søer (> 3 km²) og kun 3 af søerne mellem 0,3 og 3 km² en C-målsætning.

Det er ofte dybere søer, der er specifikt målsatte (tabel 7.4). Søerne med en middeldybde større end 3 meter er næsten alle tildelt en A- eller B-målsætning. Søerne med lave middeldybder vil som oftest også have et lille areal.

I hvor høj grad er danske søers målsætninger opfyldt?

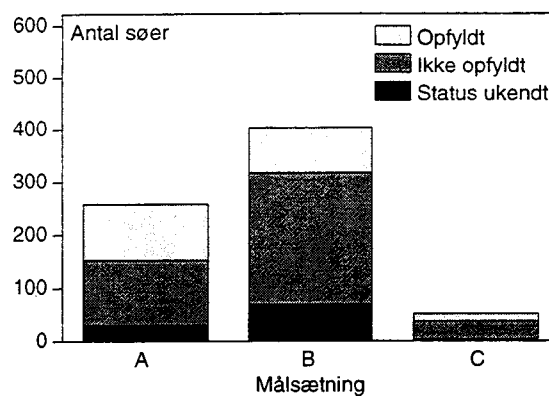
Kun for en tredjedel af de specifikt målsatte søer er målsætningen opfyldt (tabel 7.5). For knapt halvdelen af søerne med en skærpet målsætning er denne opfyldt, og for omkring en fjerdedel af søerne med en basismålsætning er målsætningen opfyldt (tabel 7.5 og figur 7.2).

For søerne med en lempet målsætning er denne kun opfyldt for 21 søer eller 18%. Det vil sige, at på trods af at målsætningen er lempet, kan den alligevel kun opfyldes i de færreste af disse søer p.g.a. for stor næringsstofftilførsel.

Det er endvidere karakteristisk, at jo større søerne er, i jo mindre grad er målsætningen opfyldt (tabel 7.6). Kun for 8,3% af de største søer er målsætningen opfyldt.

Årsagen til, at målsætningen ikke er opfyldt for mange større søer, er, at det kræver en større indsats at nedbringe næringsstofftilførslen fra de oplande, som er typiske for de større søer.

Med hensyn til dybdeforholdene i søerne er der ikke den samme skævhed i relation til målsætningernes opfyldelse (tabel 7.7).



Figur 7.2. Målsætningerne for de danske søer. Søerne fordelt på aktuelle målsætninger og underopdelt i forhold til om målsætningen er opfyldt.

7.4 Hvorledes kan søernes tilstand for bedres?

En betydende faktor for søernes aktuelle tilstand er koncentrationen af totalfosfor i søvandet og dermed også tilførslen af totalfosfor. Imidlertid kan frigivelse af fosfor fra søbunden i en overgangssituation også være af væsentlig betydning (jf. kapitel 6). Den samlede fosfortilførsel til søerne er summen af en række enkeltkilder, hvoraf den vigtigste er den diffuse tilførsel fra det dyrkede land. Dertil kommer tilførsel af spildevand samt evt. dambrug. Kildfordelingen af fosfortilførslen til søerne er nærmere beskrevet i kapitel 6.

På baggrund af opgørelser over den totale tilførsel til søerne samt kildefordelingen kan der ved hjælp af simple modeller opstilles scenarier over effekten på miljøtilstanden af indgreb over for de forskellige fosforkilder.

De to væsentligste værktøjer (modeller) i denne forbindelse er en model for relationen mellem tilførslen af fosfor og den resulterende søvandskoncentration samt en model for relationen mellem søvandskoncentrationen og en indikator for miljøtilstanden.

En anvendelig model for sammenhængen mellem tilførslen af fosfor og søvandskoncentration er Vollenweider's fosformodel (Vollenweider, 1976; Kristensen et al., 1990; kap. 6):

$$P_{so} = P_i / (1 + \sqrt{T_w})$$

hvor P_{so} er årsmiddel søvandskoncentrationen af totalfosfor, P_i er årsmiddel indløbskoncentrationen af totalfosfor, og T_w er søvandets opholdstid i år.

En anvendelig model for sammenhængen mellem søvandskoncentrationen af totalfosfor og sigtdyb-

den som indikator for miljøtilstanden er opstillet på baggrund af data fra overvågningssøerne (kapitel 4):

$$S_d = 0,35 \cdot P_{sø}^{-0,57}$$

hvor S_d er sommermiddelsigt dybden (m), og $P_{sø}$ er årsmiddel søvandskoncentration af totalfosfor (mg P l⁻¹). Andre indikatorer for miljøtilstanden kunne med lige så stor ret anvendes (f.eks. modeller for den resulterende klorofylkoncentration (kapitel 4), mængden af blågrønaler (kapitel 5)). Da søernes målsætninger imidlertid ofte er udtrykt i et krav til sigt dybden, er denne valgt.

Konsekvensberegninger kan foretages for overvågningssøerne, hvor oplysninger om næringsstofbelastninger samt kildefordelinger er veldokumenterede. Samtidig udgør overvågningssøerne et repræsentativt udsnit af de danske søer (Kristensen et al., 1989). Resultaterne af beregninger kan derfor med rimelighed antages at være repræsentative for situationen i søerne generelt.

7.5 Mulige scenarier

Her præsenteres udvalgte scenarier for den fremtidige fosfortilførsel og miljøtilstand i søerne:

Scenarie 1 er udgangssituationen for søerne, dvs. aktuel belastning samt aktuel søvandskoncentration af totalfosfor og aktuel sigt dybde. I dette scenarie indgår den interne belastning i det omfang, den er tilstede.

Scenarie 2 er udgangssituationen for søerne, dvs. aktuel belastning, men søvandskoncentrationen for totalfosfor er beregnet under forudsætning af ligevægt (den frigivelige del af den ophobede fosforpulje i sedimentet er væk). Ud fra denne nye sø-

vandskoncentration er en sigt dybde ved ligevægt beregnet.

I scenarie 3 er der foretaget yderligere indgreb over for spildevandsbelastningen i forhold til den aktuelle situation. I dette scenarie reduceres fosfortilførslen fra spildevand med 50%. Den resulterende søvandskoncentration af totalfosfor samt sigt dybde er beregnet i forhold til denne belastning ved ligevægt.

Scenarie 4 er det samme som scenarie 3, samt at den diffuse belastning reduceres med 50%. I dette scenarie er den diffuse belastning således reduceret med 50% i forhold til den aktuelle. Den resulterende søvandskoncentration af totalfosfor samt sigt dybde er beregnet i forhold til denne belastning ved ligevægt.

De forskellige scenarier regnes igennem for hver enkelt af de 37 søer, hvorefter den resulterende årsmiddel søvandskoncentration af totalfosfor samt sommermiddelsigt dybde beregnes.

Resultater af de 4 scenarier

I figur 7.3 er den gennemsnitlige respons i forhold til de 4 scenarier vist. Ved scenarie 1, der er den aktuelle tilstand, er totalfosforkoncentrationen som gennemsnit for de 37 søer 0,15 mg P l⁻¹ og sigt dybden som gennemsnit kun 1,4 meter (tabel 7.8). Fjernes den interne belastning fra søerne, mindskes totalfosforkoncentrationen, og sigt dybden øges. Totalfosforkoncentrationen kommer som gennemsnit under 0,1 mg P l⁻¹, men sigt dybden er som gennemsnit kun 2,2 meter.

En halvering af fosfortilførslen fra spildevand betyder en yderligere reduktion i totalfosforkoncentrationen og øget sigt dybde, men da spildevandsbelastningen til de fleste af søerne i forvejen er

Tabel 7.6. Opfyldelse af søernes målsætning i forhold til søernes areal.

| Målsætning | Størrelse (km ²) | | | |
|------------|------------------------------|----------|-------|--------------|
| | mindre end 0,03 | 0,03-0,3 | 0,3-3 | større end 3 |
| A | 65,5 | 55,4 | 44,1 | 8,7 |
| B | 36,8 | 24,0 | 17,5 | 0 |
| C | 0 | 15,8 | 0 | - |
| I alt (%) | 48,0 | 33,8 | 24,0 | 8,3 |

Tabel 7.7. Opfyldelse af søernes målsætning i forhold til søernes dybde.

| Målsætning | Middeldybde (m) | | |
|------------|-----------------|-------|--------------|
| | mindre end 1,5 | 1,5-3 | Større end 3 |
| A | 53,1 | 36,6 | 56,4 |
| B | 28,1 | 19,2 | 27,0 |
| C | 13,3 | 22,2 | 25,0 |
| I alt (%) | 37,2 | 24,0 | 41,2 |

Tabel 7.8. Gennemsnitlig respons i henholdsvis totalfosforkoncentration i søvandet (mg P l⁻¹) og sigt dybde (m) ved de forskellige scenarier.

| Respons | Scenarie 1 | Scenarie 2 | Scenarie 3 | Scenarie 4 |
|-----------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Gns. koncentration af totalfosfor | 0,15 | 0,083 | 0,062 | 0,031 |
| Gns. sigt dybde | 1,4 | 2,2 | 2,5 | 3,6 |

begrænset, vil gennemsnitssigtdybden ikke blive større end 2,5 meter. For at opnå en gennemsnitlig sigtgybde på mere end 3 meter er det nødvendigt med en reduktion i tilførslen af fosfor fra det åbne land. Reduceres tilførslen af fosfor fra det åbne land med 50% når den gennemsnitlige totalfosforkoncentration ned på 0,031 mg P l⁻¹, og den gennemsnitlige sigtgybde øges til 3,6 meter.

Den individuelle kildefordeling af totalfosfortilførslen varierer mellem søerne. For nogen søer er tilførslen af fosfor fra spildevand stadig af væsentlig betydning, mens det for andre søers vedkommende næsten udelukkende er den diffuse tilførsel af fosfor, der er betydende. Derfor er søernes respons også forskellig ved de forskellige scenarier. Da de 37 søer er et repræsentativt udsnit af de danske søer, illustrerer scenarierne, hvordan de danske søer generelt vil respondere på tilsvarende tiltag.

