

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1995

Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport fra DMU, nr. 176

Jens Peder Jensen

Torben Lauridsen

Martin Søndergaard

Erik Jeppesen

Esben Agerbo

Lisbet Sortkjær

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Datablad

Titel:	Ferske vandområder - Søer
Undertitel:	Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995
Forfattere:	Jens Peder Jensen, Torben L. Lauridsen, Martin Søndergaard, Erik Jeppesen, Esben Agerbo og Lisbet Sortkjær
Afdelingsnavn:	Afdeling for Sø- og Fjordøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 176
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©
Udgivelsesår:	December 1996
Layout: Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang Kathe Møgelvang og Juana Jacobsen Anne Mette Poulsen
Bedes citeret:	Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. (1996): Ferske vandområder - Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 176. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Emneord:	Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan
ISBN:	87-7772-294-9
ISSN:	0905-815X
Papirkvalitet:	Cyclus Print
Tryk:	Silkeborg Bogtryk
Oplag:	300
Sideantal:	96
Pris:	kr. 125,- (inkl. moms, ekskl. forsendelse)
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Vejlshøjvej 25 Postboks 314 DK-8600 Silkeborg Tlf. 89 20 14 00, fax 89 20 14 14 Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf. 33 92 76 92 (information) 33 37 92 92 (bøger)

Indhold

Forord 5

Resumé 7

1 Baggrund 11

- 1.1 Indledning 11
- 1.2 Generel karakteristik af overvågningssøerne 13
- 1.3 Vandmiljøplanen 14

2 Klima, afstrømning og vandbalancer for søerne 17

- 2.1 Indledning 17
- 2.2 Temperatur og globalindstråling 17
- 2.3 Nedbør og afstrømning 18
- 2.4 Sammenfatning 19

3 Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen 21

- 3.1 Indledning 21
- 3.2 Metode 21
- 3.3 Kilder til næringsstofbelastningen - status 22
- 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder 24
- 3.5 Sammenfatning 26

4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, fosfor og jern 27

- 4.1 Indledning 27
- 4.2 Metoder 27
- 4.3 Vandbalancer for søerne 29
- 4.4 Kvælstofbalancer for søerne 30
- 4.5 Fosforbalancer for søerne 34
- 4.6 Jernbalancer for søerne 38
- 4.7 Betydningen af den biologiske struktur for kvælstoftab i søerne 41
- 4.8 Sammenfatning 46

5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable 49

- 5.1 Indledning 49
- 5.2 Metode 49
- 5.3 Fosfor 49
- 5.4 Kvælstof 53
- 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 55
- 5.6 Planteplankton 58
- 5.7 Dyreplankton 59

5.8 Sammenfatning 61

6 Vandplanter 63

6.1 Indledning 63

6.2 Metode 63

6.3 Rørskov 64

6.4 Undervandsvegetation 67

6.5 Dybdeudbredelse 67

6.6 Sammenfatning 72

7 Fiskebestanden i Langesø og Søbygård Sø i de sidste 100-150 år baseret på analyser af rester af dyreplankton i sedimentet 75

7.1 Indledning 75

7.2 Metoder 75

7.3 Resultater og diskussion 77

7.4 Perspektiver 79

7.5 Sammenfatning 80

8 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995 81

9 Referencer 87

10 Oversigt over amtsrapporter 92

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.

Resumé

37 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer

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

Amterne varetager drift af programmet

Amtskommunerne forestår den standardiserede prøveindsamling og beskriver hvert år de enkelte søers miljøtilstand i regionale rapporter. De indsamlede data indberettes til Danmarks Miljøundersøgelser, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udviklingen i alle søerne. Dette års rapport omfatter således resultater fra de 7 første overvågningsår.

Kildfordeling for tilførslen

Belastningen af søerne har været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med ca. 50% af fosfor og ca. 75% af kvælstoftilførslen. Punktkildernes andel (eksklusiv bidrag for spredt bebyggelse og dambrug) har i samme periode udgjort henholdsvis 18% og 3%.

Spildevandsbidrag faldet

Spildevandsbidraget til søerne har gennemgående været faldende, især for de meste belastede. Således er både fosfor- og kvælstofbidraget fra byspildevand og industrispildevand fra 1989 til 1995 reduceret til ca. en tredjedel.

Vandbalancer

For 22 af de 37 søer har det været muligt at opstille rimeligt nøjagtige vand- og stofbalancer inkluderende grundvandsudvekslingen. I de fleste af disse søer udgjorde den målte vandtilførsel den største andel af den samlede vandtilførsel.

Kvælstoftilbageholdelse

Kvælstoftilbageholdelsen i de 22 søer steg med stigende opholdstid og aftagende middeldybde. I halvdelen af søerne var kvælstoftilbageholdelsen i 1995 større end 30%.

Effekt af miljøtilstand på kvælstoftilbageholdelsen

Fiskeindgreb i Engelsholm Sø som et led i en sørestaurering og fiske-død i Arreskov Sø betød en markant forøgelse af kvælstoftilbageholdelsen i begge søer, efter at søerne var blevet klarvandet. Miljøtilstandsforbedringer i søer vil derfor øge søernes egenskab som filter for kvælstof, og dermed mindskes tilførslen til de kvælstoffølsomme marine område.

Fosfortilbageholdelse

Fosfortilbageholdelsen steg ligeledes med stigende opholdstid i søerne og var i halvdelen af søerne større end 15% i 1994 og for de 37 søer og i gennemsnit 18% i perioden 1989-95. En del af søerne havde dog en negativ fosforbalance, dvs. at de afgav mere, end de modtog som følge af frigørelse af fosfor fra søbunden i årene, efter at belastningen er reduceret.

Mindsket fosforkoncentration

Siden overvågningsprogrammets iværksættelse i 1989 er fosforkoncentrationerne i det vand, der strømmer til søerne, som helhed faldet markant. Tilsvarende er årsmiddelværdien af totalfosfor i de 37 søer faldet fra 0,202 mg P l⁻¹ til 0,153 mg P l⁻¹ i 1995. Faldet har især været stort i de mest næringsrige og spildevandsbelastede søer. I 19 af de 37

søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet.

Uændret kvælstoftilførsel

Derimod er der ikke sket væsentlige ændringer i kvælstoftilførslen, når der ses bort fra naturlige år til år variationer. Koncentrationen af kvælstof i søvandet har generelt heller ikke ændret sig i perioden.

Sigtdybden

Mens den gennemsnitlige sigtdybde på årsbasis kun har varieret mellem 1,50 og 1,63 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25% mest uklare søer. Sigtdybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,61 i 1989 til 0,87 i 1995, mens medianerne er øget fra 1,20 til 1,49 m. Dette afspejler et tilsvarende fald klorofyl *a* fra 108 til 72 $\mu\text{g l}^{-1}$. Udviklingstendensen er altså gået i retning af, at de mest uklare søer er blevet lidt mere klare. På sommerniveau er udviklingen ikke så tydelig. Her er 25%-kvartilen kun øget fra 0,50 til 0,56 m fra 1989 til 1995.

Planteplankton

I 11 af søerne er der sket et signifikant fald i biomasse af planteplankton, mens den er steget i en sø, og det er især inden for gruppen af blågrønalger og kiselalger, at ændringer har fundet sted.

Tabel 0.1. Miljøtilstanden i 1995 i overvågningssøerne illustreret ved udvalgte nøgleparametre. Kvælstof og fosfor er angivet som middeldrårsværdier, mens de øvrige er middelsommerværdier (1/5-1/10).

Parameter	N	Gns	25%	Median	75%
P-indløbskoncentration (mg P l^{-1})	37	0,11	0,08	0,10	0,12
P-søkoncentration (mg l^{-1})	37	0,15	0,05	0,11	0,20
P-tilbageholdelse (%)	37	21	-10	16	62
N-indløbskoncentration (mg N l^{-1})	37	5,3	3,2	5,6	7,0
N-søkoncentration (mg N l^{-1})	37	2,4	1,0	2,2	3,7
N-tilbageholdelse (%)	37	49	26	52	69
Sigtdybde (m)	37	1,4	0,6	1,2	1,8
Klorofyl <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)	37	77	12	51	118
Planteplankton ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	37	13	3	9	15
Blågrønalger (%)	37	30	5	27	49
Dyreplankton (mg tv l^{-1})	37	0,8	0,3	0,6	1,1
Dyreplanktonets daglige græsning (%)	37	25	7	16	32

Dyreplankton

Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse i de seks overvågningsår. På enkeltsoniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 7 søer.

Vegetationsundersøgelser

I forhold til undersøgelsen i 1994 var der i 1995 kun få generelle ændringer i vegetationens udbredelse og sammensætning. Undervandsplanternes dybdegrænse var stadig tæt koblet til sigtdybden og

nåede ud til en dybde, der svarer til 1,8 gange sigtddybden plus 0,1 m. I de enkelte søer har der dog i nogle tilfælde været tale om betydelige ændringer. Dette gælder ikke mindst lokalt i søerne, hvor der i flere tilfælde er sket større forskydninger i vegetationens udbredelse inden for de enkelte delområder. Også i søer, som normalt betragtes som "stabile", kan der være tale om store år til år variationer.

*Rekonstruktion af fiskebe-
stand og miljøtilstand tilba-
ge i tiden*

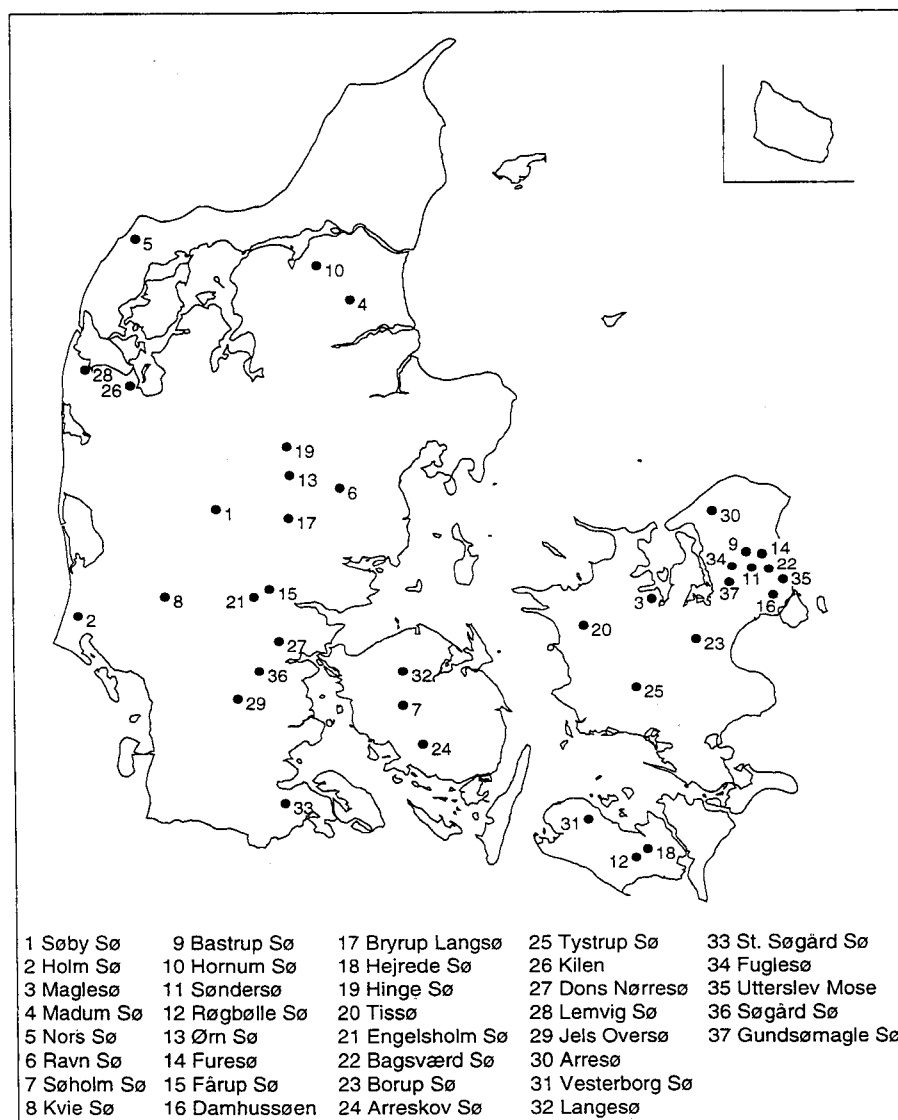
På grundlag af især data fra overvågningssøerne er der etableret en sammenhæng mellem rester af dyreplankton i søbundens overflade og antallet af dyreplanktonædende fisk. Ud fra dyreplanktonrester i forskellige lag i søbunden kan relationerne anvendes til at rekonstruere udvikling i fiskebestanden tilbage i tiden. Dette er illustreret med eksempler for Langesø og Søbygård Sø.

1 Baggrund

1.1 Indledning

Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel (Fig. 1.1). Hvert år undersøges miljøtilstanden, og udviklingen vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af søovervågningsprogrammet og rapporterer årligt om miljøtilstanden i det foregående år. Disse regionale rapporteringer danner sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. En oversigt over de amtskommunale rapporteringer i 1995 findes i kapitel 9. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. Der er årligt udsendt rapporter (Kristensen et al., 1990d; Kristensen et al., 1991; Kristensen et al., 1992; Windolf et al., 1993; Jensen et al., 1994; Jensen et al., 1995a), der beskriver miljøtilstanden det givne år samt udviklingen i søerne i perioden.



Figur 1.1 Geografisk placering af de 37 overvågnings-søer

Table 1.1 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 kvælstof	x	x
Total fosfor	x	x
Organisk stof (part, COD)	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern	(x)	x
Silikat+silicium	x	
Kontinuert måling af vandføring		x
Suspenderet stof	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 overvågningsøerne.

Måleprogram

Søernes miljøtilstand vurderes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet samt måling af næringsstoftransporten til og fra søerne (Tabel 1.1). En nærmere beskrivelse af måleprogrammerne for søovervågning findes i: *Rebsdorf et al. (1988)*, *Kristensen et al. (1990b)*, *Mortensen et al. (1990)*, *Olrik (1991)*, *Hansen et al. (1992)*, *Moelund et al. (1993)*, *Jensen et al. (1994)*, *Jensen et al. (1996)* og *Moelund et al. (1996)*.

Revision fra 1993

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

Repræsentative for de danske søer

Overvågningsøerne er tidligere vurderet i forhold til de danske søer generelt og fundet rimeligt repræsentative for disse (*Kristensen et al., 1990d*). Derfor må det forventes, at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden i overvågningsøerne give en god beskrivelse af den generelle udvikling i danske søer.

Tabel 1.2 Karakteristik af overvågningsøerne. Data fra 1995.

Sønavn	Middeldybde (m)	Søareal (km ²)	Tilført fosfor (g P m ⁻² år ⁻¹)	Totalfosfor i sø, årsgns. (µg P l ⁻¹)	Sigt dybde sommergns. (m)
GRUPPE 1					
1 Søby Sø	2,80	0,73	0,08	26	2,2
2 Holm Sø	0,79	0,12	0,17	11	1,5
3 Maglesø	3,60	0,15	0,18	21	3,1
4 Madum Sø	2,93	2,12	0,03	28	3,8
5 Nors Sø	3,64	3,47	0,04	23	2,7
6 Ravn Sø	15,00	1,82	0,84	31	3,0
GRUPPE 2					
7 Søholm Sø	6,50	0,26	0,83	54	2,1
8 Kvie Sø	1,21	0,30	0,07	82	1,1
9 Bastrup Sø	3,34	0,33	0,21	60	1,4
10 Hornum Sø	1,46	0,22	0,85	52	2,0
11 Søndersø	3,30	1,23	0,14	51	0,9
12 Røgbølle Sø	1,00	1,97	0,19	77	2,1
13 Ørn Sø	3,99	0,42	7,94	77	1,5
GRUPPE 3					
14 Furesøen	13,50	9,41	0,29	174	2,6
15 Fårup Sø	5,60	0,99	0,97	83	1,8
16 Damhussøen	1,56	0,46	0,21	60	1,7
17 Bryrup Langsø	4,57	0,38	2,29	40	2,8
18 Hejrede Sø	0,90	0,51	1,82	102	0,6
19 Hinge Sø	1,20	0,91	2,42	123	0,5
20 Tissø	8,20	12,33	0,97	96	1,7
21 Engelsholm Sø	2,60	0,44	0,86	59	1,8
GRUPPE 4					
22 Bagsværd Sø	1,90	1,21	0,14	219	0,4
23 Borup Sø	1,05	0,10	1,75	155	0,5
24 Arreskov Sø	1,90	3,17	0,29	111	1,0
25 Tystrup Sø	9,90	6,62	3,47	178	1,6
26 Kilen	2,90	3,34	0,58	163	0,6
27 Dons Nørresø	0,95	0,36	2,53	105	0,5
GRUPPE 5					
28 Lemvig Sø	2,00	0,16	3,18	398	0,6
29 Jels Oversø	1,20	0,09	3,50	204	0,6
30 Arresø	2,93	39,87	0,20	407	0,4
31 Vesterborg Sø	1,40	0,21	3,13	155	0,6
32 Langesø	3,07	0,17	1,64	227	1,2
33 St. Søgård Sø	2,70	0,60	2,96	361	0,9
34 Fuglesø	1,95	0,05	2,40	155	0,7
35 Utterslev Mose	0,70	0,91	0,82	459	0,4
36 Søgård Sø	1,55	0,27	3,00	208	0,6
37 Gundsømagle Sø	1,20	0,32	4,75	475	0,5

1.2 Generel karakteristik af overvågningsøerne

Gruppering af søerne

I Tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer og grupperet efter koncentrationeniveauet af totalfosfor i søvandet (sommergennemsnit, 1989-90). I tabellen er yderligere angivet fosfortilførsel, sigt dybde og fosforkoncentration i 1995 og søernes middeldybde samt oplandsareal.

Som det ses er tiden ved at løbe fra den oprindelige placering af søerne i de 5 fosforgrupper, idet en række af søer har ændret sig i perioden fra 1989-90 til 1995. De mest markante ændringer er sket for søerne i gruppe 3. Specielt har Bryrup Langsø fået en betydelig bedre miljøtilstand i 1995 i forhold til 1989-90.

Gruppe 1

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

Gruppe 2

Søerne i gruppe 2 er mere næringsrige med fosforniveauer på mellem 50-100 $\mu\text{g l}^{-1}$ og med sommersigtdybder omkring 1-2 meter. En væsentlig del af søoplandene i denne gruppe er opdyrkede, men kun enkelte af søerne modtager spildevand.

Gruppe 3

Søerne i gruppe 3 har typiske fosforkoncentrationer i intervallet 90-150 $\mu\text{g l}^{-1}$ og ringere sigt dybde end søerne i de to foregående grupper. En del af søerne modtog tidligere store mængder spildevand eller modtager stadig rensset spildevand fra småbyer i oplandet samt evt. regnvandsbetingede udledninger.

Gruppe 4

Søerne i gruppe 4 har ret høje fosforkoncentrationer og en generelt ringe sigt dybde mindre end 1 m, dog har den dybere Tystrup Sø en sommersigt dybde i 1995 på 1,6 m.

Gruppe 5

Søerne i gruppe 5 har alle høje fosforkoncentrationer og sigt dybden er ringe. De spildevandsbetingede fosforudledninger er mindsket til en del af søerne i denne gruppe (f.eks. Arresø og Gundsømagle Sø).

1.3 Vandmiljøplanen

Vandmiljøplanen

Vandmiljøplanen vil i begrænset omfang kunne føre til en reduktion i fosfortilførslerne til søerne. Ifølge planen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder, reduceres med henholdsvis 80 og 50%. Størstedelen af reduktionen i fosforudledningen opnås ved at reducere udledningerne fra de kommunale spildevandsanlæg, der modtager spildevand fra mere end 5000 personer, og ved at reducere udledninger fra store industrier. Samtidig vil der ske en reduktion i udledningerne fra dambrug (*Miljøstyrelsen, 1988*). Kun få af overvågningssøerne er berørt af disse tiltag.

Yderligere krav

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

Formål

Overvågningsprogrammet for søer har til formål:

- at følgesøernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand
- at øge vores viden om søernes reaktion ændringer i næringsstofftilførslen.

Indhold af rapporten

Som i tidligere årsrapporter gives der i denne rapport en generel beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen siden 1989. Desuden behandler rapporten en række andre emner, herunder betydningen af den biologiske struktur for kvælstoftilbageholdelsen samt brugen af palæolimnologiske undersøgelser i søer til at belyse fiskebestandens udvikling.