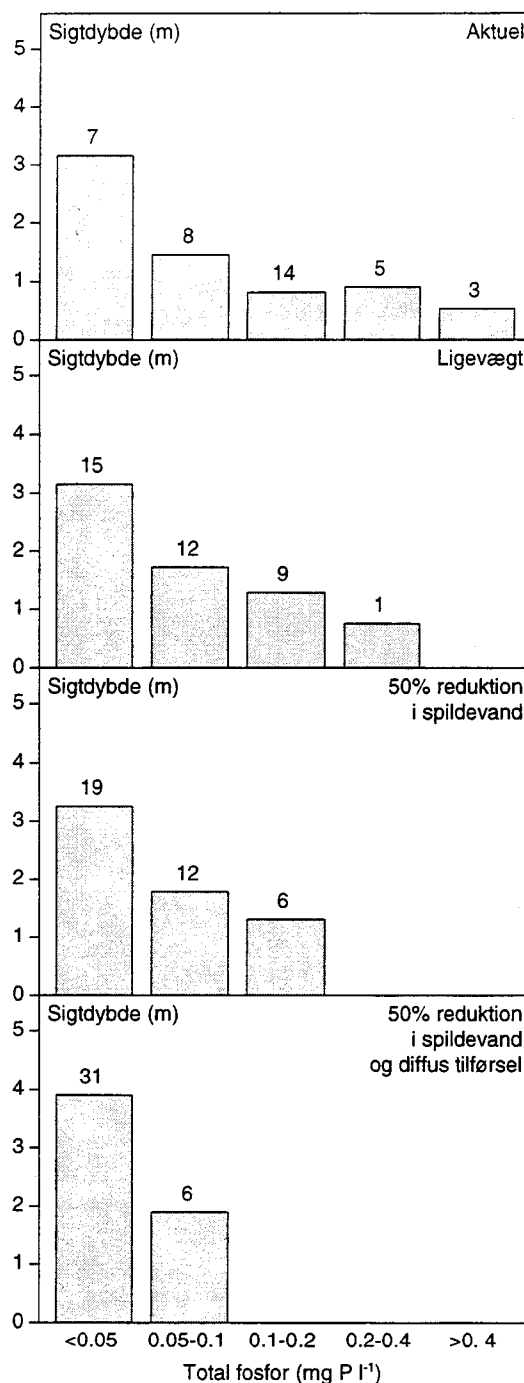
Hovedparten af de 37 søer har aktuelt en totalfosforkoncentration større end 0,1 mg P l⁻¹ og en sigtgybde under 1 meter (figur 7.3a). Kun 7 søer har en koncentration under 0,05 mg P l⁻¹ og en sigtgybde større end 3 meter.

Fjernes indflydelsen af den ophobede overskudspulje af fosfor fra sedimentet, forbedres situationen i en række søer dog markant. Kun én sø har en totalfosforkoncentration større end 0,2 mg P l⁻¹ og en sigtgybde under 1 meter, mens 15 af søerne har en koncentration under 0,05 mg P l⁻¹ og en sigtgybde større end 3 meter (figur 7.3b).

Halveres spildevandstilførslen af fosfor, øges antallet af forholdsvis klarvandede søer til 19, men 18 søer har dog stadig en sigtgybde mindre end 2 meter (figur 7.3c).

For at der kan opnås en markant forbedring af tilstanden for alle søer, er det dog yderligere nødvendigt også nedbringe fosfortilførslen fra det åbne land. Halveres denne tillige, vil 31 søer have en totalfosforkoncentration mindre end 0,05 mg P l⁻¹ og en sigtgybde omkring 4 meter (figur 7.3d), mens de resterende 6 søer vil have en totalfosforkoncentration mellem 0,05 og 0,1 mg P l⁻¹ og en sigtgybde omkring 2 meter.

De gennemførte scenarieberegninger for søerne viser, at der med tiden vil ske forbedringer i søernes tilstand som følge af de reduktioner, der er foretaget i fosforbelastningen til søerne. Reduceres spildevandsbidraget yderligere, kan der opnås visse forbedringer af tilstanden. Men store forbedringer i søernes tilstand forudsætter, at der også gribes ind over for fosforbidraget fra landbrugsarealer og spredt bebyggelse.



Figur 7.3. Resultater af de 4 scenarier gennemregnet for de 37 overvågningssøer. De enkelte søer er indplaceret efter beregnet total fosfor koncentration, og stolpens højde angiver den gennemsnitlige beregnede sigtgybde i søerne i fosforgruppen. Tallet over stolperne angiver antallet af søer i de enkelte fosforgrupper. For en nærmere beskrivelse af scenarierne henvises til afsnittet: "Mulige scenarier".

En øget indsats over for fosforbidraget fra den spredte bebyggelse kan ske ved at tilslutte enkeltejendommene i det åbne land til fælleskommunale rensningsanlæg eller ved at etablere mini-renseanlæg eller nedsivningsanlæg på større enkeltejendomme.

Fosforbidraget, der stammer fra den landbrugs-mæssige udnyttelse af det åbne land, kan også reduceres på flere måder. Overfladisk afstrømning af fosforholdigt materiale direkte fra landbrugsjorden til vandløb og søer kan reduceres ved bræmmer og øget braklægning omkring vandløbene og søerne samt bedre håndtering af den organiske gødning til landbrugsjorden. Tiltag over for denne overfladiske tilførsel af fosfor er igangsat nogle steder.

I scenarieberegningerne er der forudsat at fosforafstrømning og evt. udvaskning fra det åbne land er konstant. Der er dog indikationer på at denne er stigende, hvilket kan blive en fremtidig alvorlig trussel for søernes tilstand (*Wiggers, 1997*).

8 Overvågningssøerne 1996

8.1 Indledning

I dette afsnit giver vi en oversigt over tilstand og udvikling i de 37 overvågningssøer baseret på data indsamlet siden overvågningsprogrammets start i 1989. Dvs. der er nu en tidsserie på 8 år, hvilket øger muligheden for at iagttage evt. signifikante udviklingstendenser.

Oversigten er kortfattet og begrænset til en fremstilling af den samlede tilstand og udvikling i de 37 søer. Dette er illustreret ved boxplot, der viser 10%-fraktilen, 25%-fraktilen, 50%-fraktilen (median), 75%-fraktilen og 90%-fraktilen (se også box 2.1), samt ved tabeller, der inden for de enkelte variable viser, hvor mange af de 37 søer, der rent statistisk har ændret sig siden 1989. For mere detaljerede opgørelser med blandt andet udviklingen i de enkelte søer henvises der til bilagsdelen. For en mere detaljeret beskrivelse af de anvendte metoder henvises der til Jensen et al. (1996).

8.2 Kildefordeling samt vand- og stofbalancer

Kildefordeling og indløbskoncentrationer

Der er stor variation i næringsstoffertilførslen fra sø til sø og i år til år variationen i de enkelte søer. Median fosfortilførsel til søerne er dog forblevet uændret i perioden fra 1989 til 1996. Den variation, der ses fra år til år følger i høj grad afstrømningen i de enkelte år. Men der er sket et fald i tilførslen til

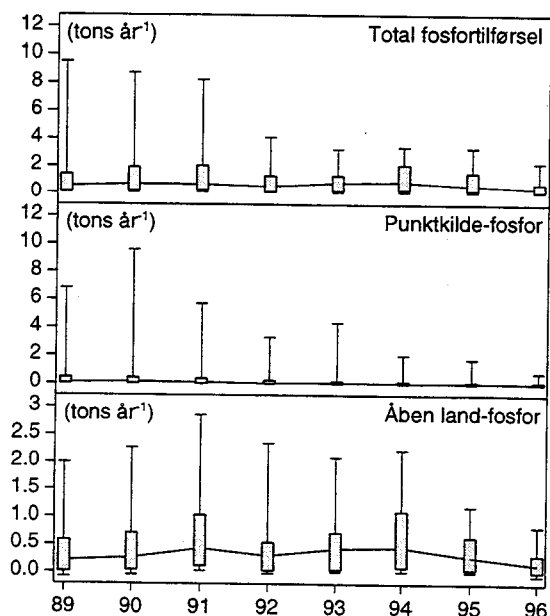
de mest belastede søer (90%-fraktilen, figur 8.1.A) fra 8-10 tons P år⁻¹ indtil 1991 til 2-4 tons P år⁻¹ efterfølgende. Årsagen er først og fremmest en reduceret tilførsel fra punktkilder, inkl. spredt bebyggelse (figur 8.1B), men også den diffuse fosfortilførsel synes faldende i de mest næringsrige tilløb (figur 8.1C). Indløbskoncentration af fosfor i de mest næringsrige tilløb har tilsvarende været faldende (figur 8.3B). Dog er koncentrationen i 1996 øget noget igen p.g.a. den meget ringe nedbør og den dermed mindre fortyndningseffekt.

Den totale kvælstoftilførsel til søerne er stort set uændret i perioden 1989-96 (figur 8.2.A), og den variation, der er, følger i høj grad år til år variationen i vandafstrømningen (figur 8.3.A). Dette betyder eksempelvis en lav tilførsel i 1996. Et tilsvarende billede er fundet for de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af kvælstof (figur 8.3C) og den diffuse tilførsel af kvælstof (figur 8.2C).

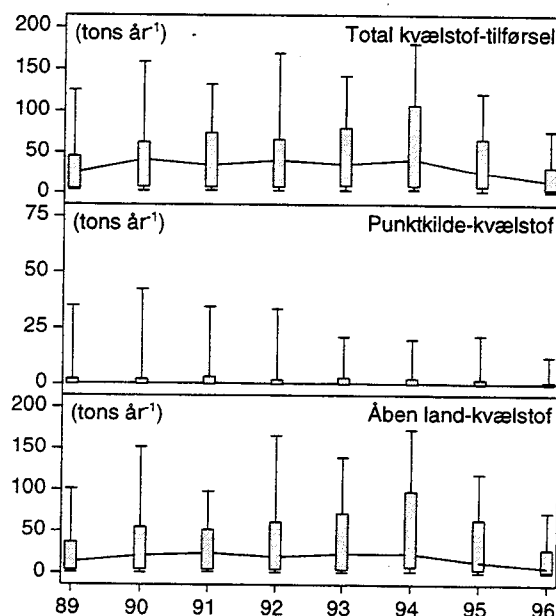
Massebalancer

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 37 overvågningssøer har en opholdstid på mindre end et år, d.v.s. at alt vandet i disse bliver udskiftet en til flere gange årligt.

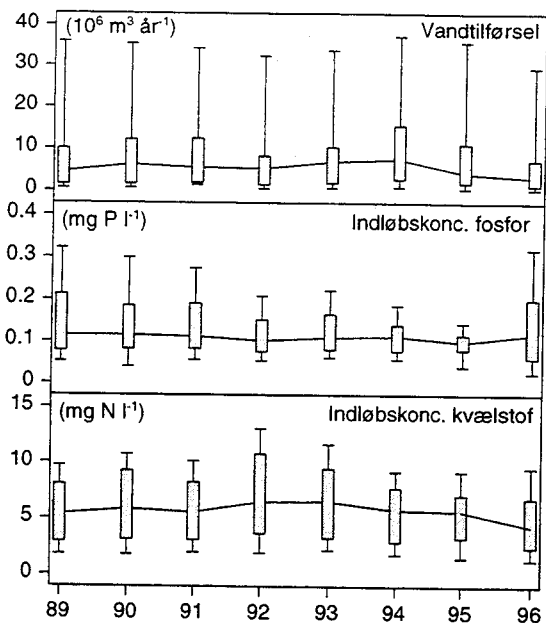
I de tørre år 1989 og 1996 var vandtilførslen lavere og opholdstiderne længere end i de øvrige år (figur 8.3A).