2 Klima, afstrømning og vandbalancer for søerne

2.1 Indledning

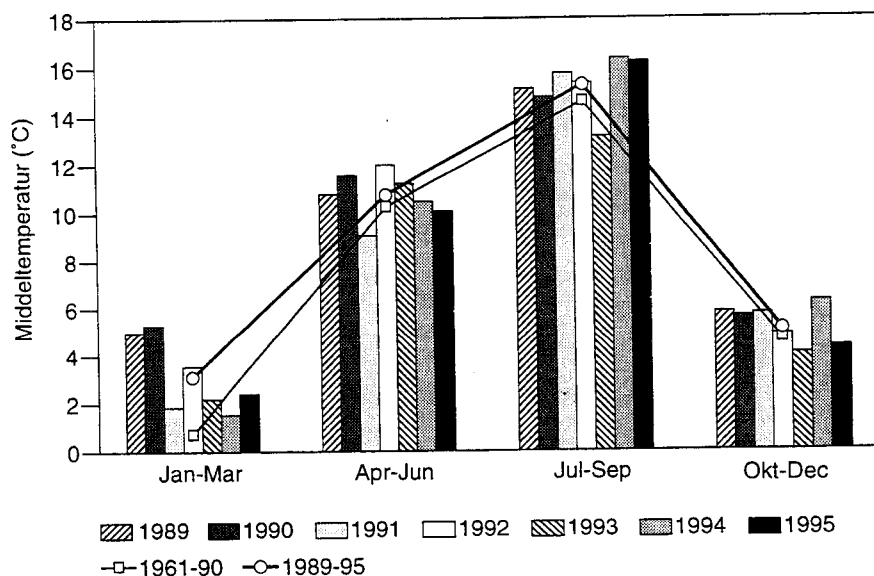
Variationer i de klimatiske forhold kan direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større næringsstofftilførsel til søerne - specielt af kvælstof. Vandopholdstiden vil til gengæld vil være kort, og der vil derfor være tendens til at stoftilbageholdelsen i søerne i procent af tilførslen vil være relativt mindre end i et 'tørt' år. Temperaturen påvirker direkte en række processer i søerne, og forskelle i temperaturniveauet og sæsonforløbet kan derfor være en medvirkende årsag til forskelle i den generelle miljøtilstand de enkelte år. Kendskab til variationer i de klimatiske forhold er derfor nyttig, når resultaterne fra de enkelte års søovervågning skal tolkes.

I dette kapitel gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 1989-95, og afslutningsvis en præsentation af søernes vandbalancer de enkelte år.

2.2 Temperatur og globalindstråling

Klimatiske data er baseret på oplysninger fra Danmarks Meteorologiske Institut (1995) og Statens Planteavlsvforsøg, Afd. for Arealdata.

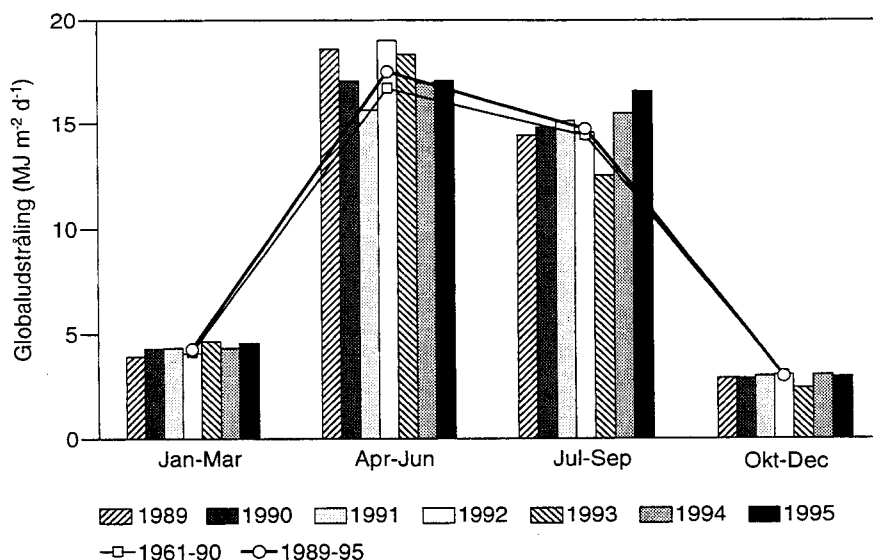
Figur 2.1 Kvartalsmiddeltemperaturen for Danmark for de syv overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1995.



Middeltemperaturen var 0,5°C over normalen i 1995

Årsmiddeltemperaturen var 8,2 °C i 1995 mod 8,7 °C i 1994, hvilket er identisk med middeltemperaturen i overvågningsperioden fra 1989-95 og 0,5° C over normalen for 1961-90.

Figur 2.2 Kvartalsmiddel i globalindstrålingen for Danmark for de syv overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1995.



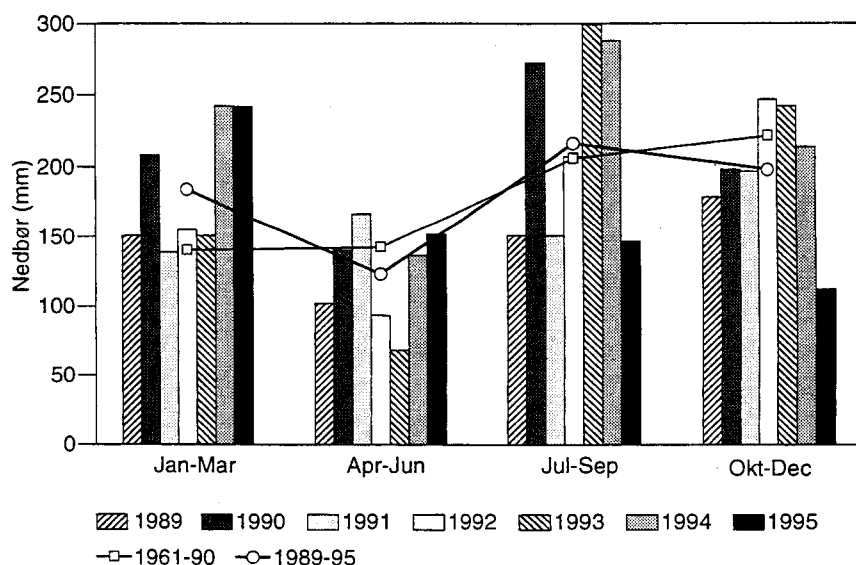
Fælles for de første syv overvågningsår har været milde vintre uden ret megen frost, og vinteren var påny mild i 1994 med en middeltemperatur på 2,4 °C mod normalen 0,7 °C (Fig. 2.1).

Globalindstråling

2. og 4. kvartal var med 10,1°C og 4,3° henholdsvis 0,1° C og 0,5° C højere end normalen. Fjerde kvartal var temperaturmæssigt karakteriseret af en rekordvarm oktober måned (11,4° C) og en meget kold december måned (-2,2° C) med en del sne, som oplæg til den første isvinter under overvågningsprogrammet. Juli og ikke mindst august var varme.

Indstrålingen var i 1995 10,3 MJ m⁻² døgn⁻¹ hvilket er 0,8 MJ m⁻² døgn⁻¹ højere end normalen (1961-90), og det er det højeste i perioden 1989-95. Det var især i juli-august, at indstrålingen var højere end i de foregående overvågningsår og normalen (Fig. 2.2).

Figur 2.3 for Danmark for de syv overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1995.



2.3 Nedbør og afstrømning

Årsmiddelnedbør under normalen i 1995

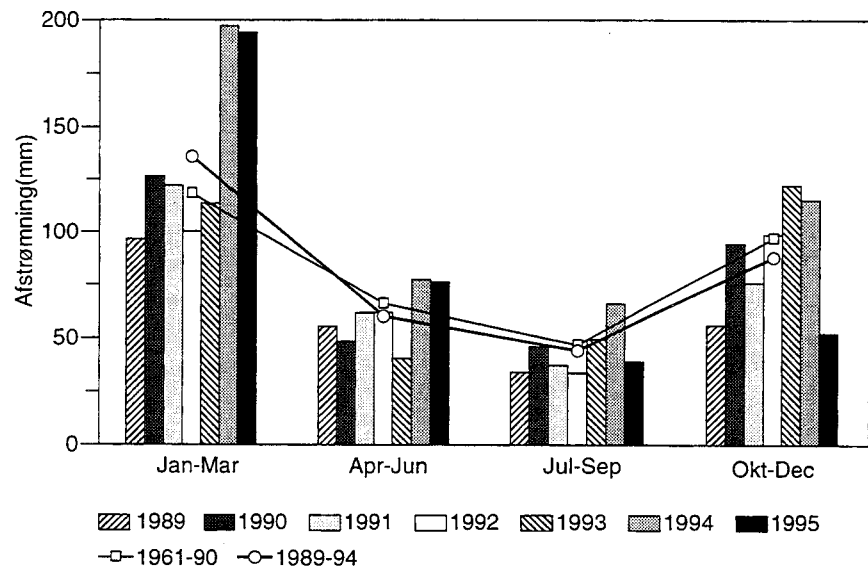
I 1995 var årsnedbøren 652 mm, hvilket er 60 mm under normalen for 1961-90 og hele 228 mm lavere end det rekordvåde år 1991. Første

Ferskvandsafstrømning også stor i 1995

Figur 2.4 Kvartalsmiddel i ferskvandsafstrømningen for Danmark for de syv overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1995.

kvartal var usædvanlig nedbørsrigt med 195 mm (rekorden er fra 1994 med 197 mm). I 2. kvartal var nedbøren 11 mm over normalen, mens 2. halvår af 1995 var langt tørrere end normalt og end gennemsnittet af 1989-95 (Fig. 2.3).

Ferskvandsafstrømningen i 1995 var præget af den våde start på 1995 samt de meget højere nedbørsmængder i 1994. Dette betød en "overskudsafstrømning" i 1995. Selv om nedbøren i 1995 var 26% mm lavere end i 1994 og 8% lavere end normalen, var afstrømningen med $15.600 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (363 mm) kun 20% lavere end i 1994, men 11% højere end normalen (1977-90: 326 mm). Afstrømningen var meget høj i 1. kvartal, over normalen i 2. kvartal, lav i 3. kvartal og rekordlav i 4. kvartal (Fig. 2.4).



2.4 Sammenfatning

- Med $8,2 \text{ }^\circ\text{C}$ som årsmiddeltemperatur blev 1995 et varmt år i forhold til normalen på $7,7 \text{ }^\circ\text{C}$, men lavere end gennemsnittet for 1989-1995. Årsnedbøren var 652 mm og således 68 mm lavere end midlen for 1989-95 og 60 mm lavere end normalen.
- De angivne værdier dækker over den syvende milde vinter i træk, hvor der dog faldt en del sne i januar.
- Globalindstrålingen i 1995 var med $10,3 \text{ MJ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ den højeste i perioden 1989-95 og højere end normalen for 1961-90.
- Året havde et meget vådt 1. kvartal, men meget tørt 2. halvår, en lun sommer (specielt juli-august), en rekordvarm oktober samt en meget kold december.

3 Kilder til fosfor og kvælstoftilførslen til søerne

3.1 Indledning

Fosfortilførslen formindskes

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

Kendskab til kilder vigtigt

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

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

3.2 Metode

Hvor godt kan massebalancerne opgøres

De 37 søer, der indgår i Overvågningsprogrammet, er som tidligere vist rimeligt repræsentative for danske søer (Kristensen *et al.*, 1990d), ligesom de dækker søer med meget forskellig næringsstofbelastning. Til 22 af de 37 søer er den eksterne vand- og stofftilførsel veldefineret på baggrund af omfattende målinger i til- og afløb (jævnfør kap. 4). Tilførslen til resten af overvågningssøerne kan vurderes ud fra kendskab til det topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse (Wiggers *et al.*, 1994).

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

Spildevand fra:

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

Diffus tilførsel fra:

- Dyrkningsbidrag
- "Naturlig tilførsel"
- Atmosfærisk deposition

P i spildevand er mindre nu end tidligere

Disse data er præsenteret i dette kapitel, idet der dog for enkelte af søerne er foretaget visse standardiseringer. Som generel værdi for atmosfærisk deposition af N og P er anvendt $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Der er i dag bedre viden om de potentielle udledninger fra spildevand fra spredt bebyggelse, herunder erkendt, at fosformængden pr. PE er reduceret i perioden siden 1989 (*Miljøstyrelsen, 1994*). Spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse er beregnet under antagelse af, at en spildevands-PE har været $1,5 \text{ kg P/PE år}$ i 1989-90 og $1,0 \text{ kg P/PE år}$ siden 1991. Der er dog stadig en betydelig usikkerhed om, hvor meget spildevand fra spredt bebyggelse, som når frem til vandløb og søer, eller alternativt nedsives eller omsættes på vejen.

Øvrige bidrag

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

Fosfortilførsel underestimeret?

Ud over usikkerheden på beregningerne af stoftilførsel fra umålt opland, har resultaterne fra overvågningen af stoftransport i vandløb vist, at der for nogle vandløbs vedkommende sker en betydelig underestimering af transporten af totalfosfor, når man anvender den gængse prøvetagningsmetodik med punktprøvetagning (*Larsen et al., 1995*). Dette har betydning ikke alene for beregningen af fosfortilførslen til og retention i søerne, men også for vurderingen af de enkelte kilders relative bidrag. Desuden er det sandsynligvis en medvirkende årsag til, at der for enkelte søer i nogle år beregnes et negativt fosforbidrag fra det åbne land. I et efterfølgende kapitel, er der foretaget en nærmere analyse af, hvor sikkert vand- og stoftilførslen er beregnet for de enkelte søer.

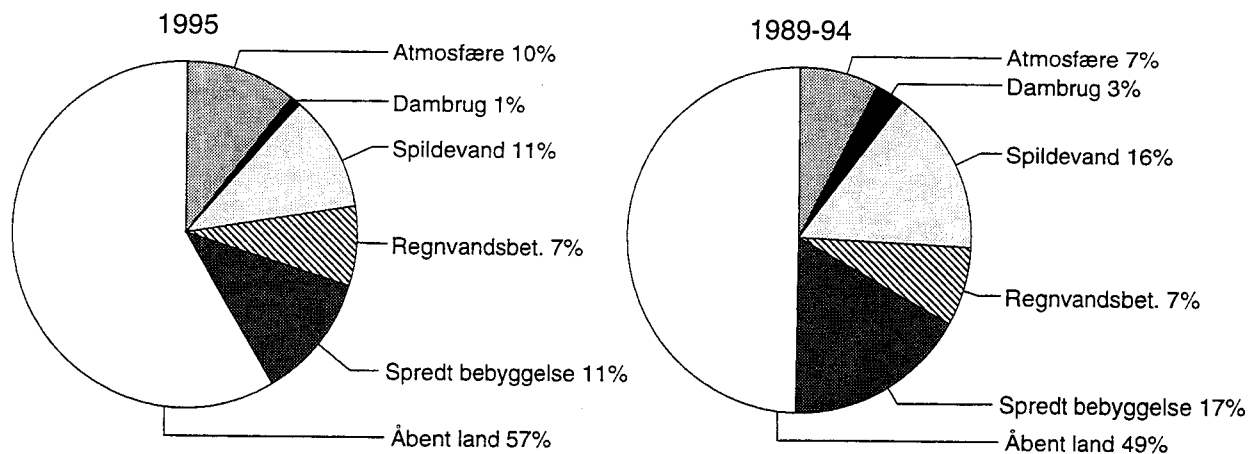
For fire søer eksisterer der ingen årsopgørelser for 1989, og i 1991 mangler data fra to søer i Frederiksborg amt.

3.3 Kilder til næringsstofbelastningen - status

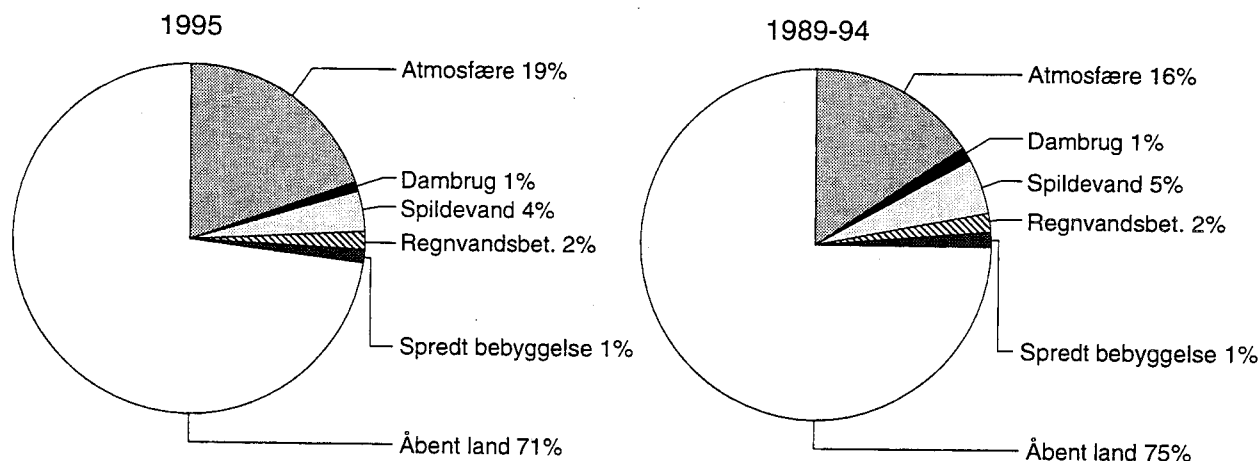
Den gennemsnitlige kildefordeling for tilførslen af fosfor i hhv. perioden 1989-94 og for året 1995 fremgår af Fig. 3.1 og tilsvarende for kvælstof fremgår af Fig. 3.2. Formålet med denne præsentation er at give et billede af belastningstypernes betydning for de danske søer generelt, men det skal understreges, at kildernes relative betydning for de enkelte søer kan variere fra 0% til næsten 100%.

Åbne land nu hovedkilde til fosforbelastningen

Hovedkilden til fosforbelastningen af søerne er bidraget fra det åbne land, der i gennemsnit udgør ca. halvdelen af totalbelastningen i perioden 1989-94 (Fig. 3.1). I 1995 er det åbne lands relative andel øget med ca. 7% i forhold til middelsituationen i perioden: 1989-94. Dette hænger især sammen med en reduktion i spildevandets andel, der er reduceret fra ca. 16% til ca. 11%. Derudover er tilførslen fra spredt bebyggelse reduceret fra 17% til 11%. Også andelen fra dambrug er reduceret fra ca. 3% til ca. 1%. Tilførslen fra regnvandsbetingede udledninger har været forholdsvis konstant, d.v.s. 7%.



Figur 3.1 Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen til overvågningssøerne i 1995 og som gennemsnit for perioden 1989-94.



Figur 3.2 Den procentuelle kildefordeling for kvælstoftilførslen til overvågningssøerne i 1995 og som gennemsnit for perioden 1989-94.

Betydningen af det atmosfæriske bidrag har derimod været stigende (fra 7 til 10%), dog alene fordi de øvrige kilder til sammen har været faldende. Det er værd at notere sig, at hvis søerne betragtes generelt, er tilførslen fra spredt bebyggelse højere end den egentlige spildevandstilførsel. Opgørelsen over udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse er dog behæftet med usikkerhed.

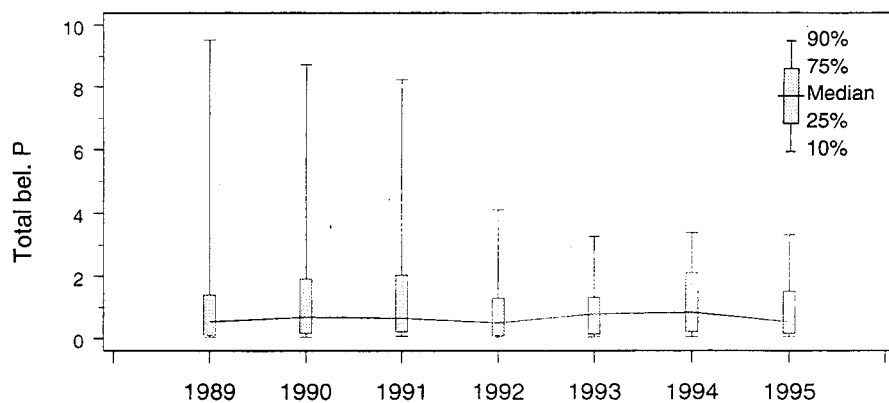
3/4 af kvælstoftilførslen kommer fra det åbne land

Kvælstofbelastningen fra det åbne land udgør ca. ¾ af den totale tilførsel (Fig. 3.2). Det atmosfæriske bidrag er den næstvigtigste kilde med en andel på ca. 15% i perioden 1989-94 og ca. 20% i 1995. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger, dambrug og spredt bebyggelse er betraget som gennemsnit mindre væsentlige kilder. Andele herfra udgør som gennemsnit henholdsvis 4-5%, 2%, 1% og 1% af den samlede tilførsel. Punktkilderne udgjorde således kun 8-9% af den gennemsnitlige belastning af overvågningssøerne i perioden 1989-95. Der er ikke fundet signifikante ændringer i den gennemsnitlige kildefordeling for kvælstof i 1995 i forhold til 1989-94. Den relative betydning af det diffuse bidrag var dog mindre end i alle forudgående år - på nær det "tørre" 1989, muligvis et tegn på, at den afstrømningskorrigerede tilførsel fra dyrkede arealer er ved at være reduceret. Der er dog endnu ikke statistisk belæg for at konkludere endegyldigt herom.