Figur 8.1. Fosfortilførslen til søerne (tons år⁻¹). A: Den samlede tilførsel. B: Tilførsel fra punktkilder. C: Tilførsel fra det åbne land.



Figur 8.2. Kvælstoftilførslen til søerne (tons år⁻¹). A: Den samlede tilførsel. B: Tilførsel fra punktkilder. C: Tilførsel fra det åbne land.



Figur 8.3. Vandtilførslen og indløbskoncentrationer. **A:** Vandtilførsel ($10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$). **B:** Fosforindløbskoncentration (mg P l^{-1}). **C:** Kvælstofindløbskoncentration (mg N l^{-1}).

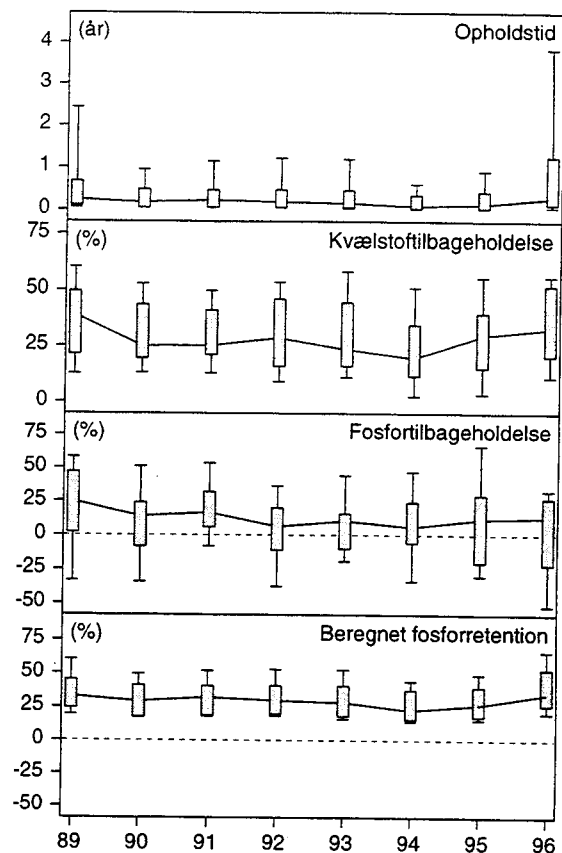
I 1994 var opholdstiden som gennemsnit kun en tredjedel af niveauet i 1996, og gennemsnittet for den hydrauliske belastning (figur 8.4.1) var ca. dobbelt så høj. I de mellemliggende år lå opholdstiden og den hydrauliske belastning på et forholdsvis konstant niveau imellem disse to yderpunkter.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne var også i 1996 ringe, og ud af de 22 søer var tilbageholdelsen stadig negativ i en fjerdedel til halvdelen af søerne (figur 8.4C). Tidligere ophobet fosfor i sedimentet blev stadig frigivet specielt i de mere næringsrige søer. Mange af søerne er således ikke kommet i ligevægt med den nuværende belastning.

Dette forhold illustreres også ved at sammenligne figur 8.4C med i figur 8.4D, der viser, hvor stor tilbageholdelsen ville have været i en ligevægtssituation. Den beregnede værdi er positiv i alle søer.

Tilbageholdelsen af kvælstof er stort set uændret i perioden 1989-96. Medianværdien ligger på omkring 25% (figur 8.4B). Tilbageholdelsen var i 1996 relativ stor p.g.a. den beskedne vandgennemstrømning.

Der er tidligere på baggrund af resultaterne fra Overvågningsprogrammet udviklet empiriske modeller for den relative kvælstoftilbageholdelse og vist, at vandopholdstiden er afgørende for kvælstoftilbageholdelsen (se kap. 6).



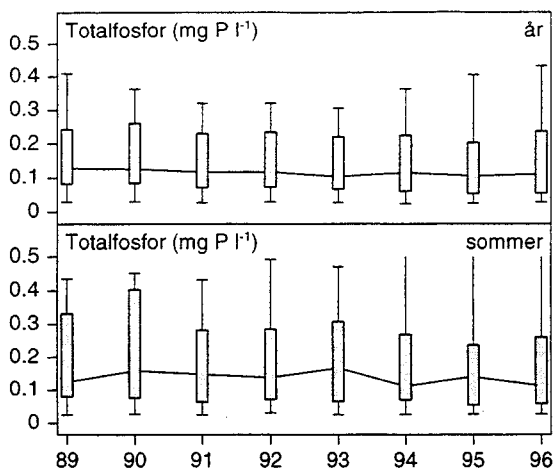
Figur 8.4. Opholdstid samt kvælstof og fosfortilbageholdelse. **A:** Hydraulisk opholdstid (år). **B:** Kvælstoftilbageholdelse (%). **C:** Fosfortilbageholdelse (%). **D:** Beregnet fosfortilbageholdelse (%).

8.3 Vandkemiske forhold

Næringsstofindhold

I overensstemmelse med faldet i indløbskoncentrationen viser de tidsvægtede beregninger af fosforindholdet i søvandet for overvågnings søerne som helhed en svag faldende tendens gennem de otte år for året som helhed (figur 8.5A). Således er gennemsnitsværdien for totalfosfor reduceret fra $0,202 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1989 til $0,157 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1996 ($p < 0,01$). Koncentrationsnedgangen fandt dog især sted fra 1989 til 1991. Derimod er der ikke sket signifikante ændringer i sommerniveauet.

Nedgangen i søernes fosforindhold er især sket i de mest næringsrige søer (75% kvartil), selv om denne tendens ikke er så udpræget længere p.g.a. den højere indløbskoncentration i 1996 (figur 8.5A). Medianværdien for totalfosfor er derimod næsten uændret fra 1989 til 1996. I de søer, der har de laveste koncentrationer, har koncentrationen også været faldende. 25%-fraktilen på årsbasis er siden 1990 reduceret fra $0,085 \text{ mg P l}^{-1}$ til $0,055 \text{ mg P l}^{-1}$.



Figur 8.5. Totalfosfor, søvand (mg P l^{-1}). A: Årsgennemsnit. B: Sommergennemsnit.

På enkeltstående niveau i perioden 1989-1996 er der nu i 18 ud af de 37 søer registreret en signifikant nedgang i årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor (tabel 8.3.1). Sommermiddelkoncentrationen viser i 15 tilfælde samme faldende udvikling. På sommerbasis er der kun tale om en stigning i 2 søer og på årsbasis kun i én.

Tabel 8.3.1. Udvikling i overvågningssøernes tot-P og $\text{PO}_4\text{-P}$ fra 1989 til 1996. I alt reduc./øget svarer til reduktion/forøgelse på 10% signifikansniveau. Antal søer = 37.

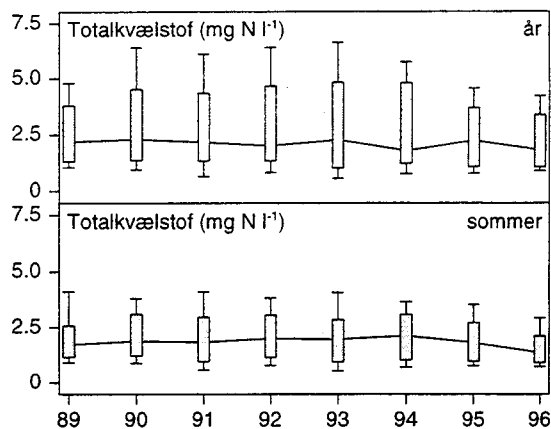
| | Årsmiddel | | Sommermiddel | |
|--------------|-----------------------|-------|-----------------------|-------|
| | PO_4P | Tot-P | PO_4P | Tot-P |
| i alt øget | 5 | 1 | 3 | 2 |
| i alt reduc. | 9 | 18 | 11 | 15 |

I modsætning til fosfor er overvågningssøernes indhold af totalkvælstof stort set uændret i perioden 1989 til 1996, hvis man betragter de 37 søer som helhed (figur 8.6). Dette gælder både for års- og sommergennemsnit. Det uændrede kvælstofindhold er overensstemmende med, at der heller ikke kan registreres nogen ændring i indløbskoncentrationen (figur 8.2.3). Heller ikke medianværdierne og 25- og 75%-kvartilerne for totalkvælstofindholdet i søvandet udviser nogen større ændringer i 8-års perioden (figur 8.3.C).

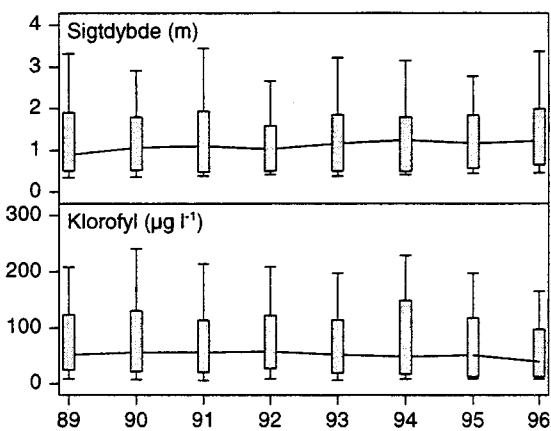
Tabel 8.3.2. Udvikling i overvågningssøernes tot-N og nitrat ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$) fra 1989 til 1996. I alt reduc./øget svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10% signifikansniveau. Antal søer = 37.

| | Årsmiddel | | Sommermiddel | |
|--------------|-----------|-------|--------------|-------|
| | Nitrat | Tot-N | Nitrat | Tot-N |
| i alt øget | 1 | 1 | 1 | 1 |
| i alt reduc. | 4 | 5 | 5 | 8 |

De beskedne ændringer i kvælstofindholdet for overvågningssøerne som helhed dækker ligesom for fosfor over en større variation inden for de enkelte søer, selv om der er tale om væsentligt færre og mindre markante ændringer end for fosfor.



Figur 8.6. Totalkvælstof, søvand (mg N l^{-1}). A: Årsgennemsnit. B: Sommergennemsnit.



Figur 8.7. Sigtdybde og klorofyl, sommergennemsnit søvand. A: Sigtdybde (m). B: Klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$).

I modsætning til konklusionen fra sidste års rapport er der, når 1996 medtages, tale om et reduceret kvælstofindhold i de fleste søer med ændringer (tabel 8.3.2). Årsagen skal igen søges i, at 1996 var meget tør.

Sigtdybde og klorofyl *a*

Som helhed har der i perioden 1989 til 1996 kun været tale om beskedne ændringer i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtdybde og indhold af klorofyl *a* (figur 8.7).

Mens den gennemsnitlige sommersigtdybde kun har varieret mellem 1,24 og 1,50 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25% mest uklare søer (figur 8.7A). Sigtdybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,50 i 1989 til 0,64 i 1996, mens medianerne er øget fra 0,88 til 1,23 m. Dette afspejler et tilsvarende fald i median klorofyl *a* fra 56 til 39 $\mu\text{g l}^{-1}$ (figur 8.7A). Udviklingstenden- sen er altså gået i retning af, at de mest uklare søer er blevet lidt mere klare.

I størsteparten af de søer, hvor der er sket signifikante ændringer i perioden 1989 til 1996 i enten sigtddybe eller klorofyl *a*, er der tale om en øget sigtddybe og reduceret klorofyl *a* indhold (tabel 8.3.3). Som årsmiddel er sigtddyben således øget i 12 søer, men kun reduceret i 3 søer, og tilsvarende er klorofyl *a* indholdet reduceret i 14 søer, men kun øget i 3 søer. Tilsvarende ændringer ses på sommerniveau.

8.4 Biologiske forhold

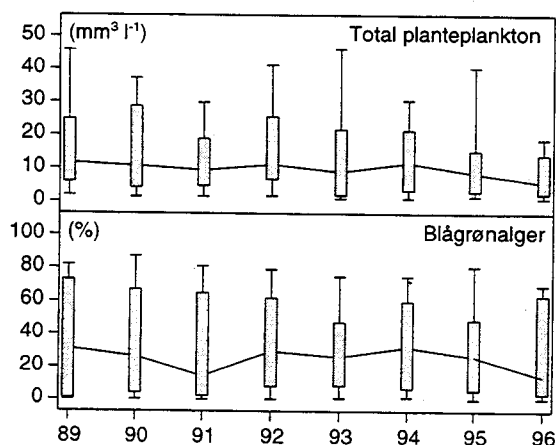
Planteplankton

Som allerede udtrykt ved sigtddybe og klorofyl *a* indhold er hovedparten af de 37 overvågnings søer i 1996 stadig kendetegnet ved en høj planteplanktonmængde. I størsteparten er der samtidigt en dominans af planteplankton typer karakteristiske for næringsstofpåvirkede søer. Størstedelen af biomassen udgøres således af blågrøn alger eller grøn alger (figur 5.20). Som medianværdi udgør blågrøn algerne på sommerbasis normalt mellem 15 og 30% af den totale algebiomasse, men der er store forskelle fra år til år (figur 8.8B).

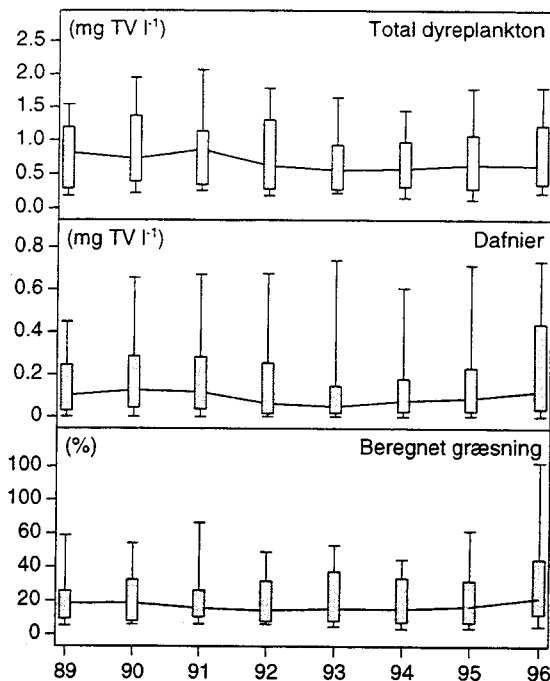
Tabel 8.3.3. Udvikling i overvågnings søernes sigtddybe og indhold af klorofyl *a* fra 1989 til 1996. I alt red. / øget svarer til reduktion / forøgelse på 10% signifikansniveau. Antal søer = 37.

| | Årsmiddel | | Sommermiddel | |
|--------------|-----------|-----------|--------------|-----------|
| | Klorofyl | Sigt dyb. | Klorofyl | Sigt dyb. |
| i alt øget | 1 | 12 | 3 | 9 |
| i alt reduc. | 14 | 3 | 12 | 3 |

Set under et er ændringerne i totalbiomassen af planteplankton og den indbyrdes fordeling af klasserne fra 1989 til 1996 relative små. Medianværdien har dog haft en faldende tendens og er siden 1989 reduceret fra 11,7 til 5,6 $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$. Analyserne på enkelt søniveau viser da også en signifikant reduktion i totalbiomassen i 13 søer, mens ingen søer har haft en stigning (tabel 8.4.1).



Figur 8.8. Planteplankton, sommern gennemsnit. A: Total biomasse ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$). B: Andel af blågrøn alger (%).



Figur 8.9. Dyreplankton, sommern gennemsnit. A: Total biomasse (mg TV l^{-1}). B: Biomasse af *Daphnia* spp. (mg TV l^{-1}). C: Græsning på planteplankton (%).

Biomassen af blågrøn alger er reduceret i 9 søer, men øget i 6.

Dyreplankton

Hverken den totale biomasse eller biomassen af forskellige typer af dyreplankton er ændret væsentligt i søerne som helhed (figur 8.9.A, tabel 8.4.2). Sommermedianværdien ligger for totalbiomassen alle år mellem 0,56 og 0,87 mg TV l^{-1} . I 1996 har *Daphnia*-andelen været relativt høj i en del søer (figur 8.9B).

Betragtet under et er der derfor ingen tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplanktonet er øget i overvågnings søerne på trods af et fald i tilførslen af totalfosfor til mange af søerne. Median græsningstrykket har alle år ligget mellem 10 og 20% (figur 8.9C). Knap 25% af søerne havde i 1996 et græsningstryk over 50%.

Som for de øvrige variable dækker dette generelle billede dog over en række søspecifikke forskelle, og det er ikke et særligt godt billede, der tegner sig. Totalbiomassen af dyreplankton er således gået signifikant tilbage i 6 søer, og kun øget i 2 søer. En tilbagegang i totalbiomassen kan være udtryk for et øget predationstryk fra planktivore fisk, men det kan også skyldes et fald i mængden af føde i form af planteplankton.

Undervandsplanter

Vegetationsundersøgelser blev medtaget i overvågningsprogrammet i 1993, det følgende afsnit beskriver derfor kun resultaterne fra 4 års undersøgelser.

Tabel 8.4.1. Udvikling i overvågningssøernes planteplanktonbiomasse fra 1989 til 1996. I alt reduc./øget svarer til reduktion/forøgelse på 10% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Antal søer = 37.

| | Årsmiddel | | | | Sommermiddel | | | |
|--------------|-----------|---------|------|-------|--------------|---------|------|-------|
| | Total | Blågrøn | Grøn | Kisel | Total | Blågrøn | Grøn | Kisel |
| i alt øget | 0 | 6 | 0 | 6 | 3 | 6 | 0 | 4 |
| i alt reduc. | 13 | 9 | 0 | 8 | 10 | 9 | 0 | 3 |

Tabel 8.4.2A Søer med signifikante ændringer i sommergennemsnit (1/5-1/10) af den totale biomasse af dyreplankton, samt biomasse af hjuldyr, dafnier, små cladoceer og vandlopper 1989 til 1996. Endvidere er gennemsnitsbiomassen for *Bosmina* og *Daphnia* medtaget. I alt reduc./øget svarer til en reduktion/forøgelse på 10% signifikansniveau.

| | Total | Sommermiddel biomasse dyreplankton | | | | | <i>Daphnia</i> |
|--------------|-------|------------------------------------|---------|---------------|------------|----------------|----------------|
| | | Hjuldyr | Dafnier | Små cladoceer | Vandlopper | <i>Bosmina</i> | |
| i alt øget | 2 | 2 | 3 | 1 | 4 | 2 | 8 |
| i alt reduc. | 6 | 4 | 1 | 7 | 4 | 7 | 1 |

Tabel 8.4.2B. Søer med signifikante ændringer i årgennemsnit af den totale biomasse af dyreplankton, samt biomasse af hjuldyr, dafnier, små cladoceer og vandlopper 1989 til 1996. Endvidere er gennemsnitsbiomassen for *Bosmina* og *Daphnia* medtaget. I alt reduc./øget svarer til en reduktion/forøgelse på 10% signifikansniveau.

| | Total | Årsmiddel biomasse dyreplankton | | | | | <i>Daphnia</i> |
|--------------|-------|---------------------------------|---------|---------------|------------|----------------|----------------|
| | | Hjuldyr | Dafnier | Små cladoceer | Vandlopper | <i>Bosmina</i> | |
| i alt øget | 2 | 2 | 3 | 1 | 4 | 2 | 8 |
| i alt reduc. | 6 | 4 | 1 | 7 | 4 | 7 | 1 |

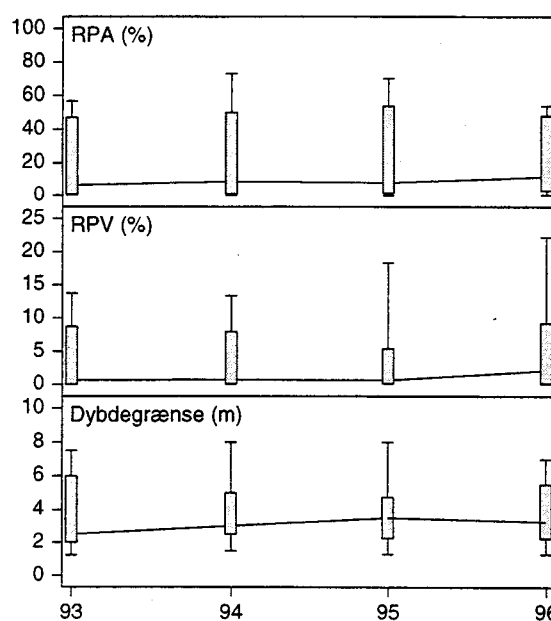
Ud over at vurdere generelle tendenser, beskrives kort resultaterne fra enkelte søer, som viser markante ændringer.

Med den anvendte metode (Moeslund *et al.*, 1996) undersøges undervandsplanterne hvert år. Hver sø inddeles i et antal delområder, hvori vegetationens sammensætning og udbredelse registreres i dybdeintervaller. Der udarbejdes en samlet artsliste og 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).

Der er ikke sket væsentlige generelle ændringer i de 16 overvågningssøer, hverken hvad angår RPA, RPV eller dybdegrænsen (figur 8.10 og tabel 8.4.3). De ekstreme søer, som udgør yderpunkterne i plottene varierer dog en del. Det fremgår også, at dækningsgrad og plantefyldt volumen ikke nødvendigvis behøver at hænge sammen. Således kan vegetationens højde variere meget ved en given tæthed, hvilket f.eks. opleves i Søby Sø. Da der arbejdes med forholdsvis få søer, kan den stigende median i 1996 for både dækningsgradens og det plantefyldte volumens vedkommende skyldes den positive udvikling i Arreskov Sø (se afsnit 5.5). For dækningsgradens vedkommende skyldes den også til dels Maglesø. Her skyldes det øgede plantedækkede areal primært en kraftig tilvækst i to delområder (2 og 4) ud af fire. Inden for disse to delområder var det hovedsageligt vandpest og *Chara globularis*, som i 1996 voksede betydeligt tættere

end tidligere. Dette gik noget ud over tornfrøet hornblad, men totalt er der altså tale om en øget dækning sammenlignet med tidligere.