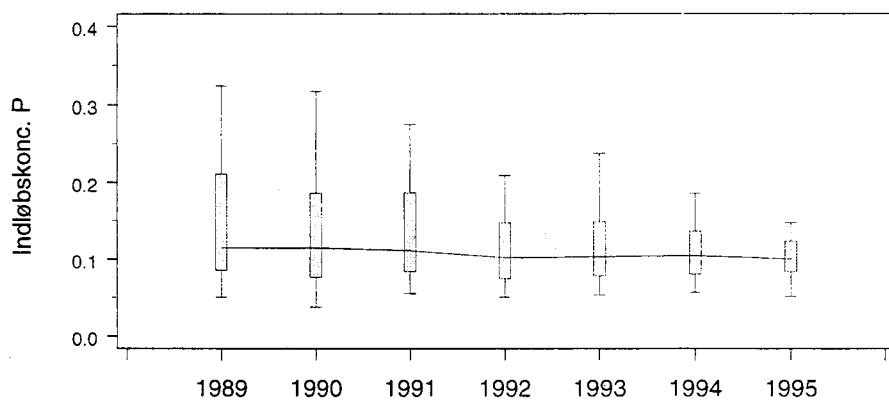
3.4 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder

Der var stor variation i næringsstofftilførslen fra sø til sø og i år til år variationen i de enkelte søer. I det følgende er denne variation illustreret ved de såkaldte boxplot, der viser 10%-fraktilen, 25%-fraktilen (1. kvartil), 50%-fraktilen (medianen), 75%-kvartilen (3. kvartil), 90%-kvartilen (se marginfigur). Eksempelvis angiver værdien af 10%-fraktilen, at 10% af søerne har en værdi som er lavere (dvs. ca. 4 søer) og resten (dvs. ca. 33 søer) en værdi, der er højere. Tilsvarende angiver 75%-fraktilen, at tre fjerdedele af søerne (dvs. ca. 28 søer) har en værdi under fraktilen og resten (dvs. ca. 9 søer) en værdi over. I figurerne er kun medtaget data fra de søer, hvor den aktuelle belastningstype er større end 0.

Figur 3.3 Boxplot for den totale tilførsel af fosfor (tons P år⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



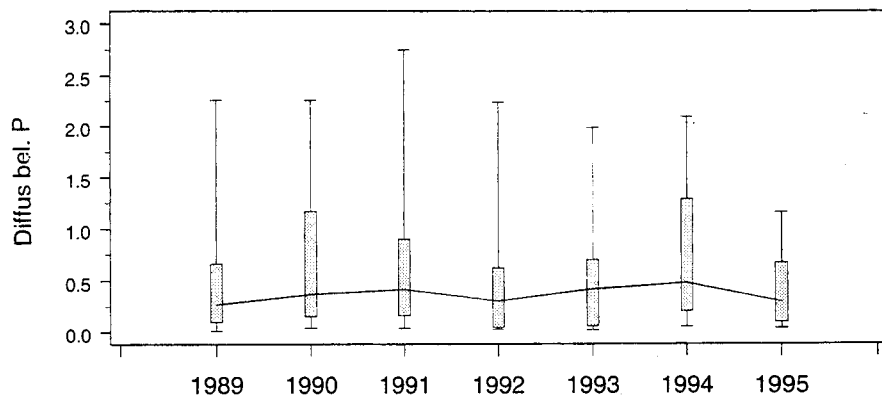
Figur 3.4 Boxplot for den vandføringsvægtede totalfosfor indløbskoncentration (mg P l⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



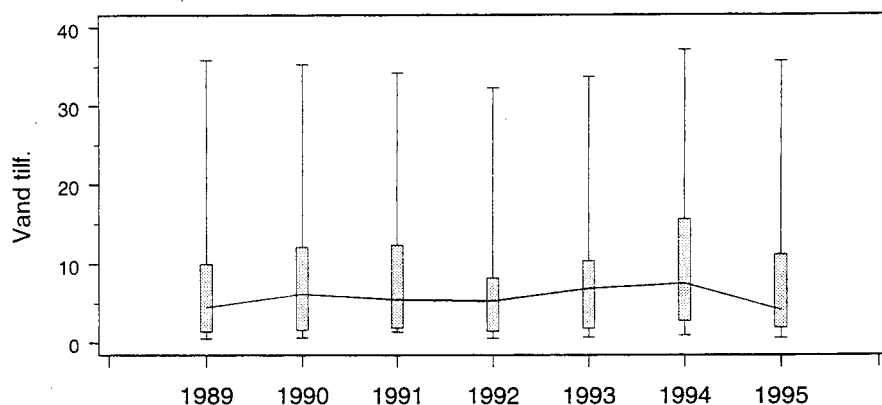
Fosfortilførsel faldet i de mest belastede søer

Median fosfortilførsel til søerne er forblevet uændret i perioden fra 1989 til 1995, og den følger i høj grad afstrømningen i de enkelte år. Men der er sket et fald i tilførslen til de mest belastede søer (90%-fraktilen, Fig. 3.3). Belastningen kan også vurderes ud fra den vandføringsvægtede indløbskoncentration, og den har været faldende i den halvdel af søerne, der har de højeste koncentrationer (Fig. 3.4). I de søer, der har de laveste koncentrationer, har koncentrationen derimod været rimeligt konstant. De faldende indløbskoncentrationer er stort set uafhængige af variationen i såvel belastningen fra det åbne land (Fig. 3.5) som i den tilførte vandmængde (Fig. 3.6). Derimod er der tendens til øget udvaskning ved stigende nedbørsmængde.

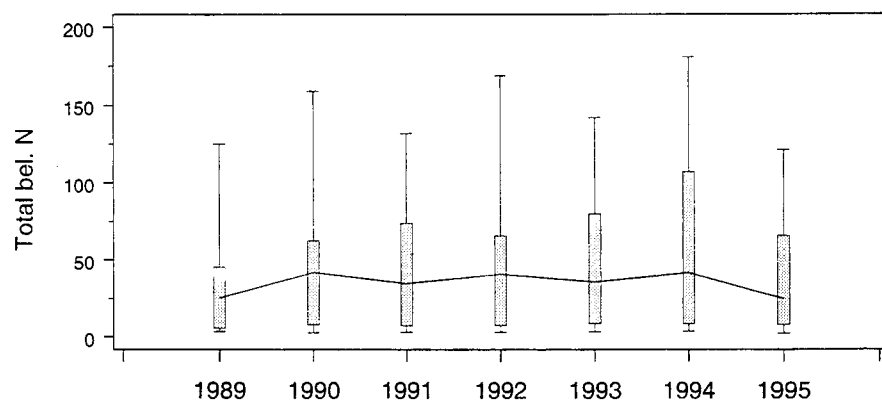
Figur 3.5 Boxplot for den diffuse tilførsel af fosfor (tons P år⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



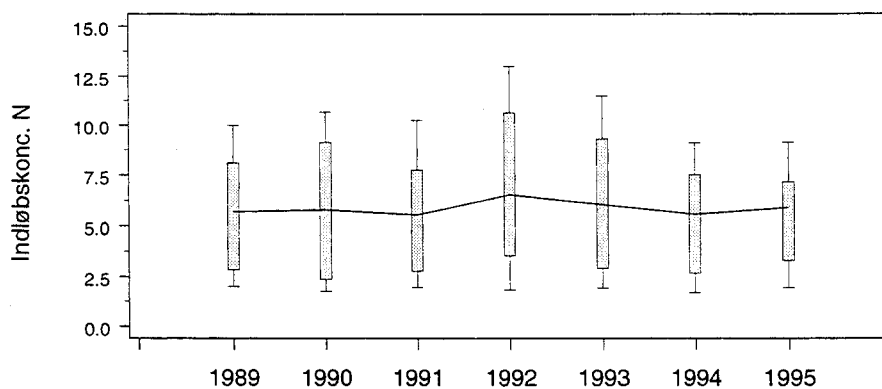
Figur 3.6 Boxplot for den totale vandtilførsel (10⁶ m³ år⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



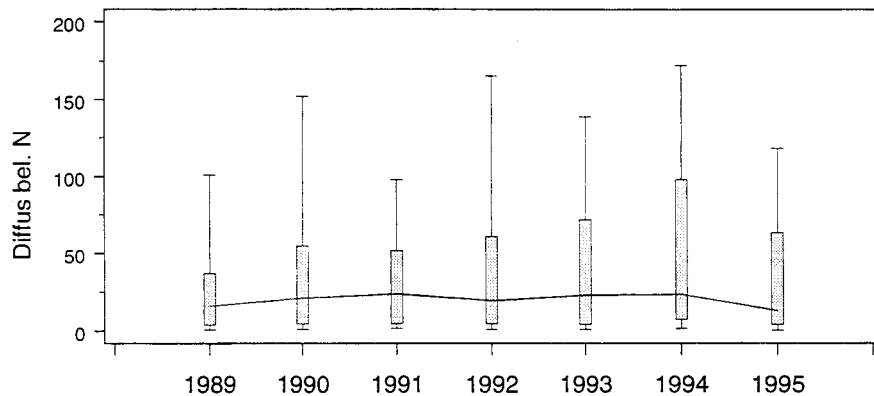
Figur 3.7 Boxplot for den totale tilførsel af kvælstof (tons N år⁻¹) til søerne 1989-95, n=37.



Figur 3.8 Boxplot for den vandføringsvægtede totalkvælstof indløbskoncentration (mg N l⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



Figur 3.9 Boxplot for den diffuse tilførsel af kvælstof (tons N år⁻¹) til søerne i 1989-95, n=37.



Intet fald i kvælstoftilførslen

Den totale kvælstoftilførsel til søerne (Fig. 3.7) har i høj grad fulgt år til år variationen i vandafstrømningen (Fig. 3.6), og der er ikke nogen signifikant udvikling i den totale kvælstoftilførsel fra 1989 til 1995. Et tilsvarende billede er fundet for de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af kvælstof (Fig. 3.8) og den diffuse tilførsel af kvælstof (Fig. 3.9).

3.5 Sammenfatning

Hovedkonklusionen for de 5 overvågningsår er således, at fosfortilførslen er blevet reduceret til mange af søerne hovedsageligt som følge af en øget rensningsindsats på spildevandsanlæg eller afskæring af byspildevand, mens kvælstoftilførslen stort set har været konstant.

4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, fosfor og jern

4.1 Indledning

Næringsstoffer bestemmer søtilstand

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

Beskrivelse af den eksterne tilførsel

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

I dette kapitel er vand- og næringsstofbalancerne for kvælstof, fosfor og jern behandlet for overvågningssøerne i perioden 1989-95.

4.2 Metoder

Massebalancer på baggrund af månedsbalancer for vand og stof

For at kunne opstille pålidelige massebalancer er det vigtigt, at der måles på en betydelig del af det vand, som tilføres og fraføres søen. Dette vurderes muligt for 21 af de 37 overvågningssøer. Balancerne for disse søer er beregnet ved månedsvis afstemning af vandbalancen på baggrund af amtskommunernes indberettede månedlige vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning, direkte tilledninger til søerne.

Vandbalancer

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

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

Beregningsmetode

Søvolumenet er i en del af søerne antaget at være konstant, hvorfor der ikke er korrigeret for ændringer i søernes vandvolumen (Δ_{volumen}). Dette skyldes problemer med indberetningen af vandstande, men forventes rettet i den endelige rapport. Hvor dette er skønnet nødvendig af hensyn til tolkningen af resultaterne, er foreløbige data for vandstande benyttet. $Q_{\text{målt}}$ er de(t) målte tilløb (målt opland), $Q_{\text{umålt}}$ er det umålte tilløb (umålt opland), normalt beregnet ved simpel oplandskorrektion til det målte tilløb, $Q_{\text{nedbør}}$ og $Q_{\text{fordampning}}$ er beregnet på baggrund af oplysninger fra Statens Planteavlsvforsøg i Foulum ($Q_{\text{nedbør}}$ er den målte nedbør gange 1,16, og $Q_{\text{fordampning}}$ er den potentielle fordampning gange 1,1), $Q_{\text{afløb}}$ er det målte afløb. Henholdsvis $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ er derefter beregnet ved afstemning af ovenstående ligning (1), og der er således tale om et nettoresultat. Enten $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ må nødvendigvis antages at være 0 i den givne måned.

Årsbalancer er herefter beregnet ved summering af de enkelte måneders resultater.

Grundvandsudveksling

En fare ved beregningen af grundvandsudvekslingen ($Q_{\text{indsivning}}$ og $Q_{\text{udsivning}}$) som en differens mellem de målte og estimerede størrelser er naturligvis, at metoden akkumulerer eventuelle usikkerheder eller fejl i dette ligningsled. Det er dog tidligere blevet sandsynliggjort, at der er tale om en reel grundvandsudveksling (Jensen *et al.*, 1995).

Stofbalancer

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

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

hvor

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

og

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

$\Delta_{\text{magasin}}S$ er ændringen i stofindhold i søen over måneden. Til_S er den samlede stoftilførsel fra det målte opland ($\text{Til}_{S_{\text{målt}}}$), umålt opland ($\text{Til}_{S_{\text{umålt}}}$), direkte spildevandstilledninger ($\text{Til}_{S_{\text{direkte}}}$), atmosfærisk deposition (Atm_S) og beregnet udsivning (Udsiv_S). Samlet stoffratørsel (Afl_S) er summen af målt fratørsel i afløbet ($\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$) og beregnet udsivning (Udsiv_S). Retentionen af stof i søen ($S_{\text{retention}}$) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

Koncentrationer for målte vand til- og fratørsler

Stofbalancerne er således opgjort ved at tildele de enkelte komponenter i vandbalancen enten målte eller estimerede stofkoncentrationer, samt ved at addere bidrag fra direkte punktkilder. Såvel $Q_{\text{umålt}}$ som $Q_{\text{indsivning}}$ er som udgangspunkt tildelt den koncentration, der er fundet i det målte tilløb, $Q_{\text{udsivning}}$ er som udgangspunkt tildelt søvandets koncentration. Hvor amtskommunerne har dokumenteret rimeligheden i anvendelsen af andre koncentrationer, er disse dog anvendt. For nedbøren er anvendt standardværdierne: 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og 0,2 kg P ha⁻¹ år⁻¹, hvor amtskommunerne ikke har dokumenteret andre værdier.

22 søer med gode vand- og stofbalancer

Pålidelige stofbalancer for kvælstof og fosfor har kunnet opstilles for 22 af de 37 overvågningssøer. Tilsvarende har pålidelige jernbalancer kun kunnet opstilles for 16 af de 37 overvågningssøer. Grunden til det lavere antal er, at der i nogle søer (og år) ikke er målt på jern i til- og afløb, og at nogle søer har en stor jerntilførsel fra grundvand, som det ikke har været muligt at tildele en pålidelig koncentration.

Beregning af stofretention

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

Stoftransportberegning

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

Usikkerheder på stoftransportberegninger

Ud over usikkerheden på beregningen af stoftilførslen til søerne fra de umålte oplande og eventuel grundvandsindsivning er der naturligvis også en vis usikkerhed på de beregnede stoftransporter i de 'målte' vandløb. Punktprøvetagning i vandløb i små oplande underestimerer transporten af total fosfor. I 13 vandløb i dyrkede oplande (5-40 km²) med intensiv, kontinuert prøvetagning (ugepuljede prøver) var fosfortransporten således i gennemsnit 26% større end transporten beregnet på baggrund af punktprøvetagning (Larsen *et al.*, 1995). Forskellen skyldes især en underestimering af transporten af partikulært P. Det må derfor antages, at der i de målte søtilløb generelt også beregnes en for lille partikulær fosfortransport, idet kun 4 søtilløb er etableret med udstyr til kontinuerlig prøveudtagning.

Fosfortilførslen underestimeret?

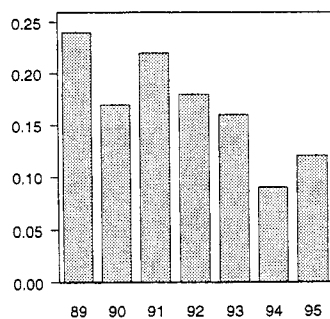
Det er imidlertid ikke muligt umiddelbart at korrigere fosfortransporterne i søtilløbene til en 'mere sand' transport, fordi de relative afvigelser mellem de to førnævnte metoder varierede meget i de 13 undersøgte vandløb, og fordi afvigelserne ikke har kunnet relateres til vandløbsspecifikke parametre.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

4.3 Vandbalancer for søerne

Søernes vandbalancer

Generelt er der målt på hovedparten af vandet i de 22 søer, men for nogle søer er betydningen af det umålte opland, nedbøren eller grundvandsudvekslingen betydelig, hvorfor det naturligvis for disse søer er af stor betydning for opstilling af fornuftige vandbalancer, at deres størrelse vurderes nøje, og at der anvendes realistiske koncentrationer for dette vand (jvf. Jensen *et al.*, 1995).

Da de danske søer generelt er små og har et lille vandvolumen er opholdstiderne i høj grad påvirkede af det enkelte års afstrømningsforhold - næsten tre fjerdedele af de 37 overvågnings søer har en opholdstid mindre end et år, d.v.s. at alt vandet i disse bliver udskiftet en til flere gange årligt.

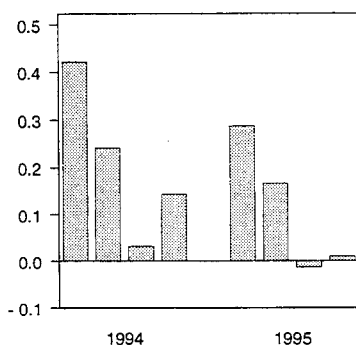


Figur 4.1 Årsmedianværdier for opholdstiden (T_w) 1989-95.

År- til år variationerne i vandopholdstiderne (T_w) og de hydrauliske belastninger (q_s) for de 21 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, ændres de også markant fra år til år afhængig af nedbørsforhold (Tabel 4.1).

Tabel 4.1 Oversigt over vandopholdstid (T_w , år) og hydraulisk belastning (q_s , m år⁻¹) Søer, der indgår de enkelte år er: 6,13, 15, 17, 18, 19, 10, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Vandopholdstid (år)	1989-95	37	0,79	0,076	0,35	1,03
	1989	20	0,75	0,102	0,24	0,67
	1990	22	0,47	0,046	0,17	0,48
	1991	21	0,45	0,053	0,22	0,46
	1992	22	0,49	0,060	0,18	0,47
	1993	22	0,48	0,048	0,16	0,46
	1994	22	0,29	0,034	0,09	0,36
1995	21	0,37	0,047	0,12	0,43	
Hydraulisk belastning (m år ⁻¹)	1989-95	37	15	2,2	8,3	23
	1989	20	14	3,9	11	14
	1990	22	21	7,6	14	27
	1991	21	29	5,7	16	23
	1992	22	29	5,7	15	23
	1993	22	23	6,0	19	28
	1994	22	31	12	31	42
1995	21	23	7,4	20	29	



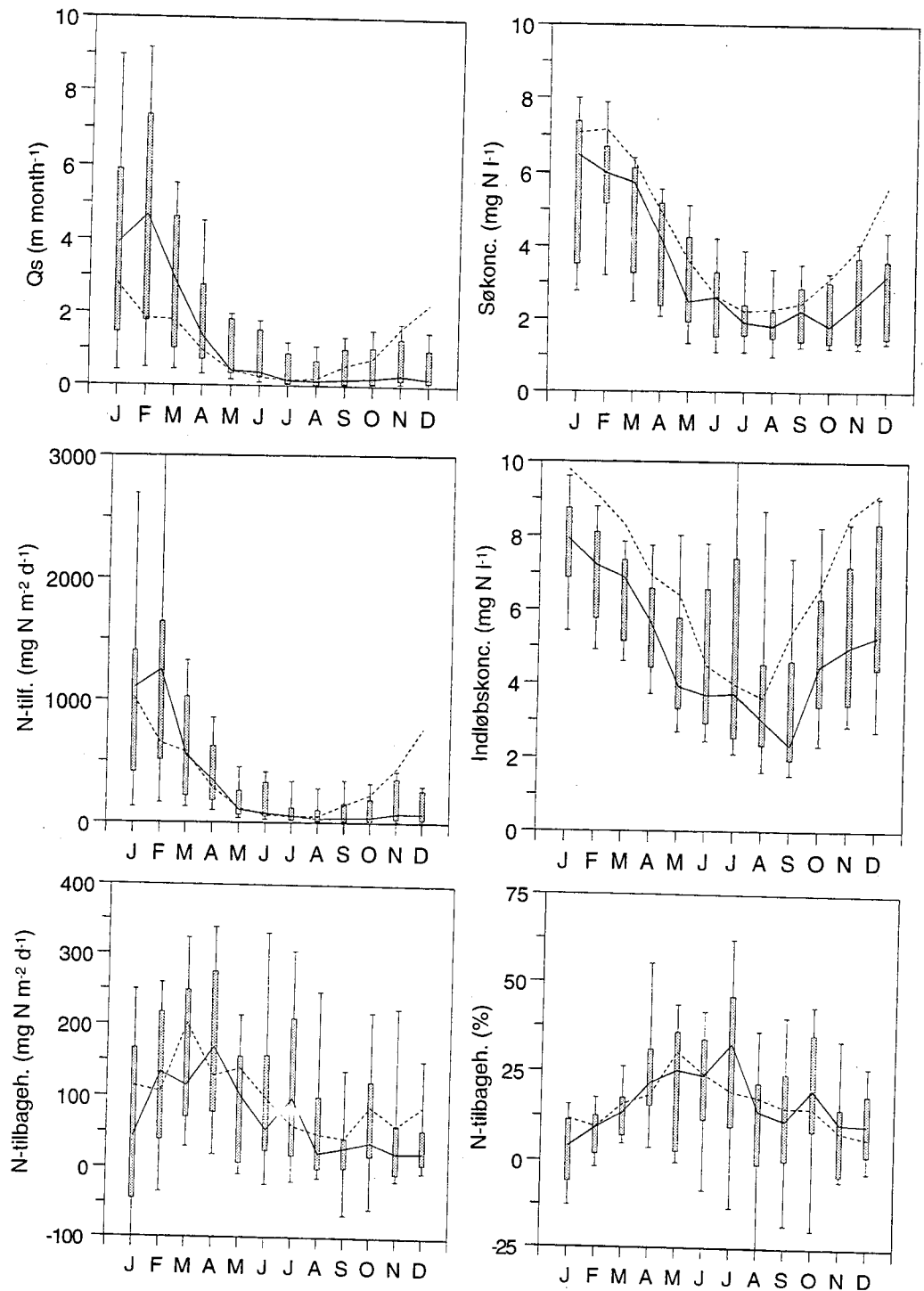
Figur 4.2. Medianvandstande (m) for kvartalerne i 1994 og 95.