Arreskov Sø og Ravn Sø er de eneste søer, hvori dybdegrænsen er øget signifikant siden 1993. I Arreskov Sø var der i 1993 og 1994 stillet vandkrav, som udgjorde dybdegrænsen. I takt med at vegetationens udbredelse er øget, er der også sket en forøgelse af artsantallet.



Figur 8.10. Undervandsplanter. A: Gennemsnitlig dækningsgrad (%). B: Gennemsnitligt plantefyldt volumen (%). C: Dybdegrænse (m).

Dette er sket bl.a. på bekostning af stilket vandkrans, således at det i 1996 var liden vandaks og kruset vandaks, som både dominerede og samtidig udgjorde vegetationens dybdegrænse. Se i øvrige box. 5.6. I Ravn Sø er forøgelsen sket gradvis gennem årene, og den øgede dybdegrænse skyldes primært at kredsbladet vandranunkel har tiltaget i udbredelse. Akstusindblad er en anden art, som har øget udbredelsen. Høstvandstjerne er derimod gået meget tilbage. I 1993/94 var den blandt de dominerende arter, mens den i dag kun udgør et beskedent element i den samlede undervandsvegetation. Vedrørende Arreskov Sø se box 5.6.

I Søby Sø og Nors Sø er der tendens til en fortsat reduktion i vegetationens dybdegrænse. Indtil 1995 blev der i Søby Sø registreret en reduktion i sigtddybden. I 1996 er denne tendens imidlertid vendt, idet søen er blevet mere klarvandet fra at have været "mælket" i 1995. På trods heraf er der altså sket en fortsat reduktion i dybdegrænsen. Hvorvidt der blot er tale om en forsinket effekt er for tidligt at udtale sig om.

Tabel 8.4.3. Generelle tendenser for ændringer i undervandsplanternes relative plantefyldte volumen (RPV), relative plantedækkede areal (RPA) og dybdegrænse i perioden 1993-1996. 0 angiver en uændret situation. - og + angiver hhv. en negativ og en positiv sammenhæng og $P < 0,05$. -- eller ++ angiver $P < 0,01$.

| Sø | RPV | RPA | Dybdegrænse |
|------------------|-----|-----|-------------|
| Søby Sø | 0 | 0 | - |
| Maglesø | 0 | ++ | 0 |
| Madum Sø | 0 | 0 | 0 |
| Nors Sø | 0 | 0 | - |
| Ravn Sø | 0 | 0 | + |
| Søholm Sø | 0 | 0 | 0 |
| Kvie Sø | 0 | 0 | 0 |
| Hornum Sø | 0 | 0 | 0 |
| Røgbølle Sø | 0 | 0 | 0 |
| Furesøen | 0 | 0 | 0 |
| Fårup Sø | 0 | 0 | 0 |
| Damhussøen | 0 | 0 | 0 |
| Hinge Sø | 0 | 0 | 0 |
| Tissø | 0 | 0 | 0 |
| Arreskov Sø | + | + | ++ |
| Utterslev Mose V | 0 | + | 0 |
| Utterslev Mose Ø | 0 | 0 | 0 |

Den faldende dybdegrænse i Nors Sø er sket samtidig med, at der er registreret en forringet sigtddybde gennem de seneste 4 år. Dybdegrænsen som funktion af sigtddybden viser en signifikant korrelation mellem årsmiddelsigtddybden og dybdegrænsen ($r^2 = 0,99$), hvorimod korrelationen mellem sommermiddelsigtddybde og dybdegrænse ikke er signifikant (Viborg Amt, 1997). At dybdegrænsen korrelerer bedst med årsmiddelsigtddybden kan godt undre, men det skyldes sandsynligvis, at en stor del af undervandsvegetationen i Nors Sø overvintrer med grønne skud. Det gælder specielt tornfrøet hornblad og vandpest, som dan-

ner vegetationens ydergrænse. Planterne er således også afhængige af lys i vintermånederne.

Betragtes vegetationens sammensætning i den ydre del af et vegetationsbælte, hvor virkningen af variationer i lystilgængeligheden er størst, vil man ofte finde, at det er de mest opportunistiske arter, der dominerer her (Viborg Amt, 1997). Tornfrøet hornblad og vandpest er f.eks. typiske opportunistiske arter, dvs. arter der er i stand til at sprede sig hurtigt som følge af et stort potentiale til at udnytte pludselige forbedringer i vækstbetingelserne.

I Kvie Sø er der i 1996 registreret en nedgang i både det plantedækkede areal og det plantefyldte volumen set i forhold til 1994 og 1995. Sammenlignet med 1993 er det plantedækkede areal stadig større. En del af årsagen til nedgangen kan være lav vandstand, der medførte omfattende tørlægning i 1996. Det har forringet betingelserne for strandbo og resulteret i en nedgang i tætheden af denne art. Der er imidlertid også sket en nedgang i tætheden af gulgrøn brasenføde i den ydre del af vegetationsbæltet. Den tætte vegetation, denne art skabte i 1994 og 1995, har ikke kunnet overleve på trods af den lave vandstand og dermed gode lysforhold i 1996. Alt i alt har disse to forhold således betydet en markant nedgang i vegetationsmængden.

9 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram

Kvælstoftilførsel til vandmiljøet

I 1996 var den samlede tilførsel af kvælstof med vandløb og direkte spildevandsudledninger til de kystnære vandområder 48.000 tons, hvilket er den lavest målte siden starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Den meget lille kvælstoftilførsel i 1996 skyldes primært den ringe nedbør og dermed lave vandafstrømning fra de dyrkede arealer til vandløbene. Ferskvandsafstrømningen var således i 1996 rekordlav og kun 58 % af gennemsnittet for perioden 1989-95.

I 1996 kom ca. 71% af den samlede landbaserede tilførsel fra dyrkningsbetingede tab fra landbrug, ca. 19% fra spildevand udledt til vandløb og direkte til kystnære områder, mens det naturlige baggrundsbidrag udgjorde ca. 10%. Spildevandsudledningernes betydning for den samlede tilførsel var således relativ høj i 1996 på grund af den ringe vandafstrømning i vandløbene.

Vandmiljøet tilføres også kvælstof fra luften. For de fleste fjorde og kystnære områder er denne tilførsel af forholdsvis lille betydning i sammenligning med den landbaserede tilførsel, men den er til gengæld væsentlig for den samlede kvælstoftilførsel til de åbne farvande. Tilførslen fra luften er domineret af bidraget fra landbrug, der udgør ca. 70-80%. Den samlede kvælstoftilførsel fra luften til de danske farvande udgør ca. 100.000 tons år^{-1} , hvoraf det danske bidrag udgør ca. 16%.

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 285 mill. kg N i 1996. Tilførsel af husdyrgødning er omtrent uændret i samme periode. Nettotilførslen af kvælstof, d.v.s. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 133 kg N ha^{-1} i 1985 og 99 kg N ha^{-1} i 1996, og er over hele perioden faldet med 19%.

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-96 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødskningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødning er forbedret med ca. 15%-point. I 1996 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 40% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning, og der blev overgødet på ca. 20% af arealet. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for de 7 driftsår ved normaliseret klima viser en reduktion i udvaskningen på ca. 17% fra 1989/90 til 1995/96.

Udvaskningen af kvælstof fra landbrugsjord udgjorde i perioden 1989-96 mellem 80 og 90% af

kvælstoftransporten i de fleste danske vandløb. En analyse af 55 vandløb, hvor der korrigeres for naturlige variationer i vandafstrømningen viser, at den korrigerede kvælstoftransport de sidste 4 år har været lavere end i de 4-5 foregående år. For vandløb på lerjord er kvælstoftransporten i de seneste 4 år også signifikant mindre end i den forudgående 15-års periode.

Modelberegningerne og målingerne viser, at Vandmiljøplanens reduktionsmål for kvælstof ikke er nået med de hidtidige tiltag. Hvis kravene til Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedrørende udnyttelse af husdyrgødning opfyldes, og hvis husdyrgødningen inden for de enkelte ejendomme fordeles optimalt, vil der ske en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på ca. 32% i forhold til 1989/90. Denne reduktion i udvaskningen forudsætter, at handelsgødningsforbruget reduceres med 42%. Scenarieberegninger af en forøget anvendelse af græsudlæg og efterafgrøder, samt en 20%'s reduktion i gødningsnormerne peger på, at yderligere tiltag kan bringe udvaskningen ned på niveau med målet i Vandmiljøplanen.

Fosfortilførsel til vandmiljøet

I 1996 var den samlede tilførsel af fosfor med vandløb og direkte spildevandsudledninger til de kystnære vandområder 170 tons, hvilket er den lavest målte siden starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Det skyldes dels forbedret spildevandsrensning siden 1980'erne og dels meget ringe vandafstrømning i vandløbene i 1996.

I 1996 kom ca. 15% af den samlede landbaserede tilførsel fra dyrkningsbetingede tab fra landbrug, ca. 76% fra spildevand, mens det naturlige baggrundsbidrag udgjorde ca. 9 %. Spildevandsudledningernes betydning for den samlede tilførsel var således høj i 1996 på grund af den ringe vandafstrømning i vandløbene.

Fosfordepositionen fra atmosfæren til De Indre Danske Farvande er estimeret til at være 280 tons P år^{-1} eller 8 kg P $\text{km}^2 \text{år}^{-1}$. Dette svarer til 4% af den samlede fosfortilførsel fra afstrømning fra land og fra atmosfæren.

En analyse af 36 vandløb med lange tidsserier viser et fald i koncentrationen af total fosfor på i gennemsnit ca. 16% i perioden 1978-88 p.g.a. bedre spildevandsrensning. I perioden 1989-96 er der i vandløb, der fortrinsvis er belastet af diffuse fosforudledninger fra det åbne land, beregnet et fald på ca. 10%. Hovedårsagen til dette fald vurderes at være det øgede brug af fosfatfrie vaskemidler, som

har reduceret udledningerne af fosfor fra spredt bebyggelse. I de spildevandsbelastede vandløb har faldet været noget større (ca. 28%).

Det diffuse tab af fosfor er nu i mange vandløb den største kilde til fosforforureningen, og koncentrationen af total fosfor er i de fleste danske vandløb stadigvæk over 0,1 mg P l⁻¹. En af grundene hertil er, at der stadig tilføres danske landbrugsjorde mere fosfor end der fjernes med afgrøderne.

En væsentlig reduktion i vandløbenes fosfortransport kan kun ske ved at mindske de landbrugsrelaterede fosforudledninger. På sigt forudsætter dette, at jordens fosforindhold og dermed udvaskningsrisikoen fra landbrugsjorde, reduceres. Andre tiltag som omlægninger i jordbearbejdning og afgrødevalg på særligt erosionstruede marker, etablering af brede bræmmer langs vandløb og søer og af vådområder kan yderligere medvirke til at reducere fosfortilførslen til vandmiljøet.

Vandløbenes miljøtilstand

Der er i alt ca. 64.000 km danske vandløb. Hovedparten er små bække og grøfter, men godt 15.000 km vandløb er mere end 2,5 meter brede.

Vandløbenes miljøtilstand bedømmes ud fra forekomsten af insekter, krebsdyr og andre smådyr i vandløbene. Der anvendes et biologisk indeks, hvor indeksværdier på I, I-II og II viser, at den biologiske tilstand er upåvirket eller næsten upåvirket, indeks II-III viser en moderat påvirkning, mens der i vandløb med indeksværdier på III, III-IV og IV er en stærk påvirkning af den biologiske tilstand.

Af de danske vandløb er 35-40% upåvirkede eller næsten upåvirkede, 30-40% er moderat påvirkede, mens 15-30% er stærkt påvirkede. Miljøtilstanden i små vandløb er generelt dårligere end i større vandløb.

En analyse af udviklingen i vandløbenes miljøtilstand over en længere periode vanskeliggøres af, at de anvendte metoder i amterne ikke er standardiserede. Det skønnes dog, at antallet af kraftigt påvirkede danske vandløb er blevet mere end halveret siden 1970'erne. Forbedringer i miljøtilstanden har siden 1989-90 været mest markant i de større vandløb. Større udbredelse af flere rentvandskrævende smådyr, samt en generel fremgang for ørred bekræfter den generelle forbedring af vandløbenes miljøtilstand.

På landsplan opfylder kun ca. 45% af vandløbene de politisk vedtagne målsætninger. De væsentligste årsager til de manglende målsætningsopfyldelser er udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse, ringe fysisk variation i vandløbenes bundforhold og udledninger af okker. Hovedparten af de mange moderat påvirkede vandløb kan forbedres gennem indgreb over for spildevand fra spredt

bebyggelse (især mindre vandløb), samt gennem forbedringer af de fysiske forhold. En del af disse vandløb forventes på denne måde at kunne opfylde målsætningen. Der findes dog en del vandløb, hvor potentialet for at opnå en god fysisk variation ikke er til stede, og hvor miljøtilstanden på sigt ikke kan blive bedre end moderat påvirket.

Søernes miljøtilstand

Mange danske søer er gennem det sidste århundrede forsvundet som følge af landbrugets og byernes udvikling. I dag findes der ca. 120.000 søer og damme i Danmark større end 100 m², heraf er omkring 3000 større end 10.000 m².

Fosfortilførslen fra spildevand til søerne er blevet væsentligt reduceret gennem det sidste årti, men den samlede tilførsel er fortsat høj. Den væsentligste kilde til fosfortilførslen er i dag landbruget.

Miljøtilstanden i de danske søer afspejler den høje fosfortilførsel, som medfører mange planktonalger og uklart vand. Siden 1970'erne er antallet af søer med meget høje fosforkoncentrationer og meget uklart vand dog blevet færre, fordi fosfortilførslerne med spildevand er reduceret. Den fulde virkning heraf opnås dog ofte først efter årtiers forløb, når frigivelsen af tidligere tiders ophobet fosfor fra søernes sediment er klinget af. I perioden 1989 til 1996 er der sket en mindre forbedring af miljøtilstanden i omkring halvdelen af de 37 søer, der indgår i det nationale overvågningsprogram.

På landsplan opfylder kun ca. 34% af søerne de politisk vedtagne målsætninger. Scenarieregninger viser, at man kan opnå en mindre forbedring i tilstanden ved yderligere indgreb over for den resterende spildevandstilførsel til søerne, herunder den spredte bebyggelse. En væsentlig forbedring i de fleste søer forudsætter dog, at fosfortilførslen fra det dyrkede land reduceres

Miljøtilstand i fjorde og åbne farvande

Den ringe afstrømning fra landområderne i vinteren 1995/96 førte generelt til en meget lav belastning med kvælstof til de marine områder i 1996, og dermed til lave kvælstofkoncentrationer i vintermånederne. Fosforkoncentrationerne var i 1996 på niveau eller lavere end årene forud, og set over længere tid er der sket et markant fald i fosforkoncentrationerne.

Sammenfaldende med de lave næringsstofkoncentrationer blev der i 1996 registreret en markant lavere forekomst af planteplankton i forhold til årene forud. I tråd hermed blev der i stort set alle områder registreret en markant stigning i sigtddybden. I flere områder var primærproduktionen på niveau med det, der blev fundet i 1970'erne.

Udbredelsen af ålegræs og makroalger på lavt vand var i 1996 flere steder reduceret, formentlig

som følge af isvinteren 1995/96. Til gengæld havde ålegræsset i flere åbne kystområder en øget maksimal dybdegrænse i 1996 sammenlignet med tidligere, formentlig som følge af den større sigtdybde.

Iltforholdene var i 1996 væsentligt bedre end tidligere, og i de områder, hvor der var iltsvind, var den arealmæssige udbredelse og varighed begrænset. Desuden forekom iltsvind generelt senere på sæsonen i 1996 end i de foregående år.

Året 1996 kan betragtes som "naturens eget store eksperiment", der viste, at hvis belastningen med kvælstof reduceres til det niveau som er forudsat i Vandmiljøplanen, får man under normale meteorologiske forhold en markant forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande.

10 Referencer

- Andersson, G. (1981): Influence of fish on waterfowl and lakes. *Anser* 20: 21-34.
- Anderson, N.J.; Odgaard, B.V. & Jeppesen, E. (1994): Søernes tilstand før og nu - palæolimnologiske metoder til belysning af ændringer i søers biologiske struktur. *Miljøforskning, nyhedsbrev fra det Strategiske Miljøforskningsprogram* 12: 16-17.
- Asbirk, S. & Dybbro, T. (1978): Bestandsstørrelse og habitatvalg hos Toppet Lappedykker i Danmark 1975. *Dansk Ornitl. Foren. Tidsskr.* 72: 1-14.
- Baagøe, J. & Kølpin Ravn, F. (1895): Ekskursion til jydse søer og vandløb. *Bot. Tidsskr.* 20: 288-326.
- Berg, K. (1958): Furesøundersøgelser 1950-1954. Særtryk af: *Folia Limnologica Scandinavica* 10: 7-38.
- Berg, S., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Mortensen, E. (1994): Environmental effects of introducing whitefish *Coregenus lavaretus* (L.) in Lake Ring. *Hydrobiologia* 275/276: 71-79.
- Bernardi, R. de & Guissani, G. (1990): Are blue-green algae suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201: 29-41.
- Brodersen, K. (1995): Subfossile dansemyg i søsedimenter. *Miljøforskning, nyhedsbrev fra det Strategiske Miljøforskningsprogram* 12: 12-15.
- Brøgger-Jensen, S. & Falk, K. (1988): Overvågning af EF-fuglebeskyttelsesområder 1987. Skov- og Naturstyrelsen & Landbrugsministeriets Vildtforvaltning.
- Brøgger-Jensen, S. & Jørgensen, H.E. (1992): Vandfugle og søers miljøtilstand. *Miljøprojekt nr. 200*, Miljøstyrelsen, 68 sider.
- Chambers, P. A. & Kalff, J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-709.
- Dahl, J. (1960): Driftsplan for fiskebestanden i Engelsholm Sø, udarbejdet på grundlag af fiskeundersøgelse i søen i 1952. *Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser*.
- Danmarks Natur, Bd. 5. (1980): De ferske vande. Politikens Forlag. 492 s.
- Danmarks Statistik (1968): Danmarks Areal. Danmarks Statistik, 228 s.
- Delgado, M., de Jonge, V.N. & Peletier, H. (1991): Experiments on resuspension of natural microphytobenthos populations. *Mar. Biol.* 108: 321-328.
- Fredningsstyrelsen (1983): EF-fuglebeskyttelsesområder. Kortlægning og foreløbig udpegning i henhold til EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Fredningsstyrelsen.
- Frodge, J.D., Thomas, G.L. & Pauley, G.B. (1990): Effects of canopy formation by floating and submerged macrophytes on the water quality of two shallow pacific north-west lakes. *Aquat. Bot.* 38: 231-248.
- Fyns Amt (1997): Søer 1996. Vandmiljøovervågning. Tema: Ferskvand. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 159 sider + bilag. ISBN 87-7343-310-2.
- Grimm, M.P. (1989): Northern Pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water qu in shallow waters. *Hydrobiol. Bull.* 23: 11-18.
- Grimm, M.P. & Backx, J. (1990): The restoration of shallow eutrophic lakes and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia* 200/201: 557-566.
- Hanson, M.A. & Butler M.G. (1994): Responses of plankton, turbidity and macrophytes to biomanipulation in a shallow prairie lake. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 51: 1180-1188.
- Hoyer, M. V. & Canfield, D.E. Jr. (1994): Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 279/280: 107-119.
- Jensen, H.S. & Andersen F.Ø. (1990). Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. NPO-projekt C4. Miljøstyrelsen, 96 sider.
- Jensen, J.P., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1990): Relationships between nitrogen loading and in-lake concentrations in shallow Danish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 201-204.
- Jensen, J.P., E. Jeppesen, P. Kristensen, P.B. Christensen & M. Søndergaard (1992): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygård, Denmark). *Int. Revue gesamt. Hydrobiologia* 77: 29-42.
- Jensen, J.P., Jeppesen E., Bøgestrand, J., Roer Pedersen, A., Søndergaard, M., Windolf, J. & Sortkjær, L.