I det tørre år 1989 var opholdstiderne længere end i de øvrige år, og i 1994 var opholdstiden som gennemsnit kun en trediedel af niveauet i 1989, og gennemsnittet for den hydrauliske belastning var ca. dobbelt så høj. I de mellemliggende fire år lå opholdstiden og den hydrauliske belastning på et forholdsvis konstant niveau imellem disse to yderpunkter. I 1995 var den hydrauliske belastning lavere end i 1994, men højere end i 1990-93. Sommeren var imidlertid meget tør (jvf. kapitel 2). Den forholdsvis normale middelnedbør i 1995 skyldes særligt vådt vejr de første tre måneder. Dette afspejlede sig også i vandstanden i søerne (Fig. 4.2). I de to første kvartaler var vandstanden (median for søerne) næsten ens i 1994 og 1995, mens de var betydeligt lavere i de to sidste kvartaler i 1995 end i 1994.

4.4 Kvælstofbalancer for søerne

Stor variation i kvælstoftilførslen og kvælstoftilbageholdelsen i de enkelte søer

De gennemsnitlige værdier for kvælstofbalancen for alle 37 overvågningssøer i perioden 1989-94 er vist i Tabel 4.2. Balancerne er relativt usikkert bestemt for godt 1/3 af søerne. Det er tydeligt, at såvel kvælstoftilførslen som koncentrationen i det tilstrømmende vand og i søvandet i gennemsnit var lavere end i de 22 søer, for hvilke vand- og stofbalancerne kan opgøres med størst sikkerhed. Det skyldes, at søerne med de dårligst bestemte stofbalancer typisk er søer uden veldefinerede til- og afløb, og ofte har de et relativt lille topografisk opland, og følgelig er de mindre belastede. En del af disse søer er tillige beliggende i naturområder, hvor de dyrkningsbetingede kvælstoftilførsel til vandmiljøet er mindre.



Figur 4.3. Månedsfordeling af resultater fra kvælstofbalancer for søerne i 1995. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver henholdsvis 25%- og 75% kvartiler, mens nedre og øvre ende af streger angiver henholdsvis 10%- og 90% fraktile. Den stiplede linie angiver for alle figurer medianværdien i perioden 1990-94. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37. A: Vandtilførsel (q_v), B: Søkoncentration, C: Areal-specifik tilførsel, D: Indløbskoncentration, E: Areal-specifik tilbageholdelse, F: Relativ tilbageholdelse.

Mindre kvælstoftilførsel i 1995

Kvælstoftilførslen til de 22 søer med de mest sikre vand- og stofbalancer var i 1995 lavere end i alle de øvrige år, på nær 1989 (både som gennemsnit og median). Tilførslen var næsten halveret i forholdt til 1994, der var året med den højeste kvælstoftilførsel siden 1989. Til halvdelen af disse søer (median) var tilførslen således større end $624 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i 1994 mod $390 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i 1995 (Tabel 4.2).

Tilløbs- og afløbskoncentrationer

Tilsvarende nåede koncentrationerne af kvælstof i søtilløbene det hidtil laveste niveau i 1995. Kvælstofindholdet i søafløbene var derimod ikke tilsvarende mindre end i tidligere år. Der blev med andre ord tilbageholdt mindre af den tilførte kvælstof i søerne, kvælstoftilbageholdelsen var i gennemsnit "kun" $84 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, hvilket er den laveste tilbageholdelse i de 7 overvågningsår. Tilbageholdelsen i procent var dog ikke mindre, som gennemsnit var den på niveau med de tidligere "våde" år (omkring 25%), og som median var tilbageholdelsen omkring 30%, hvilket er større end i årene med en stor afstrømning, men dog 10% lavere end i det "tørre" år 1989.

Sæsonvariation i kvælstofbalancer

Den generelle sæsonvariation i kvælstofbalancen har fulgt det samme mønster i alle årene. Sæsondynamikken er beskrevet i detaljer for alle foregående år (bl.a. *Jensen et al., 1995*), hvorfor der i år kun præsenteres resultater fra 1995 (Fig. 4.3). Vandafstrømning (q_s), indløbskoncentration, tilførsel og søkoncentration er størst i 1. og 4. kvartal og mindst om sommeren, mens tilbageholdelsesprocenten er størst i 2. og 3. kvartal. Den absolutte arealspecifikke tilbageholdelsesrate er dog størst i vinterhalvåret og mindst i 3. kvartal.

Stofafstrømning i 1995

Den generelle sæsonvariation i kvælstofbalancen har fulgt det samme mønster i alle årene, sæsondynamikken er blevet beskrevet i detaljer for alle år tidligere (bl.a. *Jensen et al., 1995*) (Fig. 4.3). Afstrømningsmønstret med de 3 "våde" måneder: januar, februar og marts og de 4 "tørre" måneder september, oktober, november og december fremgår tydeligt når q_s for de enkelte måneder i 1995 sammenlignes med mediansituationen (fig. 4.3a). Der er naturligvis variationer fra sø til sø blandt andet afhængig af geografiske forhold, herunder om vandtilførslen er baseret på overfladevand eller grundvand. Vandtilførslen stopper næsten fuldstændig til nogle søer om sommeren (f.eks. Hejrede sø) mens andre har en høj vandtilførsel (f.eks. Ørn sø). Betydningen af dette vil ikke blive belyst i detaljer i denne rapport, men der henvises til tidligere rapporter (jvf. *Windolf et al., 1993; Jensen et al., 1994*).

Lavere søkoncentration i 1995

Sæsonmønstret svarer til det der blev fundet for et større antal danske søer (*Jensen et al., 1994*), dog var koncentrationen gennem hele sæsonen som median lavere end normalt (Fig. 4.3b), og specielt i perioden oktober-december var koncentrationerne lave. Dette er betinget af den usædvanlig ringe afstrømning i denne periode, hvilket også afspejles i indløbskoncentration af kvælstof (fig. 4.3c), der som median også er mindre end normalt. Også her er forskellen størst i perioden oktober-december.

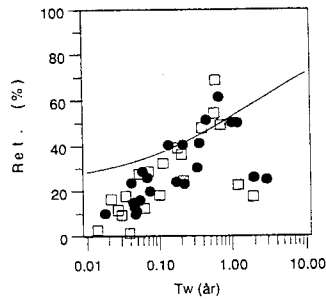
Tabel 4.2. Kvælstofbalance for 20-22 af overvågningssøerne i de enkelte år samt gennemsnitsværdier for alle 37 søer. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer der indgår i de enkelte år: 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Tilførsel (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	37	283	23	118	433
	1989	20	260	113	310	385
	1990	22	513	257	449	576
	1991	21	415	172	378	434
	1992	22	531	225	463	634
	1993	22	558	212	457	642
	1994	21	624	295	567	947
	1995	21	390	175	333	662
Indløbskoncentration (mg N l ⁻¹)	1989-95	37	5,9	3,3	5,7	8,4
	1989	20	7,5	5,9	7,7	9,8
	1990	22	8,4	6,5	8,6	11,2
	1991	21	7,5	6,6	7,4	9,71
	1992	22	9,5	7,5	10,6	11,8
	1993	22	8,2	6,1	9,3	10,3
	1994	22	6,8	5,5	7,6	8,1
	1995	21	6,2	4,7	6,7	7,7
Udløbskoncentration (mg N l ⁻¹)	1989-95	37	3,7	1,2	2,7	5,7
	1989	20	4,2	3,1	4,1	5,4
	1990	22	5,5	3,9	5,5	7,4
	1991	21	5,1	3,6	5,0	6,4
	1992	22	5,9	3,7	5,9	7,8
	1993	22	5,6	4,3	5,7	7,2
	1994	22	5,2	4,6	5,7	6,6
	1995	21	5,0	3,8	5,2	6,0
Tilbageholdelse (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	37	66	16	44	93
	1989	20	105	60	88	150
	1990	22	135	60	120	210
	1991	21	117	54	98	115
	1992	22	147	81	147	214
	1993	22	131	69	110	184
	1994	22	124	51	107	207
	1995	21	84	43	68	135
Tilbageholdelse (%)	1989-95	37	49	26	52	69
	1989	20	38	24	40	52
	1990	22	28	22	27	34
	1991	21	31	20	31	42
	1992	22	31	17	29	45
	1993	22	29	16	23	43
	1994	22	25	12	20	36
	1995	21	25	15	30	38

Stor tilførsel i januar til marts

En meget stor del af tilførslen af kvælstof i 1995 skete i perioden: januar-marts, især februar måned havde en tydeligt højere tilførsel sammenlignet med perioden 1990-94 (Fig. 4.3d). Men den markante stigning i tilførslen af kvælstof, der normalt sker i september, ude-

Lavere absolut tilbageholdelse



Figur 4.4 Kvælstoftilbageholdelsen i relation til opholdstiden. Linien er ligning 4.1. ●: 1995, □: 1989-94.

Stor variation i fosfortilførslen og -tilbageholdelsen

Tilførsel af fosfor

Tilbageholdelse af fosfor

blev i 1995, og til de fleste søer var tilførslen i de sidste måneder af 1995 meget lav sammenlignet med perioden 1990-94.

Tilbageholdelsen af kvælstof i søerne var derfor også generelt lavere i 1995 sammenlignet med de tidligere år (Fig. 4.3e). Dette var specielt udpræget i oktober-december. Men den relative tilbageholdelse var nogenlunde som i et "normalt" år (Fig. 4.3f). De store variationer i den relative tilbageholdelse i sommerperioden er mest et udtryk for de store forskelle mellem søerne i tilførsel i denne periode.

Der er tidligere på baggrund af resultaterne fra Overvågningsprogrammet udviklet empiriske modeller for den relative kvælstoftilbageholdelse og vist, at vandopholdstiden forklarer 67% af kvælstoftilbageholdelsen (Jensen *et al.*, 1994). Modellen for kvælstoftilbageholdelse som funktion af vandopholdstiden (T_w):

$$\text{ligning 4.1: } N_{\text{ret}} (\%) = 59 \cdot T_w^{0.29}$$

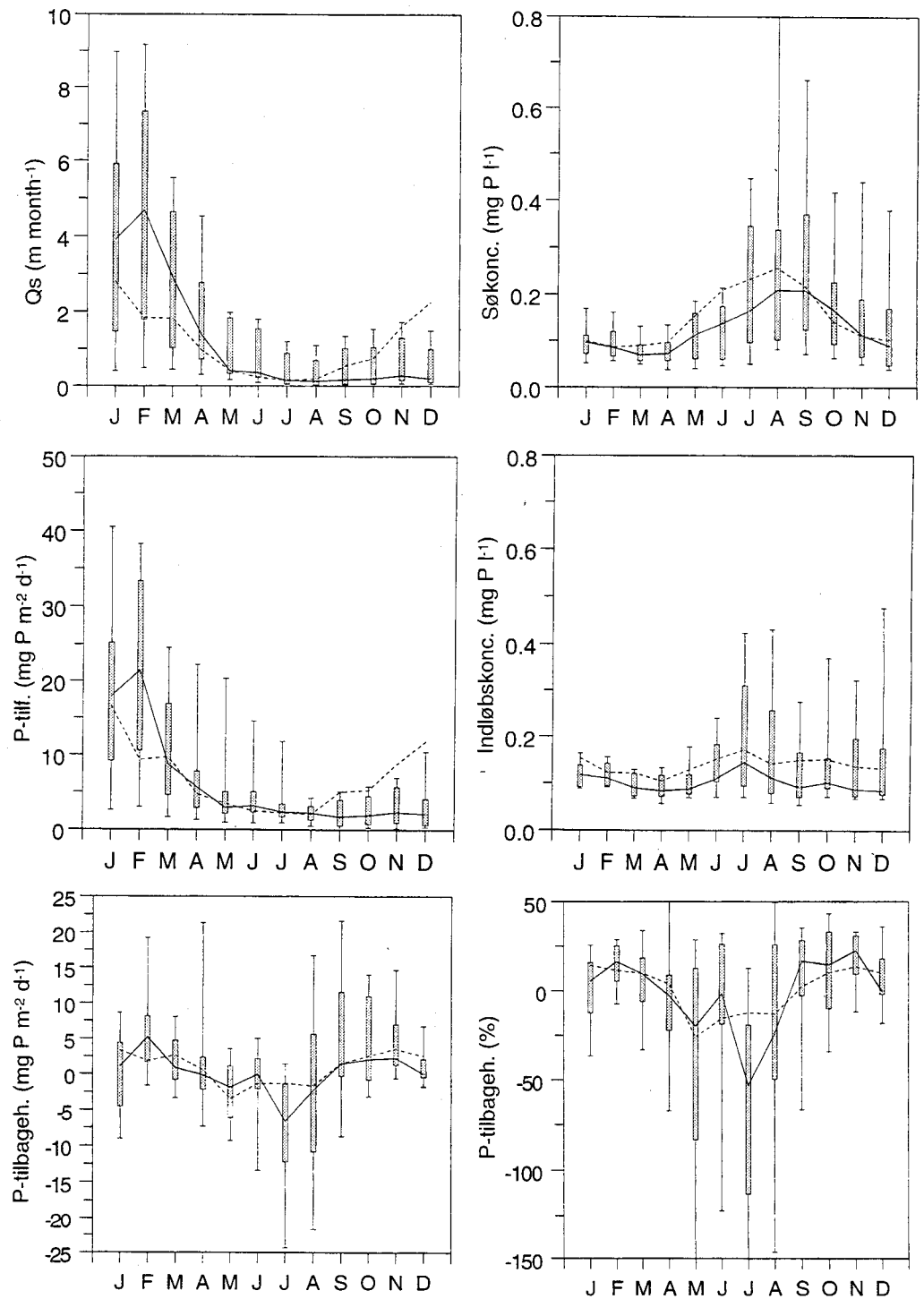
Relationen er vist i Fig. 4.7 sammen med de beregnede tilbageholdelsesprocenter for 1995 og de gennemsnitlige værdier for 1989-94. Modellen synes generelt at overestimere tilbageholdelsesprocenten i søerne med det hurtigste vandskifte og mindst vandopholdstid (T_w).

4.5 Fosforbalancer for søerne

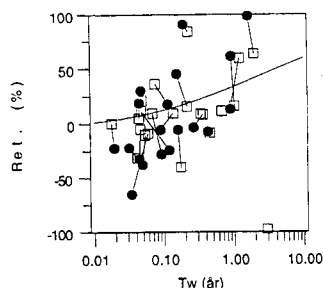
I Tabel 4.3 er nøgletallene for fosforbelastning og balancer i overvågnings søerne i perioden fra 1989 til 1995 angivet. Det fremgår af tabellen, at de søer, for hvilke det har været muligt at opstille sikre massebalancer, er de mest belastede, hvorfor værdierne for koncentrationer og tilførsler generelt er lavere for de 37 søer.

Fosfortilførslen er i absolutte mængder ikke reduceret væsentligt hverken som gennemsnit, median eller kvartiler igennem perioden 1989-95. I 1995 var fosfortilførslen dog mindre end i mere våde år, f.eks. var den kun godt halvdelen af niveauet i 1994 på grund af den lave afstrømning i 1995. Den generelle tendens til reduktion i indløbskoncentrationen fortsatte i 1995, specielt i søer med høje indløbskoncentrationer. Tilsvarende var udløbskoncentrationen mindre, om end ikke i samme grad.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne i 1995 var ringe, og i mere end halvdelen af de 21 søer var tilbageholdelsen stadig negativ. 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 betyder samtidigt, at også ændringer i søvandet (totalfosfor, klorofyl m.v.) er mindre, end man skulle forvente ud fra formindskelsen i den eksterne belastning (se Kapitel 5). En del af årsagen til den lave fosforretention kan dog forklares ved, at fosfortilførslen generelt er underestimeret (se kap. 3.4).



Figur 4.5. Månedsfordeling af resultater fra fosforbalancer for søerne i 1995. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver henholdsvis 25%- og 75% kvartiler, mens nedre og øvre ende af strengen angiver henholdsvis 10%- og 90% fraktilen. Den stiplede linie angiver for alle figurer medianværdien i perioden 1990-94. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37. A: Vandtilførsel (q_s), B: Søkonzentration, C: Areal-specifik tilførsel, D: Indløbskonzentration, E: Areal-specifik tilbageholdelse, F: Relativ tilbageholdelse.



Figur 4.6 Fosfortilbageholdelsen i relation til opholdstiden. Linien er ligning 4.2 med indløbskoncentration på $0,5 \text{ mg P l}^{-1}$. ●: 1995, □: 1989-1994.

Sæsonforløbet i søkoncentrationen

Stor fosfortilførsel i januar til marts

Lav tilbageholdelse om sommeren

Som for kvælstof følger sæsonvariationen i fosfor det samme mønster i alle årene. Derfor er sæsondynamikken for fosfor er her kun beskrevet for 1995 (Fig. 4.5). Søvandets fosforkoncentration følger til dels variationen i indløbskoncentrationen, men er også påvirket af sæsonvariationen i stoftilbageholdelse. Tilbageholdelsen er generelt positiv i vinterhalvåret og negativ om sommeren, hvor der sker en opbygning af en fosforpulje (almengænge) i søvandet og en frigivelse af fosfor fra sedimentet.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger generelt de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (f.eks. Vollenweider-modellen). Tilbageholdelsen øges ved øget opholdstid (Fig. 4.6). Tilbageholdelsen af fosfor er dog generelt lavere end beskrevet med Vollenweider-relationen, betinget især af frigivelsen af fosfor fra sedimentet. Derfor opnås også en bedre sammenhæng, hvis Vollenweider-udtrykket modificeres.

$$\text{ligning 4.2: } P_{so} = 8,4 * (P_i / (1 + \sqrt{T_w}))^{0,67}, r^2 = 0,56$$

hvor P_{so} er årsmiddel søkoncentrationen ($\mu\text{g P l}^{-1}$), P_i er årsmiddel indløbskoncentration ($\mu\text{g P l}^{-1}$) og T_w er opholdstiden i år.

I praksis skal man dog stadig anvende den umodificerede Vollenweider-relation, hvis man eksempelvis fremskriver effekter af belastningsreduktionen, da man vil være interesseret i forholdene, når der er opnået ligevægt med den eksterne belastning. For 1995 er den lidt lavere tilbageholdelse i forhold til "normalen" nok betinget af den store vandgennemstrømning i 1. kvartal (Fig. 4.4), hvor en relativ stor del af fosfortilførslen blot blev skyllet gennem søerne.

Det generelle sæsonmønster for koncentrationen af totalfosfor i søvandet svarer til det, der er fundet for eutrofe lavvandede danske søer (Jensen et al., 1994) med de højeste koncentrationer i sommermånederne (Fig. 4.5b). I 1995 var koncentrationsniveauet noget lavere end i perioden 1990-94, mest udpræget ses dette i perioden april-august. I månederne september til december var mediankoncentrationen dog sammenfaldende med niveauet i samme periode i 1990-94. Indløbskoncentrationen af totalfosfor gennem hele året var lavere end i den forudgående 5-års periode - også i de første måneder med de høje afstrømninger (Fig. 4.5c). Indløbskoncentrationerne var generelt højest i sommermånederne, hvilket skyldes en mindre fortynding af spildevandsbidragene i denne periode (se kap. 3 angående kildefordelingen af tilførslen).