- (1994q): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. Faglig rapport fra DMU nr. 121.
- Jensen, J.P. & M. Søndergaard (1994b): Interkalibrering af planteplanktonundersøgelser i søer. Danmarks Miljøundersøgelser. 40 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 8.
- 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., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. (1996): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 176. 96 s.
- Jeppesen, E. (1997): Lavvandede søers økologi - biologiske samspil i de frie vandmasser. Udkast til doktordisputats.
- Jeppesen, E. & Schierup, H.-H. (1992): Rørsumpens dybdegrænse i søer. Vand og Miljø 5: 158-160.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær, A.-M. Hansen & J. Windolf (1989): Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. - Vand & Miljø 8: 345-349.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær & K. Olrik (1990): Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. Hydrobiologia 200/201: 219-227.
- Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Søndergaard, E. Mortensen & T. Lauridsen (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 48: 127-148.
- Jeppesen, E., Jensen, K., Agerbo Madsen, E. & Jensen, J.P. (1996): Søernes fiskebestand tilbage i tiden. Vand og Jord: 40-42.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.J. & Jensen, L. (1997a): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. - Hydrobiologia 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kairesalo, T. & Perrow, M. (1997b): The impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton relationships in lakes. To be published in: E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen (Eds.), The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies, Vol. 131. Springer Verlag, 1997.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Mortensen, E., Hansen, A.-M. & Jørgensen, T. (1997c): Perturbations in biological structure and dynamics of a shallow hypertrophic lake following a reduction in sewage loading: an 18-year study in Lake Søbygård, Denmark.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Windolf, J., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Sandby, K. & Hald Møller, P. (submitted): Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. - Archiv. Hydrobiol.
- Jónasson, P.M. (1972): Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. Oikos Suppl. 14: 1-148.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Temperen, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299 pp.
- Kaas, H., Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Svendsen, L.M., Windolf, J., Middelboe, A.L. Sand-Jensen, K. & M. Foldager Pedersen (1996): Marine områder. Danske fjorde 1995. Faglig rapport fra DMU nr. 179.
- Karlsson, J., Lindgren, A. & Rudebeck, G. (1976): Drastiske förändringar i vegetation och fågelfauna i Krankesjöen och Björkesåkrasjön 1973-1976. Anser: 165-184.
- Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990a): Simple empirical lake models. In: Miljøstyrelsen, ed. Nitrogen and phosphorus in fresh and marine waters. C-abstract: 125-145.
- Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990b): Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C9, 120 s.
- Kristensen, P., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1992): Resuspension in a shallow eutrophic lake: Hydrobiologia 228: 101-109.
- Københavns amt (1996): Overvågning af søer 1995. Teknisk Forvaltning, 126 sider.
- Københavns Kommune (1994): Naturovervågning af Utterslev Mose 1993. 40 s.

- Københavns kommune (1996): Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1995. Afløbsafdelingen, 64 sider.
- Københavns kommune (1997): Søer i Københavns Kommune. Afløbsafdelingen. 124 s. + bilag.
- Lauridsen, T. L. & Lodge, D.M. (1996): Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. *Limnol. Oceanogr.* 41: 794-798.
- Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., & Østergaard Andersen, F. (1993): Colonization of submersed macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: impact of sediment composition and waterfowl grazing. *Aquat. Bot.* 46: 1-15.
- Lauridsen, T., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1994): Colonization and succession of submersed macrophytes in shallow Lake Væng during the first five years following fish-manipulation. - *Hydrobiologia* 275/276: 233-242.
- Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Lodge, D. (1997,a): Horizontal migration of zooplankton: Predator-mediated use of macrophyte habitat. 1997. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K., eds. The structuring role of submersed macrophytes in lakes. *Ecological Studies* Vol. 131. New York: Springer Verlag.
- Lauridsen, T., Hald Møller, P. & Delphin, P. (1997,b): Genetablering af undervandsvegetation. *Vand og Jord* 3: 97-100.
- Manny, H.A., Johnson, W.C. & Wetzel, R.G. (1994): Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: prediction their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia* 279/280: 121-132.
- Marion, L., Clergeau, P., Briant, L. & Bertru, G. (1994): The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia* 279/280: 133-147.
- Mathiesen, H. (1970): Miljøændringer og biologisk effekt i søer. *Vatten* 2: 149-173.
- Meijer, M.-L. & Hosper, H. (1997): Effects of biomanipulation in the large and shallow lake Wolderwijd, the Netherlands. *Hydrobiologia*. (in press).
- Meijer, M.L., de Haan, W., Breukelaar, A.W. & Buiteveld, H. (1990): Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303-316.
- Middelboe, A. L. & Markager, S. (1997): Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshw. Biol.* 37, 553-568.
- Miljøstyrelsen (1983): Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I. Vandløb og Søer. Vejledning nr. 1/1983. 89 s.
- Mitchell S. F. & Wass, R.T. (1996): Grazing by black swans (*Cygnus atratus* Latham), physical factors, and the growth and loss of aquatic vegetation in a shallow lake. *Aquat. Bot.* 55: 205-215.
- Moelund, B., Hald Møller, P., Schriver, P., Lauridsen, T. & Windolf, J. (1996): Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 12.
- Mortensen, E., Jensen, H.J., Møller, J.P. & Timmermann, M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 58 s.
- Moss, B. (1988): Ecology of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Müller & Jerl Jensen, H. (1997): Fisk og fiskebestande i danske søer. Miljø og Vandpleje, Sportsfiskerforbundet.
- Nilsson L. (1978): Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl* 29: 101-110.
- Nygaard, G.(1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes II. *Biol. Skr.* 7(1): 1-293.
- Ogilvie, S.H. & Mitchell, S.F. (1995): A model of mussel filtration in a shallow New Zealand lake, with reference to eutrophication control. *Arch. Hydrobiol.* 133: 471-482.
- Olrik, K. (1993): Plankteplankton-økologi. Miljøprojekt nr. 243. Miljøstyrelsen. 165 s.
- Persson, L., Anderson, G., Hamrin, S.F. & Johansson, L. (1988): Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In: Carpenter, S.R., ed. *Complex interactions in lake communities*. Springer Verlag, New York, pp. 45-65.
- Petersen, B. (1994): Den økologiske rolle for *Neomysis integer* i en lavvandet, eutrof brakvandssø. Specialeopgave. Danmarks

- Miljøundersøgelser og Biologisk Institut, Afd. for Zoologi, Århus Universitet, 63 s.
- Prejs, A., Martyniak, A., Boron, S., Hliwa, P. & Koperski, P. (1994): Food web manipulation in a small eutrophic Lake Wirbel, Poland: effect of stocking with juvenile pike on planktivorous fish. *Hydrobiologia* 275/276: 65-70.
- Reynolds (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384 pp.
- Ribe Amt (1997): Søerne i Ribe Amt. Vandafdelingen, 74 sider + bilag. ISBN 87-7342-808-6.
- Ringkjøbing Amt (1990): Bundvegetationen i 10 vestjyske søer 1989.
- Roskilde amt (1997): Overvågning af søer 1996 samt temarapportering af regionale søer. Teknisk Forvaltning, Vandmiljø- og Naturkontoret, 116 sider + bilag. ISBN 87-7800-237-0- Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.
- Rothaupt, K.O. (1997): Grazing and nutrient influences of *Daphnia* and *Eudiaptomus* on phytoplankton in laboratory mesocosms. *J. Plank. Res.* 19: 125-139.
- Sand-Jensen, K. (1989): Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquat. Bot.* 34: 5-25.
- Sand-Jensen, K. (1995): Furesøen gennem 100 år. *Naturens Verden* 1995: 176-187.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. (1991): Interaction among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquat. Bot.* 41: 137-175.
- Scheffer, M. (1990): Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200/201: 475-486.
- Scherer N.M., Gibbons, H.L., Stoops, K.B. & Muller, M. (1995): Phosphorus Loading of an Urban Lake by Bird Droppings. *Lake And Reserv. Manage.* 11: 317-327.
- Skov- og Naturstyrelsen (1990): Om vejledende retningslinjer for administrationen af anlæg m.v. af vildtdamme/små søer i det åbne land. §43 Nyt, februar: side 1-9.
- Skriver, J. (1981): Vandhuller, moser og søer i Århus kommune. Eget Forlag.
- Skotte-Møller, H. (1995): Nature restoration in Denmark - status and perspectives. In: Skotte-Møller, H. (ed.), *Nature restoration in the European Union*. Proceedings from a seminar in Denmark 29-31 May 1995. Ministry of Environment and Energy, The National Forest and Nature Agency, 63-69.
- Stansfield, J.H., Perrow, M.R., Trench, L.D., Jowitt, A.J.D. & Taylor, A.A.L. (1997): Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342-343: 000-000.
- Svendsen, L.M. & Hansen, C.D. (1990): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit. s. 115-137 i J.Windolf (red.): "Ferske vådområder. Vandløb og kilder." Faglig rapport fra DMU nr. 177.
- Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1990). Retablerede søer. Udvikling og overvågning. Faglig rapport nr. 25 fra DMU, 88 s.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P. & Sortkjær, O. (1990): Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow eutrophic lake. A combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 200/201: 229-240.
- Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1992): Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia* 228: 91-99.
- Søndergaard, M., Berg, S. & Jeppesen, E. (1996,a): Sørestaurering ved udsætning af geddeyngel. - *Vand & Jord* 2: 74-77.
- Søndergaard, M., Bruun, L., Lauridsen, T., Jeppesen, E. & Vindbæk Madsen, T. (1996,b): The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes: In situ experiments in a shallow eutrophic lake. *Aquatic Botany* 53: 73-84.
- Søndergaard, M., Windolf, J. & Jeppesen, E. (1996,c): Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry 1996b. *Wat. Res.* 30: 992-1002.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T., Jeppesen, E. og Bruun, L. (1997): Macrophyte-Waterfowl Interactions: Tracking a Variable Resource and the Impact of Herbivory on Plant Growth. In Jeppesen et al. "The structuring role of submerged macrophytes in lakes": 298-306.

- Sønderjyllands Amt (1996):* Sedimentundersøgelser i St. Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 34 s.
- Sønderjyllands Amt (1996):* Store Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 9 sider + bilag.
- Sønderjyllands Amt (1990):* Søovervågning: Vandmiljøovervågning: teknisk rapport.
- Sørensen, B. (1997):* Fugles næringsstofftilførsel til søer - specielt med henblik på eksternt fouragerende andefugle. Specialrapport ved Århus Universitet, 64 sider.
- Ugland, K. I. & Gray, J.S. (1982):* Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos*. 39, 171-178.
- Van Donk, E. & Otte, A. (1996):* Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340: 285-290.
- Vejle amt (1997):* Overvågning af Engelsholm Sø 1996. Teknik og Miljø, 48 sider + bilag. ISBN 87-7750-318-8.
- Vestsjællands Amt (1995):* Tissø 1994.
- Viborg Amt (1988):* Miljøtilstanden i Ørslevkloster Sø 1986-87. Viborg, Danmark.
- Viborg Amt (1995):* Ørslevkloster Sø 1994. Belastning, fysisk-kemiske forhold, vegetation samt fiskebestand. Viborg, Danmark.
- Wagner, B.M.A. (1997):* Influence of fish on the breeding of the red-necked grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). *Hydrobiologia* 344: 57-63.
- Weisner, S., Eriksson, G., Granéli, W. & Leonardson, L. (1994):* Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 363-366.
- Weisner, S.E.B., Strand, J.A. & Sandsten, H. (1997):* Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia* 109: 592-599.
- Wiggers, L., Frische, K.D., Erichsen, P.C., Reiter, C. & Helle Jensen (1997):* Vandløb og kilder. Vandmiljøovervågning 1996. Århus amt. 95s + bilag.
- Wiinstedt, K. (1913):* Ekskursionen til Kolding og Randbølegnen d. 21.-23. juli 1912. *Bot. Tidsskr.* 33.
- Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Sortkjær, L. (1993):* Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Ferske vandområder - Søer. Faglig rapport fra DMU, nr. 90. 129 s. (In Danish)
- Winfield D.K. & Winfield I.J. (1994):* Possible competitive interactions between overwintering tufted duck (*Aythya fuligula* (L)) and fish populations of Lough Neagh, Northern Ireland: evidence from diet studies. *Hydrobiologia* 279/280: 377-386.:
- Woolhead J. (1994):* Birds in the trophic web of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 279/280: 29-38.

11 Oversigt over amtsrapporter

FREDERIKSBORG AMT

Jacobsen, B. Aa., 1997: Søerne i Frederiksborg Amt - status og planlægning. Teknik & Miljø, 54 sider + bilag. ISBN 87-7781-132-1.

Rasmussen, H.U., Jacobsen, B. Aa. & Hansen, R.S., 1997. Fuglesø - tilstand og udvikling 1996. Teknik & Miljø, 50 sider + bilag. ISBN 87-7781-130-5.

Rasmussen, H.U., Jacobsen, B. Aa. & Hansen, R.S., 1997. Bastrup Sø - tilstand og udvikling 1996. Teknik & Miljø, 44 sider + bilag. ISBN 87-7781-130-5.

Rasmussen, H.U., Jacobsen, B. Aa. & Hansen, R.S., 1997. Arresø - tilstand og udvikling 1996. Teknik & Miljø. 48 sider + bilag. ISBN 87-7781-129-1.

FYNS AMT

Hansen, K.S., Rugaard, T., Sode, A., Bisschop-Larsen, L. & Wiberg-Larsen, P., 1997. Søer 1996. Vandmiljøovervågning. Tema: Ferskvand. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 159 sider + bilag. ISBN 87-7343-310-2.

KØBENHAVNS AMT

Københavns amt, 1997. Overvågning af søer 1996. Teknisk Forvaltning. 115 sider + bilag.

KØBENHAVNS KOMMUNE

Københavns kommune, 1997. Søer i Københavns Kommune. Afløbsafdelingen. 124 s. + bilag.

NORDJYLLANDS AMT

Schrøver, P., 1997. Vandmiljøovervågninger - søer 1996. Miljøkontoret, 47 sider + bilag. ISBN 87-775-287-2.

RIBE AMT

Rydal Jensen, A. & Moss Hansen, C., 1997. Søerne i Ribe Amt. Vandafdelingen, 74 sider + bilag. ISBN 87-7342-808-6.

RINGKJØBING AMT

Ringkjøbing amt, 1997. Temarapport 1997. Lemvig Sø 1996. Vandmiljøafdelingen, 72 sider + bilag. Udarbejdet af Moeslund, B., Bio/consult.

Ringkjøbing amt, 1997. Temarapport 1997. Søby Sø 1996. Vandmiljøafdelingen, 71 sider + bilag. Udarbejdet af Moeslund, B., Bio/consult.

Ringkjøbing amt, 1997. Temarapport 1997. Kilen 1996. Vandmiljøafdelingen, 71 sider + bilag. Udarbejdet af Moeslund, B. & Mikkelsen, J. Bio/consult.

Aaser, H.F., 1997. Temarapport 1997. Søer i Ringkøbing amt - tilstand og udvikling. Vandmiljøafdelingen, 26 s.

ROSKILDE AMT

Roskilde amt, 1997. Overvågning af søer 1996 samt temarapportering af regionale søer. Teknisk Forvaltning, Vandmiljø- og Naturkontoret, 116 sider + bilag. ISBN 87-7800-237-0- Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

STORSTRØMS AMT

Storstrøms amt, 1997. Hejrede Sø - overvågningsdata 1996. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 47 sider + bilag.

Storstrøms amt, 1997. Tilsynsdata for målsatte søer i Storstrøms amt. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 15 sider + bilag.

Storstrøms amt, 1997. Vesterborg Sø - overvågningsdata 1996. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 42 sider + bilag.

Storstrøms amt, 1997. Røgbølle Sø - overvågningsdata 1996. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 36 sider + bilag.

SØNDERJYLLANDS AMT

Sønderjyllands amt, 1997. Søer. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 80 sider + bilag.

VEJLE AMT

Hald Møller, P., 1997. Overvågning af Engelsholm Sø 1996. Teknik og Miljø, 48 sider + bilag. ISBN 87-7750-318-8.

Hald Møller, P., Marsbøll, S. & Bjerre, M. 1997. Overvågning af amtets søer. Status 1996. Teknik og Miljø, 35 sider. ISBN 87-7750-323-6.

Marsbøll, S., 1997. Søgård Sø - næringssalte, belastning, biologi. Teknik og Miljø, 36 sider + bilag. ISBN 87-7750-322-8.

Marsbøll, S., 1997. Dons Nørresø Sø - næringssalte, belastning, biologi. Teknik og Miljø, 42 sider + bilag. ISBN 87-7750-320-1.

Elbæk, L., 1997. Overvågning af Fårup Sø 1996. Teknik og Miljø, 66 sider + bilag. ISBN 87-7750-317-1.

VESTSJÆLLANDS AMT

Vestsjællands amt, 1997. Vandmiljøovervågning - søer 1996. Natur & Miljø. 36 sider + bilag.

VIBORG AMT

Viborg amt, 1997. Miljøtilstanden i Nors Sø 1996. Miljø og Teknik, 75 sider + bilag. Uarbejdet af Bio/consult.

Viborg amt, 1997. Miljøtilstanden i Hinge Sø 1996. Miljø og Teknik, 76 sider + bilag. Uarbejdet af Bio/consult.

Viborg amt, 1997. Miljøtilstand- og udvikling i søerne i Viborg Amt 1996. Miljø og Teknik, 25 sider + bilag.

ÅRHUS AMT

Bramming Jørgensen, T. & Skovgaard, H., 1997. Søerne i Århus Amt i de sidste 25år. Natur og Miljø, 54 sider. ISBN 87-7295-537-6.

Bramming Jørgensen, T., 1997. Ravn Sø. Natur og Miljø, 46 sider + bilag. ISBN 87-7295-542-2.

Jensen, H. & Skovgaard, H., 1997. Ørn Sø. Natur og Miljø, 47 sider + bilag. ISBN 87-7295-542-2.

Skovgaard, H. & Schacht, K., 1997. Bryrup Langsø 1996. Natur og Miljø, 44 sider. ISBN 87-7295-541-4.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 413
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

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

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

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

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

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

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

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1996

- Nr. 174: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Målemetoder og modelberegninger. Af Ellermann, T. et al. 56 s., 70,00 kr.
- Nr. 175: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Grant, R. et al. 150 s., 125,00 kr.
- Nr. 176: Ferske vandområder. Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Jensen, J.P. et al. 96 s., 125,00 kr.
- Nr. 177: Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Windolf, J. (red.). 228 s., 125,00 kr.
- Nr. 178: Sediment and Phosphorus. Erosion and Delivery, Transport and Fate of Sediments and Sediment-associated Nutrients in Watersheds. Proceedings from an International Workshop in Silkeborg, Denmark, 9-12 October 1995. Af Kronvang, B. et al. 150 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 179: Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Kaas, H. et al. 205 s., 150,00 kr.
- Nr. 180: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1995. By Kemp, K. et al. 55 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 181: Dansk Fauna Indeks. Test og modifikationer. Af Friberg, N. et al. 56 s., 50,00 kr.

1997

- Nr. 182: Livsbetingelserne for den vilde flora og fauna på braklagte arealer - En litteraturudredning. Af Mogensen, B. et al. 165 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 183: Identification of Organic Colourants in Cosmetics by HPLC-Photodiode Array Detection. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Rastogi, S.C. et al. 233 pp., 80,00 DDK.
- Nr. 184: Forekomst af egern *Sciurus vulgaris* i skove under 20 ha. Et eksempel på fragmentering af landskabet i Århus Amt. Af Asferg, T. et al. 35 s., 45,00 kr.
- Nr. 185: Transport af suspenderet stof og fosfor i den nedre del af Skjern Å-systemet. Af Svendsen, L.M. et al. 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 186: Analyse af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand og slam. Intensivt måleprogram for miljøfremmede stoffer og hygiejnisk kvalitet i kommunalt spildevand. Af Vikelsøe, J., Nielsen, B. & Johansen, E. 61 s., 45,00 kr.
- Nr. 187: Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. Med en vurdering af reservatbestemmelser. Af Laursen, K. & Salvig, J. 71 s., 55,00 kr.
- Nr. 188: Generation of Input Parameters for OSPM Calculations. Sensitivity Analysis of a Method Based on a Questionnaire. By Vignati, E. et al. 52 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 189: Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. Af Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. 55 s., 50,00 kr.
- Nr. 190: Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment. Af Carlsen, L. et al. 82 pp., 45,00 kr.
- Nr. 191: Benzin i blodet. Kvalitativ del. ALTRANS. Af Jensen, M. 130 s., 100,00 kr.
- Nr. 192: Miljøbelastningen ved godstransport med lastbil og skib. Et projekt om Hovedstadsregionen. Af Nedergaard, K.D. & Maskell, P. 126 s., 100,00 kr.
- Nr. 193: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 96 s., 100,00 kr.
- Nr. 194: Control of Pesticides 1996. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Køppen, B. 26 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 195: Modelling the Atmospheric Nitrogen Deposition to Løgstør Bredning. Model Results for the Periods April 17 to 30 and August 7 to 19 1995. By Runge, E. et al. 49 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 196: Kontrol af indholdet af benzen og benzo(a)pyren i kul- og olieafledte stoffer. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 23 s., 40,00 kr.
- Nr. 197: Standardised Traffic Inputs for the Operational Street Pollution Model (OSPM). Af Jensen, S.S. 53 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 198: Reduktion af CO₂-udslip gennem differentierede bilafgifter. Af Christensen, L. 56 s., 100,00 kr.
- Nr. 200: Benzin i blodet. Kvantitativ del. ALTRANS. Af Jensen, M. 139 s., 100,00 kr.
- Nr. 201: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1996/97 i Danmark. Af Clausager, I. 43 s., 35,00 kr.
- Nr. 202: Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1996. Af Asmund, G., Riget, F. & Johansen, P. 30 s., 50,00 kr.
- Nr. 203: Rådyr, mus og selvforryngelse af bøg ved naturnær skovdrift. Af Olesen, C.R., Andersen, A.H. & Hansen, T.S. 60 s., 80,00 kr.
- Nr. 204: Spring Migration Strategies and Stopover Ecology of Pink-Footed Geese. Results of Field Work in Norway 1996. By Madsen, J. et al. 29 pp., 45,00 DKK.
- Nr. 205: Effects of Experimental Spills of Crude and Diesel Oil on Arctic Vegetation. A Long-Term Study on High Arctic Terrestrial Plant Communities in Jameson Land, Central East Greenland. By Bay, C. 44 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 206: Pesticider i drikkevand 1. Præstationsprøvning. Af Spliid, N.H. & Nyeland, B.A. 273 pp., 80,00 kr.