En meget stor del af fosfortilførslen i 1995 skete som for kvælstofs vedkommende i perioden januar-marts, og også for fosfor havde februar måned en tydelig højere tilførsel (Fig. 4.5d). Tilførslen i perioden marts til august var nogenlunde den samme som i 1990-94, mens tilførslen til de fleste søer i de sidste måneder af 1995 var meget lav.

Tilbageholdelsen af fosfor i 1995 var som i de øvrige år lavest om sommeren. For de fleste af søerne var der tale om en netto frigivelse i perioden fra maj til og med august. Specielt i juli måned 1995 var der en meget høj frigivelse i mange søer (Fig. 4.5e). Den relative tilbageholdelse var også mindst og frigivelsen størst, i juli måned. Median-

værdien var samtidigt større end -50% (Fig. 4.5f). Variationerne mellem søerne i den relative tilbageholdelse var dog store i sommerperioden. Dette er som for kvælstof hovedsageligt betinget af store forskelle i tilførslen i denne periode.

Tabel 4.3 Fosforbalance for 19-21 af overvågningssøerne i de enkelte år samt gennemsnitsværdier for alle 37 søer 1989-95. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår i enkelt år: 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Tilførsel (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	37	6,4	0,6	2,5	8,7
	1989	20	14	3,4	6,3	11
	1990	22	15	4,7	8,1	18
	1991	21	14	4,4	6,6	17
	1992	22	8,7	3,6	6,2	12
	1993	22	11	4,0	7,8	13
	1994	22	13	6,0	12,1	17
	1995	21	8,2	3,4	6,8	9
Indløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989-95	37	0,15	0,09	0,11	0,15
	1989	20	0,41	0,15	0,21	0,32
	1990	22	0,27	0,12	0,16	0,24
	1991	21	0,25	0,11	0,17	0,22
	1992	22	0,17	0,10	0,13	0,17
	1993	22	0,17	0,10	0,15	0,18
	1994	22	0,15	0,10	0,13	0,16
	1995	21	0,14	0,10	0,11	0,13
Udløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989-95	37	0,13	0,07	0,10	0,16
	1989	20	0,27	0,10	0,16	0,22
	1990	22	0,25	0,10	0,17	0,21
	1991	21	0,21	0,10	0,12	0,17
	1992	22	0,17	0,10	0,11	0,16
	1993	22	0,17	0,10	0,12	0,16
	1994	22	0,14	0,08	0,12	0,14
	1995	21	0,13	0,08	0,11	0,14
Tilbageholdelse (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	37	0,8	-0,09	0,40	1,5
	1989	20	5,3	0,09	2,0	4,4
	1990	22	2,2	-0,30	0,8	3,1
	1991	21	2,9	0,66	1,5	3,4
	1992	22	0,2	-1,9	0,02	0,87
	1993	22	1,3	-0,51	1,2	2,0
	1994	22	0,6	-1,6	0,4	2,6
	1995	21	0,5	-2,0	-0,21	1,7
Tilbageholdelse (%)	1989-95	37	21	-10	16	62
	1989	20	23	2,4	26	47
	1990	22	7,1	-13	8,0	25
	1991	21	20	7,6	14	32
	1992	22	-2,5	-12	2,6	19
	1993	22	10	-8,9	11	16
	1994	22	5,7	-7,4	5,5	24
	1995	21	2,9	-22	-4,1	29

4.6 Jernbalancer for søerne

16 søer med gode jernbalancer

I eutrofieringsmæssig sammenhæng er jernbalancen interessant, fordi jern- og fosfordynamikken er tæt koblet i søer (Jensen & Andersen, 1990). Det er i dag desværre ikke muligt at opstille jernbalancer for alle 37 søer, idet der mangler erfaringstal m.v. for jernafstrømningen fra forskellige oplandstyper. Detaljerede jernbalancer har således kun kunnet opstilles for 16 af søerne.

Tilførslen følger afstrømningen

Tilførslen af jern til søerne fulgte i høj grad vandafstrømningen. Således var niveauet i 1995 stort set som i et "normal" år. Der blev tilført 56 mg Fe m^{-2} i gennemsnit for året og $28 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ som median (Tabel 4.4).

Ring variation i indløbskoncentrationer

År til år variationerne i indløbskoncentrationen var små (der ses bort fra 1989, hvor antallet af søer med jernbalancer var væsentligt mindre), indløbskoncentrationerne lå mellem 0,4 og 0,8 mg Fe l^{-1} både i gennemsnit og som median. Tilsvarende var variationerne i afløbskoncentrationer små. De lå mellem 0,2 og 0,5 mg Fe l^{-1} (gennemsnit og median).

Konstant tilbageholdelse af jern

År til år variationerne i tilbageholdelsen af jern var lille, og kun i få søer/år var tilbageholdelsen negativ. I Arreskov Sø var den f.eks. negativ i 1990 og 1991, men muligvis skyldes det en ikke indregnet høj grundvandstilførsel af jern (Fyns amt, 1994).

Lille variation i søkoncentrationen af jern

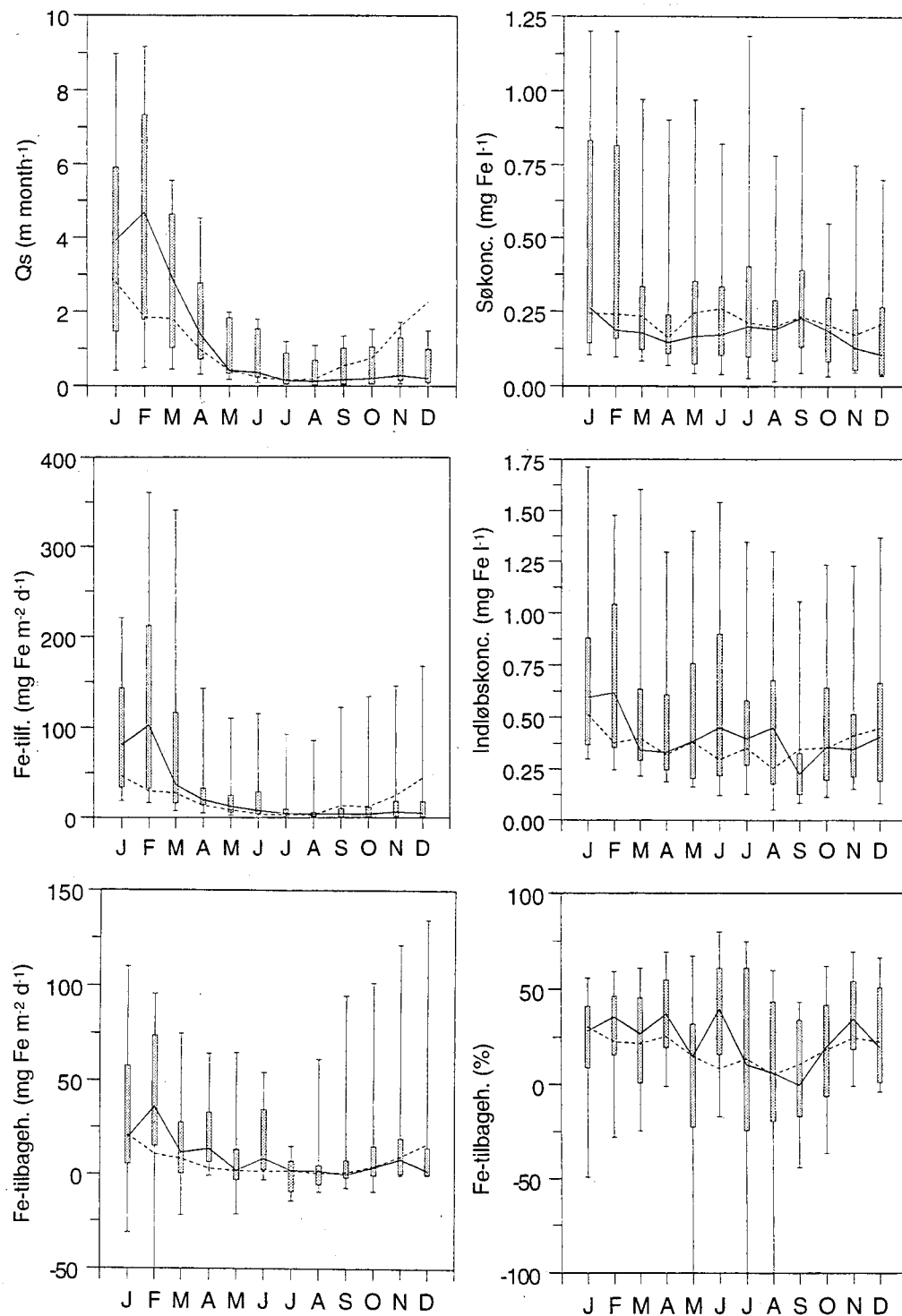
Søvandskoncentrationen af jern udviste forholdsvis lille årstidsvariation i de fleste søer (Fig. 4.7b). I 1995 betød den mindskede tilførsel i oktober til december, at søvandskoncentrationen i disse måneder var lavere end normalt. Indløbskoncentrationerne udviste heller ikke nogen stor sæsonvariation (Fig. 4.7 c). Median indløbskoncentrationen lå generelt mellem 0,3 og 0,6 mg Fe l^{-1} , mens median søvandskoncentrationen var noget lavere (generelt mellem 0,1 og 0,2 mg Fe l^{-1}). Forskellen mellem disse to niveauer skyldes tilbageholdelsen i søerne.

Høj tilførsel i januar og februar

Sæsonforløbet i jerntilførslen i 1995 (Fig. 4.7d) fulgte i høj grad vandtilførslen (Fig. 4.7a). I januar og februar, hvor tilførslen var meget høj; var medianen ca. $100 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mens den i den resterende periode var mindre end $50 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ og hyppigt mindre end $10 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Den lille tilførsel i perioden oktober til december var mere udpræget for jern, end tilfældet var for både kvælstof og fosfor. Dette må skyldes en betydeligt mindre partikulær transport end normalt, hvilket har størst effekt på jerntransporten, da denne næsten udelukkende sker i partikulær form.

Stor tilbageholdelse i januar og februar

Tilbageholdelsen af jern var størst i de første to måneder af 1995 med median tilbageholdelsesrater på ca. $25 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Fig. 4.5e). I de fleste måneder var der en væsentlig tilbageholdelse, men om sommeren specielt i maj, juli, august og september var der i en del søer en frigivelse af jern fra sedimentet. I juni, hvor mange søer er i en temporær klarvandsfase, var tilbageholdelsesprocenten derimod høj.

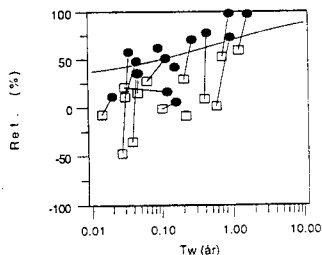


Figur 4.7. Månedsfordeling af resultater fra jernbalancer for søerne i 1995. De forbundne punkter angiver medianværdier, nedre og øvre del af den fyldte kasse angiver henholdsvis 25%- og 75% kvartiler, mens nedre og øvre ende af strengen angiver henholdsvis 10%- og 90% fraktilen. Den stiplede linie angiver for alle figurer medianværdien i perioden 1990-94. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37. A: Vandtilførsel (q), B: Søkoncentration, C: Areal specifik tilførsel, D: Indløbskoncentration, E: Areal specifik tilbageholdelse, F: Relativ tilbageholdelse.

Tabel 4.4 Jernbalance for 13-18 af overvågningssøerne i de enkelte år. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel. Søer, der indgår i enkelt år: 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 37.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Tilførsel						
(mg Fe m ⁻² d ⁻¹)	1989	9	85	4,3	28	40
	1990	13	75	16	26	59
	1991	11	66	9,3	18	80
	1992	14	51	5,5	19	43
	1993	14	60	16	28	38
	1994	15	71	20	41	76
	1995	16	56	15	28	63
Indløbskoncentration						
(mg Fe l ⁻¹)	1989	9	0,99	0,40	0,95	1,01
	1990	13	0,79	0,35	0,46	0,79
	1991	11	0,79	0,44	0,56	0,93
	1992	14	0,63	0,33	0,35	0,77
	1993	14	0,63	0,34	0,44	0,83
	1994	15	0,66	0,35	0,51	0,80
	1995	16	0,74	0,35	0,51	0,92
Udløbskoncentration						
(mg Fe l ⁻¹)	1989	9	0,43	0,16	0,25	0,44
	1990	13	0,43	0,22	0,34	0,47
	1991	11	0,43	0,15	0,28	0,57
	1992	14	0,31	0,12	0,20	0,26
	1993	14	0,42	0,13	0,16	0,29
	1994	15	0,28	0,14	0,21	0,33
	1995	16	0,33	0,15	0,23	0,38
Tilbageholdelse						
(mg Fe m ⁻² d ⁻¹)	1989	9	40	3,0	21	29
	1990	13	34	1,3	7,9	27
	1991	11	27	2,4	10	35
	1992	14	22	4,0	12	21
	1993	14	16	3,5	12	21
	1994	15	32	3,9	24	35
	1995	16	25	4,2	12	30
Tilbageholdelse (%)						
	1989	9	54	38	68	73
	1990	13	30	8,1	33	67
	1991	11	43	14	45	65
	1992	14	50	30	53	62
	1993	14	45	27	45	67
	1994	15	49	17	52	70
	1995	16	49	35	52	63

Frigivelsesprocessen vil i høj grad være styret af redox-forholdene i sedimentet, og specielt i søer med enten permanent eller temporær iltfrie forhold over sedimentet i sommermånederne vil frigivelsen kunne blive høj. Den relative tilbageholdelse af jern i forhold til tilførslen er noget mere variabel mellem søerne end den absolutte tilbageholdelse (Fig. 4.7f).



Figur 4.8 Jerntilbageholdelsen i relation til opholdstiden. Linien er ligning 4.3 med indløbskoncentration på 0,5 mg Fe l⁻¹. •: 1995, □: 1994.

Tilbageholdelsen af jern i søerne følger det mønster, som kendes for fosfor og kvælstof, nemlig at tilbageholdelsen er styret af den tilførte mængde samt vandets opholdstid (Fig. 4.8).

Det er valgt at bruge en model af samme type som for fosfor, da dynamikken af jern på mange måder ligner fosfordynamikken:

$$\text{ligning 4.3: } Fe_{so} = 0,76 \cdot (Fe_i / (1 + \sqrt{T_w}))^{1/2}, r^2 = 0,70$$

hvor Fe_{so} er årsmiddel søkoncentrationen (mg Fe l⁻¹), P_i er årsmiddel indløbskoncentration (mg Fe l⁻¹) og T_w er opholdstiden i år.

4.7 Betydningen af den biologiske struktur for kvælstoftab i søer

Indledning

I en tidligere overvågningsrapport har vi præsenteret en model, som kan anvendes til at forudsige sæsonvariationen i kvælstofkoncentration og -tab i søer ud fra kendskab til kvælstoftilførslen, den hydrauliske opholdstid i søen og vandtemperaturen (Windolf *et al.*, 1995). Modellen er udviklet på fortrinsvis lavvandede, nærings- og fiskerige søer uden bundplanter og med kort hydraulisk opholdstid, og der blev redegjort for, at modellen formentlig ikke ville kunne anvendes i planterige søer og søer med lav tæthed af planktivore fisk.

Med udgangspunkt i data fra Arreskov Sø og Engelsholm Sø viser vi i dette afsnit, hvordan ændringer i mængden af planktivore fisk kan påvirke søens evne som filter for kvælstof.

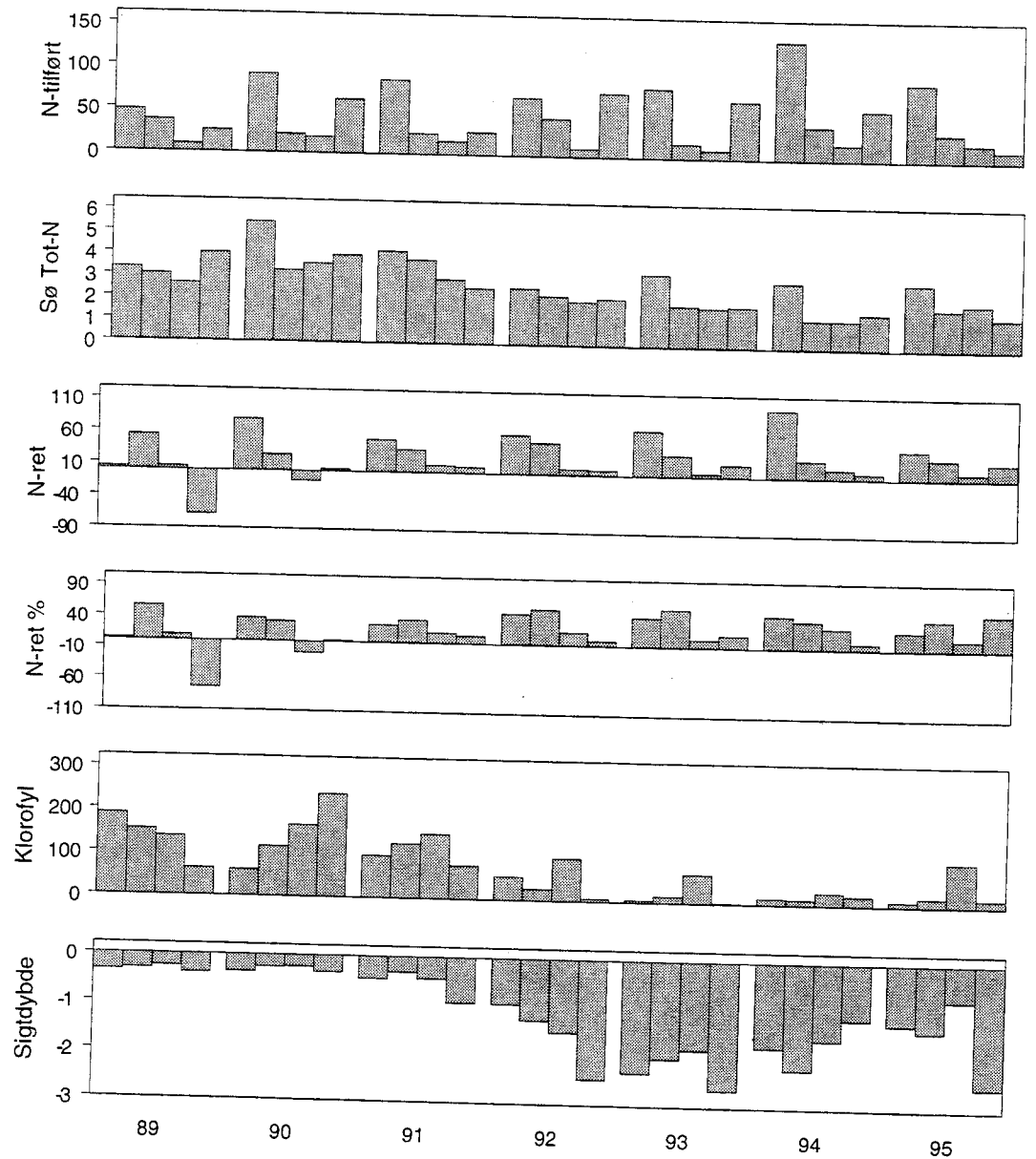
Resultater

I Arreskov Sø på Fyn forsvandt hovedparten af brasenbestanden i eftersommeren 1991 og vinteren 1992 af ikke fuldt ud afklarede årsager. Effekten var stor. Søen blev klarvandet, bl.a. fordi der kom flere dafnier, som nedgræssede algerne, og fordi den fiskebetingede ophvirvling af bundmateriale mindskedes (Fig. 4.9 og *Fyns amt*, 1996). Dette sidste understreges af, at mængden af suspenderet stof pr. klorofylenhed og sigtddybden hhv. faldt og steg markant (Fig. 4.10). De bedre lysforhold betød en langsom indvandring af bundplanter, der dog ved maksimum i juli-august maksimalt kun dækkede 0,8% af bundarealet i 1993, >0,6% i 1994 og 4,5% i 1994. En massebalance på kvælstof viste, at søen før nedgangen i fiskebestanden på årsbasis tilbageholdt 26 til 38% af den tilførte kvælstof, medens det samme tal efter indgrebet var 48-62%.

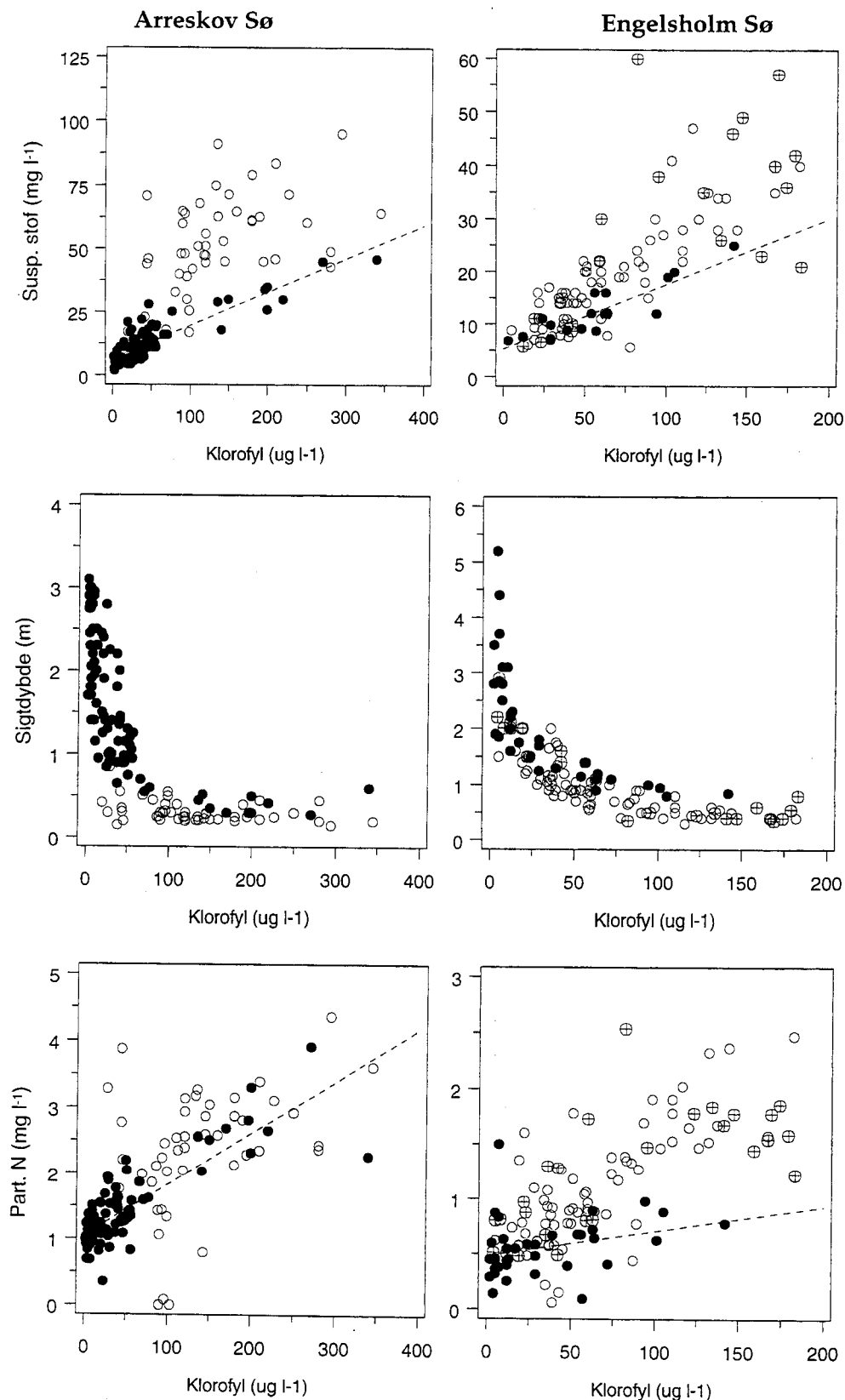
I Engelsholm Sø i Vejle amt er der i restaureringsøjemed foretaget et indgreb i fiskebestanden i 1992-1994. I alt er der fjernet 19,2 tons fisk (438 kg ha⁻¹) fra søen, hovedsageligt brasen eller ca. 90% af den samlede biomasse af dyreplanktonædende fisk. I 1994 blev søen klarvandet (Fig. 4.11 og *Vejle amt*, 1995) som følge af stigning i mængden og størrelsen af dafnier. Som i Arreskov Sø steg sigtddybden mere, end man skulle forvente ud fra faldet i klorofyl (Fig. 4.11), hvilket tyder på mindsket bundophvirvling. Det støttes af, at suspenderet stof pr. klorofylenhed faldt. I 1995 begyndte en kolonisering af undervandsplanter, men dækningsgraden og biomassen var ringe.

Arreskov Sø

Engelsholm Sø



Figur 4.9. Kvartalsmassebalance for Arreskov sø 1989-95. a) Kvælstoftilførsel ($\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$). b) Koncentration af totalkvælstof (mg N l^{-1}). c) Kvælstoftilbageholdelse ($\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$). d) Kvælstoftilbageholdelse (%). e) Klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$). f) Sigtdybde (m).



Figur 4.10 Relationen mellem suspenderet stof, sigtdybde samt partikulært kvælstof og klorofyl i Arreskov Sø og Engelsholm Sø. ●: efter indgreb, ○: før indgreb, ⊕: mellemsituation (kun Engelsholm Sø). Linier på figurer er lineære regressionser for relationen efter indgreb. (Data fra Fyns amtskommune, 1996 og Vejle amtskommune, 1996).

På årsbasis tilbageholdt søen før indgrebet i 1992 53% (eksklusivt det tørre år 1989) af den tilførte kvælstof, i perioden 1992-1993 49-53%, og

i 1994-1995 efter at søen var blevet klarvandet 59-66%. Det er karakteristisk, at kvælstoftilbageholdelsen ikke steg i 1992-93, selv om hovedparten af fiskene blev fanget i 1992, men at det først skete, efter at søen var blevet klarvandet i 1994.

Tabel 4.5 Den relative kvælstoftilbageholdelsen (%) for 16 af søerne i hvert enkelt år i perioden 1989-95. Søer der indgår: 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 25, 26, 27, 28, 30, 31, 32, 33, 36, 37.

År	Gns	25%	Median	75%
1989	39	24	40	52
1990	29	23	27	35
1991	31	18	28	42
1992	31	18	26	44
1993	29	14	23	43
1994	24	12	18	34
1995	23	13	29	37

Sammenligning med andre søer

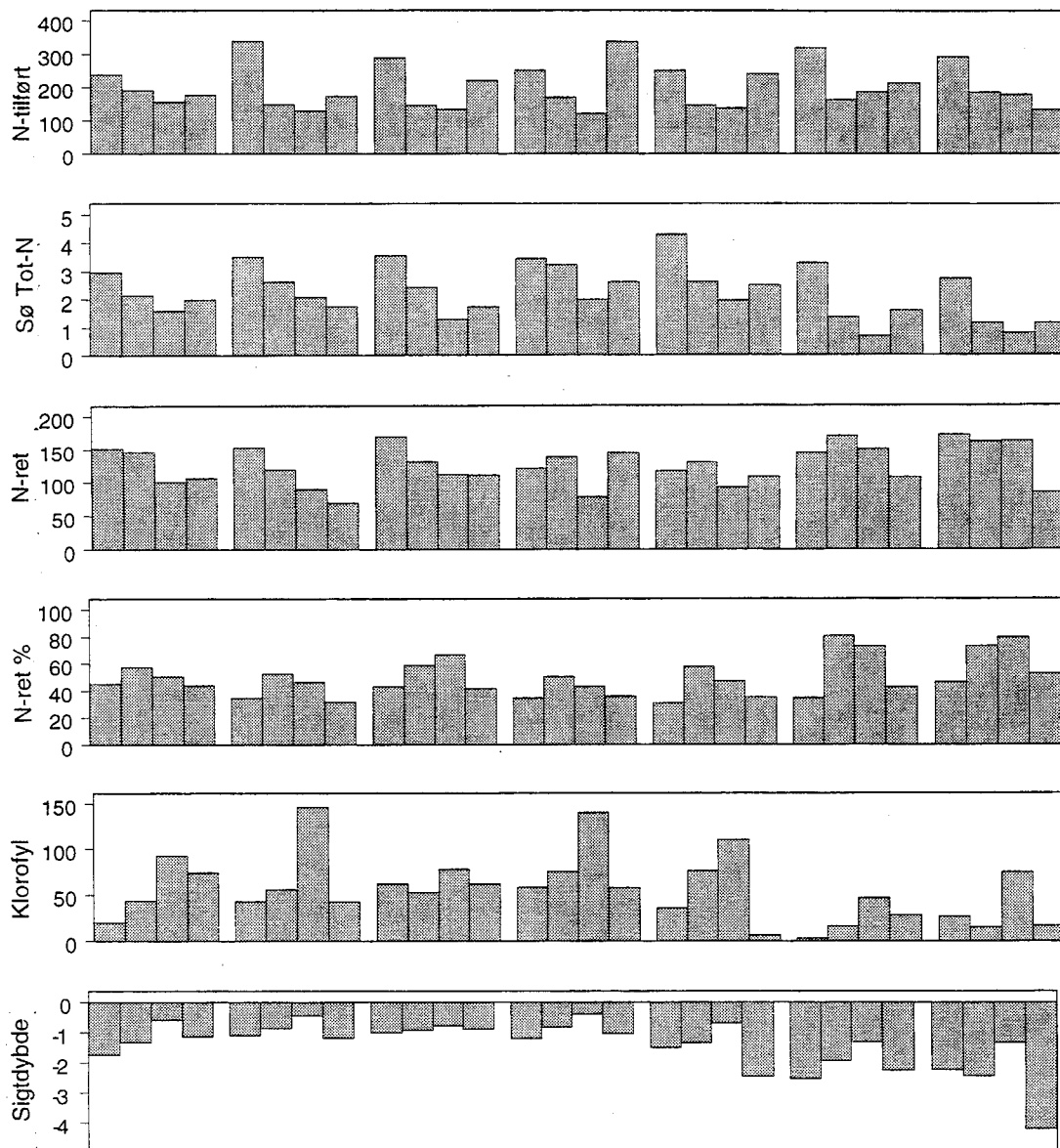
Man kunne indvende, at ændringerne ikke er et resultat af ændringer i fiskebestanden, men f.eks. skyldes klimatisk betingede år til år variationer. Massebalancer fra en række af de øvrige overvågningssøer, som i perioden ikke har undergået tilsvarende drastiske ændringer i de biologiske komponenter er vist i Tabel 4.5. Den gennemsnitlige tilbageholdelsesprocent i disse søer viste imidlertid ikke sammen tendens. Den varierede mellem 23-39%, og der var ikke tegn på tilsvarende stigninger i de seneste år, snarere tværtimod. Det samme gælder for medianværdier og 25 og 75%-kvartiler. De observerede ændringer i de to eksempler må derfor tilskrives de biologiske ændringer, som har fundet sted i søerne som følge af ændringer i fiskebestanden. Dette underbygges yderligere af data fra andre søer med succesfuld indgreb i fiskebestanden, hvor der også konstateret et fald i kvælstofkoncentrationen og dermed forventeligt en stigning i tilbageholdelsen i søerne (f.eks. Borbjerg Møllesø, Ringkøbing amt, under udarbejdelse; Kleitrup Sø Viborg amt, pers. kom; Finjasjön i Sverige, Annadottir et al., pers. kom.). Massebalancer på Væng Sø viser ligeledes en øget kvælstoftilbageholdelse efter et indgreb i fiskebestanden (Jeppesen et al., underudarbejdelse).

Kvælstofretention i søer øges ved indgreb i fiskebestanden

Diskussion

Eksemplerne giver således et entydigt billede af, at indgreb i fiskebestanden i middelnæringsrige, lavvandede søer medfører en reduktion i kvælstokoncentrationen i søvandet og en forøgelse i kvælstoftilbageholdelsen. Årsagerne hertil er imidlertid ikke fuldt afklarede, men er formentligt et resultat af et samspil mellem flere faktorer (Jeppesen et al., under udarbejdelse).

Det har tidligere været hævdet, at indvandring af undervandsplanter kunne forklare et fald i kvælstofkoncentrationen om sommeren, både fordi planterne optager kvælstof til væksten, og fordi afgangningen af kvælstof øges (Meijer et al., 1994).



Figur 4.11. Kvartalsmassebalance for Engelsholm Sø 1989-95. a) Kvælstoftilførsel ($\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$). b) Søkoncentration af totalkvælstof (mg N l^{-1}). c) Kvælstoftilbageholdelse ($\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$). d) Kvælstoftilbageholdelse (%). e) Klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$). f) Sigtdybde (m).

Mulige årsager

Imidlertid viser resultater fra de to søer, at der også sker en markant forøgelse i tilbageholdelsen i de søer, hvor planterne ikke indfinder sig eller optræder mere sporadisk, men det ser ud til at forudsætte, at søen bliver klarvandet. F.eks., steg kvælstoftilbageholdelsen i Engelsholm Sø først, da søen blev klarvandet og ikke i 1992, hvor 11 af 19 tons fisk blev fjernet. Det er altså ikke fiskeindgrebet i sig selv, som er hovedårsagen. Vi har i anden sammenhæng gennemgået en række muligheder (Jeppesen *et al.*, *under udarbejdelse*) og peger slutteligt på, at forøgelsen især kan tilskrives: 1) En forøgelse i dyreplanktonets græsning på planktonalgerne. Det fører til færre alger, og dermed mindskes både transporten af organisk kvælstof (bundet i algerne) ud af søen og konkurrencen mellem alger og de bakterier i sedimentet, som afgasser kvælstof (denitrifikanter), 2) en forøgelse af væksten af alger på søbunden p.g.a. forbedrede lysforhold (færre

planktonalger). Dermed mindskes kvælstofrigivelsen fra søbunden til vandfasen, og kvælstofafgasningen øges. Desuden sker der en forøgelse i mængden af bunddyr, fordi færre dyr bliver ædt af fisk, hvilket formentlig også øger både omsætningen og afgasningen af kvælstof (Svensson & Leonardson, 1996) og mindsker resuspensionen. Den relative betydning af de forskellige faktorer kan dog kun afklares ved mere detaljerede forsøg.

Forbedringer i miljøtilstanden vil mindske transport af kvælstof til nedstrømsbeliggende søer og fjorde

Uanset årsagerne viser resultaterne dog, at en forbedring i søernes miljøtilstand fra den i dag så velkendte uklare tilstand til en mere klarvandet tilstand vil øge søernes kapacitet som filter for kvælstof markant. Det er opgjort, at søerne i dag i alt tilbageholder omkring ca. 14% af den kvælstof, som tilføres det ferske overfladevand (Larsen *et al.*, 1995). En forbedring i søernes kapacitet som filter og reetablering af tidligere søer vil således kunne bidrage markant til en formindskelse i kvælstoftilførslen til kystnære og åbne havområder og dermed til en forbedring af miljøtilstanden i disse områder.

Der er således flere grunde til at iværksætte tiltag over for eutrofieringen af vore søer, hvilket vil omfatte en formindskelse i fosfortilførslingen fra by og land og evt. et supplerende restaureringsindgreb f.eks. i form af en opfiskning af dyreplanktonædende fisk. Opfiskning uden reduktion i næringsstofftilførslen vil som regel kun have kortvarig effekt og kan derfor ikke anbefales uden at en nøjere undersøgelse har vist, at det er muligt at opnå varige ændringer.

4.8 Sammenfatning

For 22 af de 37 søer har det været mulig at opstille rimeligt nøjagtige vandbalancer inkluderende grundvandsudvekslingen, i de fleste af disse søer udgjorde den målte vandtilførsel den største andel af den samlede vandtilførsel.

Sæsonvariationen i vandtilførslen i 1995 afveg fra et "normalt" år på grund af den ringe afstrømning i perioden oktober-december. Årets middel vandtilførsel blev dog stort set som et normalt år, idet tilførslen i januar-marts var høj.

Vandstandene i søerne var i de tre første kvartaler af 1995 stort set normale, mens de i sidste kvartal var betydeligt mindre end normalt.

For 22 af de 37 søer har det været mulig at opstille rimeligt nøjagtige stofbalancer for kvælstof og fosfor. Variationen i kvælstoftilførslen i 1995 fulgte sæsonforløbet for vandtilførslen. Den absolutte kvælstoftilbageholdelse var højest i de 2 første kvartaler, og lavere i 3. og 4. kvartal. Dette betød, at den relative tilbageholdelse (%) blev størst i 2. og 3. kvartal, lidt lavere i 4. kvartal, og lavest i 1. kvartal.

Fosfortilbageholdelsen øgedes som for kvælstof med stigende opholdstid. Men dog er der en betydeligt større variation mellem søerne end for kvælstof, blandt andet fordi mange af søerne ikke er i balance med den eksterne tilførsel. Der er stadig en hel del søer med en betydelig frigivelse af fosfor fra sedimentet såkaldt intern belastning.

Sæsonforløbet i tilførslen af fosfor fulgte også variationsmønsteret i vandafstrømningen. Fosfortilførslen var således højest i 1. kvartal og lavest om sommeren (2. og 3. kvartal). Fosfortilbageholdelsen var i absolutte mængder ligeledes lavest (oftest negativ) om sommeren og højest i 4. kvartal. Som konsekvens var den relative tilbageholdelse størst om vinteren, og lavest om sommeren. Tilbageholdelsesprocenterne var typisk positive i 1. og 4. kvartaler og negative i 2. og 3. kvartaler.

For 16 af de 37 søer har det været muligt at opstille gode jernbalancer. Tilførslen af jern til søerne var styret af vandtilførslen. Tilbageholdelsen af jern var som median $12 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ svarende til en relativ tilbageholdelse på 52%. Tilbageholdelsen udviste forholdsvis små variationer mellem år og søer. Relationen mellem tilbageholdelse og vandopholdstid kunne som for fosfor beskrives med et modificeret Vollenweider-udtryk.

Fiskedød i Arreskov Sø samt indgreb i fiskebestanden i Engelsholm Sø som et led i sørestaurering har ført til en markant forøgelse i kvælstoftilbageholdelsen. I Arreskov Sø for eksempel steg tilbageholdelsesprocenten på årsbasis fra 26-38% før fiskedøden til 48-62% efter. Det var karakteristisk, at den procentuelle tilbageholdelse øgedes, når søen blev klarvandet. Forbedringer i søernes miljøtilstand vil derfor kunne øge kvælstoftabet i lavvandede søer og dermed mindske transport til N-følsomme marine områder.

centrationen af totalfosfor i 1995 på 0,197 mg P⁻¹ er den hidtil laveste (Tabel 5.1).

Reduceret 75%-kvartil

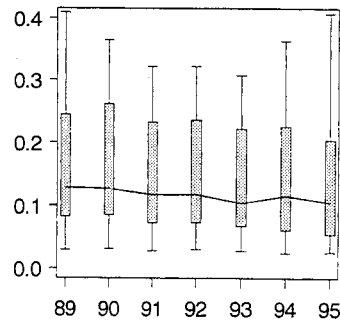
Mens medianværdien for totalfosfor er næsten uændret fra 1989 til 1995, er 75%-kvartilen faldet (Fig. 5.2 og 5.3). Hvor 75% af søerne i 1989 havde en årsmiddelkoncentration lavere end 0,243 mg P l⁻¹, var 75%-kvartilen i 1995 reduceret til 0,204 mg P l⁻¹ (Tabel 5.1). Faldet er dog ikke slået igennem i de mest næringsrige søer idet 90%-kvartilen i 1995 var på niveau med 1989 (Fig. 5.2) eller endog har været stigende på sommerbasis (Fig. 5.3).

Tabel 5.1. Vandføringsvægtet middelindløbskoncentration (Pi) og tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for fosfor i alle overvågnings søer (overfladevand). Enheden er mg P l⁻¹.

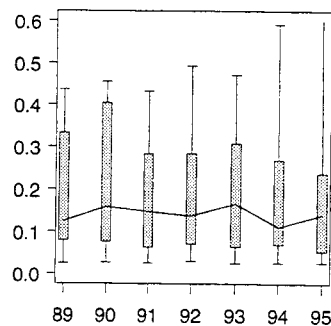
	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Årsværdier						
Pi	1989	33	0,248	0,078	0,115	0,213
	1990	37	0,198	0,081	0,115	0,185
	1991	35	0,190	0,083	0,112	0,191
	1992	37	0,136	0,076	0,101	0,152
	1993	37	0,138	0,080	0,109	0,164
	1994	37	0,125	0,077	0,112	0,140
	1995	37	0,108	0,080	0,098	0,116
Total-P	1989	35	0,202	0,082	0,128	0,243
	1990	37	0,198	0,085	0,126	0,261
	1991	35	0,172	0,072	0,117	0,232
	1992	37	0,173	0,073	0,118	0,235
	1993	37	0,166	0,067	0,104	0,221
	1994	37	0,153	0,060	0,115	0,225
	1995	37	0,153	0,054	0,105	0,204
PO ₄ -P	1989	35	0,082	0,014	0,031	0,078
	1990	37	0,087	0,014	0,041	0,123
	1991	35	0,067	0,011	0,030	0,089
	1992	37	0,052	0,010	0,018	0,046
	1993	37	0,055	0,011	0,028	0,056
	1994	37	0,056	0,012	0,023	0,068
	1995	37	0,052	0,010	0,022	0,060
Sommerværdier						
Total-P	1989	35	0,217	0,080	0,124	0,332
	1990	37	0,235	0,077	0,159	0,403
	1991	35	0,199	0,063	0,148	0,283
	1992	37	0,221	0,072	0,138	0,284
	1993	37	0,223	0,065	0,167	0,308
	1994	37	0,206	0,070	0,111	0,268
	1995	37	0,197	0,054	0,141	0,238
PO ₄ -P	1989	35	0,070	0,011	0,024	0,062
	1990	37	0,089	0,009	0,039	0,128
	1991	35	0,061	0,007	0,016	0,084
	1992	37	0,054	0,009	0,019	0,051
	1993	37	0,062	0,009	0,023	0,084
	1994	37	0,071	0,008	0,013	0,060
	1995	37	0,063	0,006	0,018	0,077

Ligeledes er 25%-kvartilen uændret i 7-års perioden svarende til, at fosforindholdet i de mest næringsfattige søer ikke er reduceret.

Totalfosfor er reduceret i 19 tilfælde



Figur 5.2 Totalfosfor søkoncentration (mg P l⁻¹). Årsgns.



Figur 5.3 Totalfosfor søkoncentration (mg P l⁻¹). Sommergns.

De enkelte søers udvikling

På enkeltstående niveau i perioden 1989-1995 fortsætter udviklingen set tidligere år i retning af lavere fosforindhold, og i 19 ud af de 37 søer er der nu registreret en signifikant nedgang i årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor (Tabel 5.2). I forhold til sidste år er dette en stigning på 3 søer. Sommermiddelkoncentrationen viser i 14 tilfælde samme faldende udvikling, hvilket er 4 søer mere i forhold til sidste år. På sommerbasis er der kun tale om en stigning i 2 søer.

På trods af at årsmiddelkoncentrationen er øget fra 0,140 mg P l⁻¹ i 1994 til 0,178 mg P l⁻¹ i 1995, hører Tystrup Sø stadigvæk til blandt de søer, hvor reduktionen i fosforkoncentrationen har været mest markant både som årsmiddel og sommermiddel.

Reduktionen er sammenfaldende med reduceret indløbskoncentration. Gundsømagle Sø er en af de andre søer, hvor der også er sket en markant reduktion i årsmiddelkoncentrationen (fra 1,478 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,475 mg P l⁻¹ i 1995), men hvor der ikke er sket nogen signifikante ændringer i sommermiddelkoncentrationen. Sommermiddel var i 1995 stadigvæk så høj som 0,729 mg P l⁻¹, hvorfra næsten halvdel var som PO₄-P.

I Lemvig Sø, der som den eneste af overvågningssøerne har haft en signifikant stigning i årsmiddelindholdet af totalfosfor, skyldes stigningen først og fremmest en kraftig forøgelse af sommerkoncentrationen, der er øget fra en sommermiddel i 1991 på 0,288 mg P l⁻¹ til 0,696 mg P l⁻¹ i 1995. I Furesøen, som sidste år var den eneste sø med en signifikant stigning i fosforindholdet, var indholdet i 1995 (sommermiddel, hovedbassin) reduceret til 0,141 mg P l⁻¹ mod 0,250 mg P l⁻¹ i 1993.

For perioden som helhed (1989 til 1995) er der derfor ikke længere tale om nogen signifikant stigning. Eksemplet fra Furesøen, hvor vandets opholdstid er 5-8 år, og hvor søvandskoncentrationen reagerer langsomt på eksterne ændringer, viser, at ændringer i interne processer alligevel over en kort periode kan føre til store ændringer i søvandskoncentrationen.

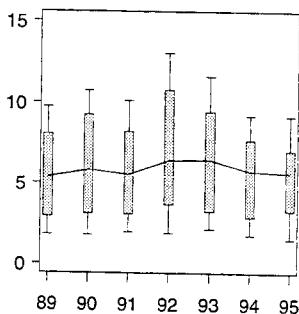
Tabel 5.2. Udviklingen i overvågnings søernes indhold af tot-P og PO₄-P fra 1989 til 1995. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

Sø	Årsmiddel		Sommermiddel	
	PO ₄ -P	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-P
Søby Sø	0	0	0	0
Holm Sø	0	--	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	---	0	---
Søholm Sø	----	----	0	---
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	---	----	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	---	---	0	--
Røgbølle Sø	0	---	0	--
Ørnsø	--	---	--	0
Furesøen	0	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0
Damhussøen	--	----	0	----
Bryrup Langsø	0	--	0	--
Hejrede Sø	0	0	0	0
Hinge Sø	---	0	--	0
Tissø	0	0	0	0
Engelsholm Sø	++	0	0	0
Bagsværd Sø	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	---	0	---
Tystrup Sø	----	----	----	----
Kilen	0	---	0	---
Dons Nørresø	0	----	---	----
Lemvig Sø	++	++	++	++
Jels Oversø	0	--	0	0
Arresø	----	0	--	0
Vesterborg Sø	--	---	0	---
Langesø	--	---	---	--
St. Søgård Sø	0	0	++	0
Fuglesø	---	---	----	---
Utterslev Mose	0	0	0	++
Søgård Sø	0	---	0	--
Gundsømagle Sø	----	----	0	0
i alt +/+/+/+/++++	2	1	2	2
i alt -/--/---/----	11	19	8	14

For overvågnings søerne generelt tegner der sig et billede af, at der i mange søer efterhånden er sket en betydelig nedgang i koncentrationen af fosfor. Denne udvikling er især markant for årsmiddelkoncentrationen, mens nedgangen i sommermiddelkoncentrationen ikke er ændret helt så udpræget og ikke ses i så mange søer. Dette hænger formentlig sammen med, at mange søer har en betydelig intern belastning i sommerperioden.

Tabel 5.3. Vandføringsvægtet middelkoncentration (Ni) og tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for kvælstof i alle overvågningssøer. Enheden er mg N l⁻¹.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75
Årsværdier						
Ni	1989	33	5,80	2,91	5,34	8,04
	1990	37	6,32	3,09	5,80	6,32
	1991	35	5,92	3,05	5,51	8,18
	1992	37	7,16	3,63	6,40	10,74
	1993	37	6,71	3,22	3,72	9,41
	1994	37	5,57	2,87	5,71	7,66
	1995	37	5,27	3,26	5,61	7,03
tot-N	1989	35	2,61	1,30	2,18	3,78
	1990	37	3,13	1,37	2,29	4,51
	1991	35	2,89	1,34	2,21	4,35
	1992	37	3,04	1,34	2,00	4,65
	1993	37	3,12	1,02	2,27	4,80
	1994	37	2,86	1,22	1,79	4,80
	1995	37	2,44	1,08	2,24	3,68
nitrat-N	1989	37	1,15	0,21	0,62	2,03
	1990	37	1,69	0,19	0,75	3,04
	1991	35	1,57	0,19	0,81	2,87
	1992	35	1,65	0,18	0,56	3,18
	1993	37	1,76	0,14	0,75	2,99
	1994	37	1,68	0,18	0,84	3,13
	1995	37	1,28	0,19	0,84	2,13
Sommerværdier						
tot-N	1989	35	2,05	1,16	1,72	2,57
	1990	37	2,15	1,22	1,88	3,10
	1991	35	2,12	0,96	1,86	2,95
	1992	37	2,16	1,14	1,99	3,04
	1993	37	2,11	0,94	1,96	2,86
	1994	37	2,09	1,03	2,11	3,09
	1995	37	1,93	0,96	1,82	2,71
nitrat-N	1989	37	0,49	0,04	0,09	0,37
	1990	37	0,56	0,02	0,17	0,69
	1991	35	0,68	0,03	0,25	1,01
	1992	35	0,59	0,02	0,16	0,71
	1993	37	0,61	0,04	0,13	0,69
	1994	37	0,72	0,02	0,20	1,13
	1995	37	0,60	0,02	0,18	1,00s



Figur 5.4 Totalkvælstof indløbskoncentration (mg N l⁻¹). Årsgns.

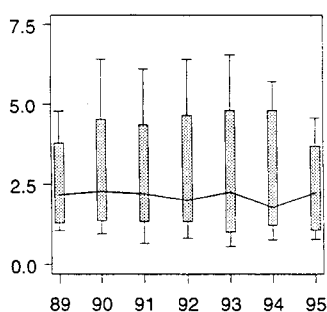
5.4 Kvælstof

Alle søer

I modsætning til fosfor er overvågningssøernes indhold af totalkvælstof stort set uændrede i perioden 1989 til 1995, hvis man betragter de 37 søer som helhed (Tabel 5.3). Dette gælder både for års- og sommergennemsnit. Det uændrede kvælstofindhold er overensstemmende med, at der heller ikke kan registreres nogen ændring i indløbskoncentrationen (Tabel 5.3, Fig. 5.4). Heller ikke medianværdierne og 25- og 75%-kvartilerne for totalkvælstofindholdet i søvandet udviser nogen større ændringer i 7-års perioden (Fig. 5.5).

Tabel 5.4. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalkvælstof (tot-N) og nitrat ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ -N) fra 1989 til 1995. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

Sø	Årsmiddel		Sommermiddel	
	nitrat-N	Tot-N	nitrat-N	Tot-N
Søby Sø	0	++	0	0
Holm Sø	---	---	---	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	0	0	0	0
Nors Sø	+++	0	++	0
Ravn Sø	++	++	++	++
Søholm Sø	+	+	+	+
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	++	0	+++	0
Hornum Sø	0	0	+	0
Søndersø	0	----	--	----
Røgbølle Sø	+	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0
Furesøen	0	0	0	0
Fårup Sø	++	0	0	0
Damhussøen	0	----	0	0
Bryrup Langsø	++++	+++	0	0
Hejrede Sø	0	+	0	0
Hinge Sø	0	+	0	0
Tissø	0	+	+	0
Engelsholm Sø	0	+	0	--
Bagsværd Sø	0	+	0	0
Borup Sø	0	+	0	0
Arreskov Sø	0	---	0	---
Tystrup Sø	0	0	0	0
Kilen	0	0	+	0
Dons Nørresø	+	0	++	0
Lemvig Sø	0	0	0	0
Jels Oversø	0	0	0	---
Arresø	0	0	0	0
Vesterborg Sø	0	0	0	0
Langesø	0	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	---
Fuglesø	+	+	+++	0
Utterslev Mose	0	0	0	++++
Søgård Sø	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	--
i alt +/++/+++/++++	9	5	7	3
i alt -/--/---/----	1	4	2	6



Figur 5.5 Totalkvælstof sø-konc. (mg N l^{-1}). Årsgns.

De enkelte søers udvikling

De beskudne 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. Bortset fra sommermiddel af tot-N er der tale om et forøget kvælstofindhold i de fleste tilfælde. Dette gælder ikke mindst årsmiddel af nitrat, som er signifikant øget i 9 søer, men kun reduceret i én (Tabel 5.4).

Mest signifikant er stigningen i Bryrup Langsø (årsmiddel af både nitrat og total-N) og Utterslev Mose (sommermiddel total-N). Det mest markante fald er sket i Søndersø.

Tabel 5.5 Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for sigtddybde og klorofyl *a* i alle overvågningssøer. Sigtddybden er i m. Klorofyl *a* i mg l⁻¹.

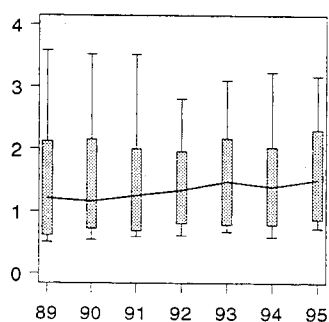
Årsværdier	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
Sigt- dybde	1989	34	1,58	0,61	1,20	2,11
	1990	36	1,54	0,72	1,15	2,15
	1991	35	1,57	0,69	1,25	2,00
	1992	37	1,50	0,81	1,33	1,95
	1993	37	1,61	0,79	1,46	2,16
	1994	37	1,60	0,79	1,38	2,02
	1995	37	1,63	0,87	1,49	2,30
Kloro- fyl <i>a</i>	1989	35	0,076	0,020	0,036	0,108
	1990	37	0,072	0,022	0,044	0,081
	1991	35	0,068	0,027	0,039	0,087
	1992	37	0,068	0,026	0,043	0,082
	1993	37	0,062	0,022	0,032	0,062
	1994	37	0,061	0,018	0,033	0,080
	1995	37	0,059	0,016	0,039	0,072
Sommerværdier						
Sigt- dybde	1989	34	1,42	0,50	0,88	1,90
	1990	36	1,34	0,51	1,06	1,79
	1991	35	1,45	0,47	1,09	1,92
	1992	37	1,24	0,49	1,02	1,58
	1993	37	1,35	0,50	1,16	1,85
	1994	37	1,39	0,48	1,24	1,79
	1995	37	1,36	0,56	1,16	1,84
Kloro- fyl <i>a</i>	1989	35	0,088	0,024	0,052	0,123
	1990	37	0,092	0,022	0,056	0,131
	1991	35	0,089	0,020	0,056	0,115
	1992	37	0,091	0,027	0,057	0,122
	1993	37	0,088	0,019	0,052	0,114
	1994	37	0,089	0,017	0,048	0,147
	1995	37	0,077	0,012	0,051	0,118

5.5 Sigtddybde og klorofyl *a*

Alle søer

Såvel på års- som sommerbasis har der som helhed i perioden 1989 til 1995 kun været tale om beskedne ændringer i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtddybde og indhold af klorofyl *a* (Tabel 5.5).

Mens den gennemsnitlige sigtddybde på årsbasis kun har varieret mellem 1,50 og 1,63 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25% mest uklare søer (Tabel 5.6, Fig. 5.6). Sigtddybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,61 i 1989 til 0,87 i 1995, mens medianerne er øget fra 1,20 til 1,49 m. Dette afspejler et tilsvarende fald klorofyl *a* fra 108 til 72 µg l⁻¹ (Tabel 5.6, Fig. 5.7). Udviklingstendensen er altså gået i retning af, at de mest uklare søer er blevet lidt mere klare. På sommerniveau er udviklingen ikke så tydelig. Her er 25%-kvartilen kun øget fra 0,50 til 0,56 m fra 1989 til 1995.

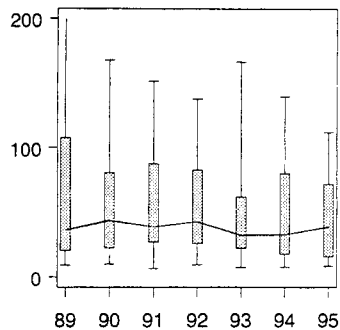


Figur 5.6 Sigtddybde (m).
Årsgns.

Tabel 5.6 Udvikling i overvågningssøernes sigtdybde og indhold af klorofyl *a* fra 1989 til 1995. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

Sø	Årsmiddel		Sommermiddel	
	Klorofyl <i>a</i>	Sigt dybde	Klorofyl <i>a</i>	Sigt dybde
Søby Sø	+	----	0	----
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	---	0	0	0
Madum Sø	--	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	--	0	0
Søholm Sø	---	+++	0	++
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	---	++	---	0
Røgbølle Sø	0	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0
Furesøen	+	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0
Damhussøen	--	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	--	0
Hejrede Sø	--	0	--	+
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø	----	+	---	+
Engelsholm Sø	--	++	0	+
Bagsværd Sø	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	---	++	---	++
Tystrup Sø	0	--	0	--
Kilen	0	++	0	++
Dons Nørresø	----	++++	----	++
Lemvig Sø	+	0	0	0
Jels Oversø	---	0	----	0
Arresø	++	0	0	0
Vesterborg Sø	----	++	----	++++
Langesø	0	0	0	0
St. Søgård Sø	----	+++	---	+
Fuglesø	0	0	0	++
Utterslev Mose	+	0	+++	--
Søgård Sø	----	+++	---	++++
Gundsømagle Sø	---	++	--	+
i alt +/++/+++/++++	4	11	1	12
i alt -/--/---/----	15	3	11	3

I størsteparten af de søer, hvor der er sket signifikante ændringer i perioden 1989 til 1995 i enten sigt dybde eller klorofyl *a*, er der tale om en øget sigt dybde og reduceret klorofyl *a* indhold (Tabel 5.6). Som årsmiddel er sigt dybden således øget i 11 søer, men kun reduceret i 3 søer, og tilsvarende er klorofyl *a* indholdet reduceret i 15 søer, men kun øget i 4 søer. Tilsvarende ændringer ses på sommerniveau.



Figur 5.7 Klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$). Årsgns.

Blandt de mest markante positive ændringer er Dons Nørresø, hvor årsmiddelsigt dybden er øget fra 0,47 m til 0,88 m og Søgård Sø, hvor årssigt dybden er øget fra 0,50 til 0,85 m og sommersigt dybden fra 0,34 til 0,56 m. Blandt de mest markante negative ændringer er Søby Sø, hvor sommersigt dybden siden 1990 er reduceret fra 4,54 m til 2,16 m. Samtidigt er klorofyl *a* indholdet øget markant, mens der ikke er sket nogen stigning i fosfor- og kvælstofniveauet i søen. Der er ikke nogen umiddelbar forklaring på den faldende sigt dybde, som i stedet henføres til naturlige år til år variationer (Ringkøbing Amt, 1996).

Tabel 5.7 Planteplanktonbiomassen ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) i overvågnings søerne i årene 1989-95 (sommersmiddel). 1989 og 1991 er $n=35$ ellers $n=37$.

	År	Gns	25%	Median	75%
Total- biomasse	1989	17,6	5,6	11,7	25,4
	1990	15,5	4,3	10,4	28,7
	1991	12,7	4,7	9,4	18,8
	1992	17,1	6,7	11,2	25,6
	1993	15,1	1,9	9,0	21,7
	1994	13,8	3,3	11,7	21,5
	1995	12,9	2,9	8,6	15,2
Blågrønalger	1989	8,8	0,04	3,7	12,2
	1990	7,9	0,07	2,1	10,7
	1991	5,0	0,10	1,5	7,3
	1992	8,5	0,29	4,2	9,8
	1993	7,2	0,31	1,6	7,8
	1994	6,5	0,61	2,2	10,0
	1995	5,8	0,22	1,1	5,3
Grønalger	1989	4,0	0,2	1,1	3,5
	1990	3,8	0,1	1,0	3,0
	1991	3,7	0,2	0,9	3,5
	1992	3,8	0,3	1,2	2,9
	1993	2,9	0,1	0,4	2,4
	1994	2,2	0,1	0,4	2,6
	1995	2,0	0,1	0,8	2,2
Kiselalger	1989	2,8	0,1	0,8	2,6
	1990	1,8	0,1	0,6	2,7
	1991	2,6	0,4	1,2	3,1
	1992	3,0	0,2	1,7	3,0
	1993	3,2	0,1	0,8	4,4
	1994	2,7	0,3	1,5	4,2
	1995	1,7	0,3	0,8	1,7
Rekylalger	1989	0,8	0,1	0,3	0,7
	1990	0,6	0,1	0,3	0,6
	1991	0,6	0,1	0,4	0,6
	1992	0,6	0,1	0,3	0,6
	1993	0,5	0,1	0,3	0,8
	1994	0,5	0,1	0,3	0,8
	1995	0,5	0,1	0,3	0,6
Furealger	1989	0,5	0	0,03	0,5
	1990	0,8	0	0,06	0,7
	1991	0,4	0	0,08	0,4
	1992	0,5	0	0,09	0,8
	1993	0,5	0	0,11	0,5
	1994	1,2	0	0,11	1,1
	1995	2,4	0	0,20	1,1
Gulalger	1989	0,02	0	0,00	0,02
	1990	0,03	0	0,00	0,02
	1991	0,03	0	0,00	0,05
	1992	0,03	0	0,00	0,01
	1993	0,17	0	0,00	0,15
	1994	0,14	0	0,00	0,12
	1995	0,10	0	0,01	0,08

Tabel 5.8 Udviklingen i overvågningssøernes planteplanktonbiomasse fra 1989 til 1995. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

Sø	Arsmiddel			Sommermiddel				
	Total	Blå-grøn	Grøn	Kisel	Total	Blå-grøn	Grøn	Kisel
Holm Sø	0	0	0	0	+	0	0	0
Søby Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0	+	0	0	0
Madum Sø	0	+++	0	+	0	++	0	0
Nors Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0	--	0	0	0
Søholm Sø	---	----	0	0	0	--	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	+++	0	0	0	+++
Søndersø	0	0	0	---	0	0	0	0
Røgbølle Sø	0	0	0	+	0	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0	0	+	0	0
Furesøen	0	0	0	0	0	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Damhussøen	---	0	0	---	--	0	0	0
Bryrup Langsø	---	0	0	0	-	0	0	0
Hejrede Sø	--	--	0	0	0	-	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Tissø	0	--	0	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	--	--	0	----	0	0	0	0
Bagsværd Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Borup Sø	0	++	0	0	+	+++	0	0
Arreskov Sø	---	---	0	---	---	--	0	0
Tystrup Sø	0	---	0	0	0	--	0	0
Kilen	---	----	0	+	0	--	0	++
Dons Nørresø	----	+++	0	--	-	+++	0	0
Lemvig Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Jels Oversø	---	0	0	----	0	0	0	-
Arresø	0	0	0	0	0	0	0	0
Vesterborg Sø	----	----	0	0	----	---	0	0
Langesø	0	0	0	+++	0	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Fuglesø	0	0	0	0	0	0	0	0
Utterslev Mose	++	++	0	--	++	+	0	0
Søgård Sø	---	+	0	0	0	+	0	--
Gundsømagle Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
i alt	1	5	0	5	4	5	0	2
+ / ++ / +++ / ++++	11	8	0	7	6	6	0	2
i alt - / -- / --- / ----								

5.6 Planteplankton

Høj planteplanktonmængde og dominans af blågrønalger og grønalger i mange søer

Som allerede udtrykt ved sigtddybde og klorofyl *a* indhold er hovedparten af de 37 overvågningssøer 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 blågrønalger eller grønalger (Tabel 5.7).

Set under et er ændringerne i totalbiomassen af planteplankton og den indbyrdes fordeling af klasserne fra 1989 til 1995 relativt små.

Fald i totalbiomassen i 11 søer

Analyserne på enkelt søniveau viser en signifikant ændring i totalbiomassen i 12 søer. Heraf er der på årsbasis kun tale om en stigning i 1 sø, men et fald i 11 søer. De mest markante fald er sket i Arreskov Sø, Dons Nørresø og Vesterborg Sø, hvor der ligeledes er sket en signifikant reduktion af sommermiddelbiomassen. Den eneste sø med en signifikant stigning på årsniveau er Utterslev Mose.

På klasseniveau er der især tale om markante ændringer i kiselalge- og i blågrønalgebiomassen, mens grønalgebiomassen er uændret i alle søer. Mest markante stigninger er set i Madum Sø og Dons Nørresø (blågrønalger) og i Hornum Sø og Langesø (kiselalger). I 8 søer er der sket en signifikant reduktion i blågrønalgernes biomasse og i 7 søer i kiselalgernes biomasse.

5.7 Dyreplankton

Ingen væsentlige ændringer i biomassen af dyreplankton, men tegn på øget predation fra fisk

Hverken den totale biomasse eller biomassen af forskellige typer af dyreplankton er ændret væsentligt i søerne som helhed. Mest markant er en faldende biomasse af de små cladoceer, der er reduceret fra et gennemsnit i 1989 på 0,28 mg TV l⁻¹ til 0,11 mg TV l⁻¹ i 1995 (Tabel 5.9).

Betragtet under et er der derfor ingen tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplanktonet er øget i overvågningssøerne på trods af et fald i tilførslen af totalfosfor til mange af søerne.

Totalbiomassen mindsket i 7 af de 37 søer

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 7 søer, og kun øget i 3 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.

Kun i 2 søer (Damhussøen og Dons Nørresø) er der dog sammenfald mellem reduceret planteplankton og dyreplankton biomasse, så i de fleste tilfælde tyder den faldende dyreplanktonbiomasse på øget predationstryk fra fisk.

Tabel 5.9 Udvikling i den gennemsnitlige dyreplankton biomasse (mg TV l⁻¹ om sommeren (1/5 - 1/10)) i overvågnings søerne. 1989 & 1991 er n=35 ellers n=37.

	År	Gns	25%	Median	75%
Hjuldyr	1989	0,07	0,014	0,032	0,08
	1990	0,06	0,017	0,039	0,10
	1991	0,06	0,021	0,034	0,05
	1992	0,10	0,026	0,063	0,14
	1993	0,06	0,018	0,040	0,09
	1994	0,10	0,020	0,036	0,09
	1995	0,06	0,019	0,034	0,07
<i>Daphnia</i>	1989	0,17	0,044	0,103	0,25
	1990	0,23	0,045	0,126	0,29
	1991	0,23	0,036	0,118	0,28
	1992	0,21	0,015	0,064	0,25
	1993	0,26	0,019	0,048	0,14
	1994	0,20	0,024	0,076	0,18
	1995	0,22	0,027	0,089	0,23
Små cladoceer	1989	0,28	0,046	0,134	0,45
	1990	0,23	0,039	0,083	0,26
	1991	0,19	0,024	0,062	0,22
	1992	0,21	0,055	0,111	0,25
	1993	0,20	0,031	0,089	0,26
	1994	0,12	0,018	0,048	0,19
	1995	0,11	0,019	0,050	0,13
Alle vandlopper	1989	0,34	0,148	0,271	0,52
	1990	0,39	0,122	0,211	0,43
	1991	0,42	0,187	0,309	0,51
	1992	0,31	0,119	0,180	0,40
	1993	0,30	0,147	0,217	0,37
	1994	0,31	0,146	0,221	0,44
	1995	0,38	0,146	0,210	0,56
Cyclopoide vandlopper	1989	0,16	0,037	0,087	0,20
	1990	0,15	0,045	0,075	0,18
	1991	0,27	0,049	0,100	0,34
	1992	0,22	0,049	0,091	0,36
	1993	0,21	0,054	0,097	0,26
	1994	0,23	0,047	0,086	0,29
	1995	0,27	0,041	0,106	0,26

De mest markante ændringer er sket i Bryrup Langsø, hvor *Daphnia* biomassen er øget signifikant, og i Gundsømagle Sø, hvor der har været en signifikant tilbagegang i biomassen af såvel dafnier som små cladoceer (Tabel 5.10).

Tabel 5.10. Søer med signifikante ændringer i for sommergennemsnit (1/5-1/10) af den totale biomasse af dyreplankton, samt biomasse af hjuldyr, dafnier, små cladoccer og vandlopper 1989 til 1995. Endvidere er gennemsnitsbiomassen for *Bosmina* og *Daphnia* medtaget. /+, /++, /+++ og /++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau.

Sø	Biomasse dyreplankton					Gennemsnitsbiomasse	
	Total	Hjuldyr	Dafnier	Små cla- doceer	Vandlop- per	<i>Bosmina</i>	<i>Daphnia</i>
Holm Sø	0	0	0	0	0	-	0
Søby Sø	0	0	++	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0	0	-	0
Madum Sø	-	0	0	0	--	--	0
Nors Sø	0	0	0	--	+	0	0
Ravnsø	0	0	0	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0	+	0
Kvie Sø	0	0	++	++	--	0	0
Bastrup Sø	-	0	0	0	-	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0	0
Søndersø	0	0	0	0	0	0	0
Røgbølle Sø	0	0	0	0	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	--	0	0	0
Furesøen	0	0	0	0	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0	0	0
Damhussøen	--	0	0	0	0	0	0
Bryrup Langsø	++	+	+++	0	0	++	+++
Hejrede Sø	0	0	0	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	-	0	0	0
Tissø	0	0	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	0	0	0	0	0	+
Bagsværd Sø	0	0	0	+	0	-	0
Borup Sø	---	--	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	-	0	--	0	0	0
Tystrup Sø	0	0	0	0	++	0	-
Kilen	0	0	0	0	0	0	0
Dons Nørresø	---	0	0	-	-	0	+
Lemvig Sø	0	0	0	0	0	-	0
Jels Oversø	0	0	0	-	0	-	0
Arresø	0	0	0	0	0	0	0
Vesterborg Sø	-	0	0	--	0	0	0
Langesø	0	0	0	0	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0	0	0
Fuglesø	--	-	-	0	-	0	0
Utterslev Mose	++	-	-	0	++	0	0
Søgård Sø	++	0	0	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	---	---	0	--	0
i alt +/++/+++/++++	3	1	3	2	3	1	3
i alt -/--/---/----	7	4	3	8	5	6	1

5.8 Sammenfatning

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 37 overvågnings søer er reduceret fra 0,202 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989 til 0,153 mg totalfosfor l⁻¹ i 1995. Reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75%-kvartilen er således reduceret fra 0,243 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989 til 0,204 mg totalfosfor l⁻¹ i 1995. I samme periode er der sket mere end en halvering af middelindløbskoncentrationen til søerne, fra 0,248 mg P l⁻¹ til 0,108 mg P l⁻¹.

I 19 ud af de 28 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) i totalfosfor på årsbasis har der været tale om en reduceret koncentration i perioden 1989 til 1995. Heraf er der i 16 tilfælde tale om en ændring på 1% signifikansniveau eller derunder. Kun i én sø

(Lemvig Sø) er der sket en signifikant stigning på 5% niveau i totalfosfor koncentrationen.

I perioden 1989 til 1995 er der som helhed kun sket små ændringer i totalkvælstof. I 5 ud af de 9 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) for årsmiddel i totalkvælstof har der været tale om en øget koncentration. Årsmiddelinhold er kun reduceret i én sø, men øget i 9.

Sommermiddelsigtedybden for alle overvågningssøerne var i 1995 1,36 m. 50% af søerne havde i sommeren 1995 en middelsigtedybde mindre en 1,16 m.

Tendensen er gået i retning af, at de mest uklare søer generelt er blevet mindre uklare, hvilket er sammenfaldende med, at især disse har haft faldende søkoncentration af fosfor.

I største parten af søerne med ændret sigtedybde er der tale om en øget sigtedybde. I 12 ud af de 37 søer er sommersigtedybde således øget, men er kun reduceret i 3.

Set under et har den gennemsnitlige biomasse af planteplankton i de 37 søer ikke ændret sig signifikant i de 7 år. I 11 søer er der dog sket et signifikant fald i biomassen. Blågrønalgerne biomasse er øget i 5 søer, men reduceret i 8 søer. Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de 7 overvågningsår. På enkelt søniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 7 søer.

6 Vandplanter

6.1 Indledning

Vegetationsundersøgelser blev medtaget i overvågningsprogrammet for søer i 1993. Det følgende afsnit omfatter resultater fra de tre års undersøgelser af udbredelse og sammensætning af vandplanter i de 17 overvågningssøer, hvori der foretages en sådan undersøgelse.

Behandlingen omfatter rørskoven, flydebladsplanter samt de egentlige vandplanter, dvs. planter hvis blade og stængler er tilpasset til at vokse nede i vandet. Til sidstnævnte kategori er også medtaget trådalger.

I præsentationen er hovedvægten lagt på rørskoven samt på ændringer i undervandsplanternes udbredelse fra 1993 til 1995. Herunder vurderes dels generelle tendenser og dels nogle mere søspecifikke år til år variationer.

6.2 Metode

Rørskoven undersøges hvert femte år

I følge undersøgelserprogrammet (*Moeslund et al., 1993*) skal der hvert 5. år udføres en undersøgelse af rørskoven i hver af de 17 søer, hvori der foretages vegetationsundersøgelser. På nuværende tidspunkt er en sådan undersøgelse foretaget i alle søerne.

Registreringen af rørskoven sker ved at bestemme den samlede arealmæssige udstrækning og dybdegrænsen (ikke et krav før 1995). Der stilles ikke krav om, at rørskovens planter bestemmes til art, hvorfor artssammensætningen i de enkelte søer ikke direkte kan sammenlignes (Tabel 6.2). Således er der i enkelte søer kun registreret dominerende arter, mens der for andre søer findes en fuldstændig artsliste.

Undervandsvegetation undersøges hvert år

Undervandsplanterne undersøges hvert år. Hver sø inddelles her i en række delområder, hvori vegetationens sammensætning og udbredelse registreres i dybdeintervaller for hver halve eller kvarte meter. I hvert af delområdernes dybdeintervaller foretages mindst 10 observationer. Dvs. i de fleste søer foretages flere hundrede observationer.

Ud over registrering af planter og udarbejdelse af en samlet artsliste for søen foretages også en kvantificering af søens planter. Denne kvantificering foretages ved for hver observation at angive en karakter på en syvdelt skala for dækningsgrader i intervaller mellem 0 og 100% (0, >0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-95% og 95-100%).

Relativt plantedækket areal

Desuden noteres planternes højde over bunden i forhold til vanddybden. Der skelnes ikke mellem de enkelte arters dækningsgrad, men det noteres, hvor hyppige de enkelte arter er. Det er derfor ikke muligt at beregne enkelte arters dækningsgrad. Endelig noteres også den maksimale dybde, som planterne er fundet på.

Dækningsgraden bruges til at udregne det gennemsnitlige areal af søbunden, som er dækket af planter inden for hvert delområde samt for søen som helhed. Sidstnævnte er i det følgende benævnt det relative plantedækkede areal (RPA).

Relativt plantefyldt volumen

Planternes højde over bunden kan ved at sammenholde den med vanddybden på det pågældende sted og planternes dækningsgrad bruges til at udregne søens relative plantefyldte volumen (RPV), dvs. den procentdel af søvandet, som er fyldt med planter. Ikke mindst i de lidt dybere søer vil det plantefyldte volumen ofte være relativt lille, ligesom det er tilfældet i de mere næringsfattige søer, hvor grundskudsplanter dominerer.

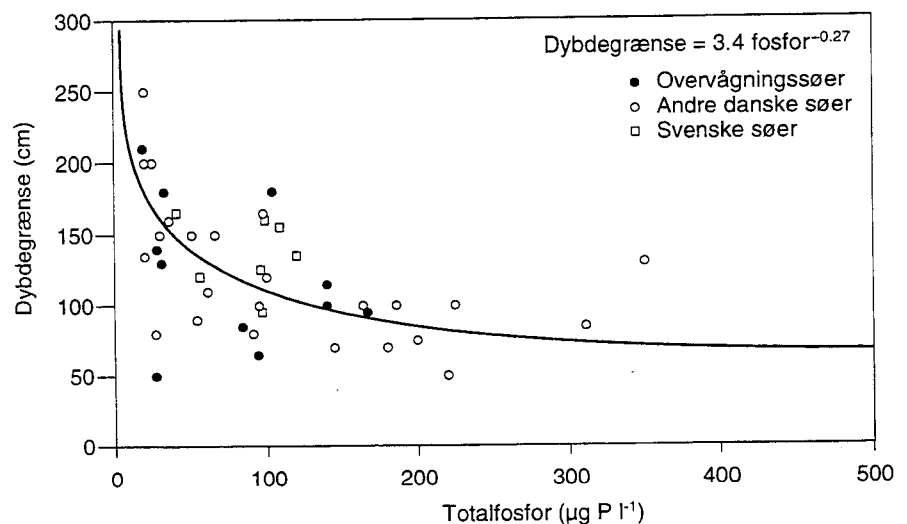
6.3 Rørskov

Udgør mellem 0 og 46% af søarealet

Udbredelse

Rørskovens areal udgør mellem 0 og 46% (hhv. Hornum Sø og Uterslev Mose) af den enkelte søs areal (Tabel 6.1). Typisk udgør rørskoven dog mellem 1 og 8% af det totale areal. Man skulle umiddelbart forvente, at rørskoven udgjorde den største procentdel i de mindre og/eller meget lavvandede søer. Der synes imidlertid ikke at være nogen generel tendens blandt de her udvalgte 17 søer. I søer større end 100 ha udgør rørskoven dog i alle tilfælde under 4% af det totale areal.

Figur 6.1 Dybdegrænsen af rørsumpen i en række svenske og danske søer



Dybdegrænsen <0,5-2 m

Dybdegrænsen varierer mellem <0,5 m og 2,1 m. I *Wium-Andersen* (1974) samt *Jeppesen og Schierup* (1992) beskrives, hvorledes rørsumpens dybdegrænse aftager med øget næringsstofniveau. De 11 af overvågnings søerne, hvorfra vi har en dybdegrænse på rørsumpen, passer fint ind i relationen fra *Jeppesen og Schierup* (1992) (Fig. 6.1).

Nors Sø atypisk

Nors Sø falder dog klart udenfor, da den har en meget lille dybdegrænse i forhold til fosforindholdet. Den ringe udviklede rørsump i Nors Sø skyldes formentlig flere faktorer. Søvandet og sedimentet er næringsfattigt og danner ikke grundlag for en tæt rørskov, bunden er mange steder hård p.g.a. kalk og sten, så sumpplanterne ikke kan finde rodfæste. Og endelig græsser der kreaturer langs det meste af bredderne, hvilket også i høj grad begrænser rørsumpens udvikling (*Viborg Amt, 1994*).

Søby Sø kan sammenlignes med Nors Sø, idet næringsstofniveauet er det samme. I Søby Sø er dybdegrænsen imidlertid 1,4 m mod <0,5 m i Nors Sø. Den umiddelbare forskel, som kan have indflydelse på rørsumpen, er bundforholdene. I Søby Sø er sedimentet sandet og dermed ikke hårdt som i Nors Sø. Derudover er der ikke græssende kreaturer langs bredden i Søby Sø.

Eksposering kan have indflydelse på rørsumpen

En anden faktor, der kan have stor indflydelse på rørsumpens udbredelse, er vind- og bølgeeksponering. Dette menes at være den primære årsag til den forholdsvis ringe udbredelse i Tissø. Hvor rørsumpen helt mangler i Tissø er - ligesom i Nors Sø - i områder med græssende kreaturer (Vestsjællands Amt, 1995).

Bølgeeksponering behøver ikke nødvendigvis at have en hæmmende virkning på mulighederne for udviklingen af en rørsump. Således har Weisner (1990) i næringsrige søer fundet en større dybdegrænse på eksponerede kyster i forhold til læ kyster. Årsagen hertil forklares med en mindre akkumulering af organisk materiale, hvilket betyder ringere iltomsætning i søbunden og dermed bedre iltforhold for planterødderne.

Tabel 6.1. Oversigt over de 17 søers rørskovsareal, rørskovens andel af det totale søareal samt rørskovens dybdegrænse.

Sø	Nr	Rørskovsareal, *1000 m ²	% af søareal	Dybdegrænse, m
Søby Sø	1	5,9	8,1	1,4
Maglesø	3	11	7,4	2,1
Madum Sø	4	49	2,3	1,3
Nors Sø	5	61	1,8	<0,5
Ravn Sø	6	70	3,8	
Søholm Sø	7	21	7,8	1,8
Kvie Sø	8	3,8	1,3	0,65
Hornum Sø	10	0	0	
Røgbølle Sø	12	72	3,6	
Furesøen	14	-	-	1,15
Fårup Sø	15	20	2,1	1,8
Damhussøen	16	0,9	0,2	
Hinge Sø	19	38	4,1	0,95
Tissø	20	9	0,7	0,85
Arreskov Sø	24	130	1,5	1,0
Utterslev Mose V	35.1	48	13	
Utterslev Mose Ø	35.2	139	46	

Artssammensætning

Planter skal ikke bestemmes til art

Som tidligere nævnt stilles der ikke krav om at bestemme rørskovens planter til art. I enkelte søer er derfor kun de dominerende arter bestemt, i nogle søer er arterne i "den ydre" rørsump bestemt, mens der i andre er lavet en fuldstændig artsliste.

Alligevel registreret 91 arter/slægter

Som følge heraf kan tabel 6.2 ikke betragtes som en dækkende artsliste for alle 17 søer. Med ovennævnte forbehold er der i alt registreret 91 arter/slægter, heraf én sporeplante (*dyndpadderok*). Blandt blomsterplanterne er der bl.a. registreret 6 star-arter, 6 siv-arter samt 5 arter af hhv. *ranunkel* og *kogle-aks*.

Tabel 6.2 Forekomst af plantearter/typer i rørskoven i de 17 overvågningssøer. Tabellen kan ikke betragtes som en fuldstændig artsliste. Sønnavne fremgår af Tabel 6.1.

Navn	Søn.	1	3	4	5	6	7	8	10	12	14	15	16	19	20	24	35.1	35.2
Acorus calamus	Kalmus								X					X				
Alnus glutinosa	Rød-el									X								
Baldellia ranunculoides	Søpryd				X													
Berula erecta	Smalbladet mærke									X								
Bidens tripartita	Fliget brøndsel			X													X	X
Butomus umbellatus	Brudelys										X				X			
Carex sp.	Star									X								
Calystegia sepium	Gærdesnerle								X	X							X	X
Carex acutiformis	Kær-star													X				
Carex elata	Stivstar		X							X								
Carex oederi ssp. oederi	Dværgstar				X													
Carex paniculata	Top-star									X								
Carex pseudocyperus	Knippe-star																X	X
Carex rostrata	Næb-star	X	X	X					X	X				X				
Cicuta virosa	Gifftyde									X							X	X
Cirsium arvensa	Ager-tidsel																X	X
Cladium mariscus	Hvas avneknippe									X								
Dryopteris thelypteris	Mangeløv									X								
Eleocharis sp.	Sumpstrå									X								
Eleocharis acicularis	Nåle-sumpstrå	X	X		X													
Eleocharis multicaulis	Mangestænglet sumpstrå				X													
Eleocharis palustris	Alm. sumpstrå	X		X	X	X		X	X					X	X			
Epilobium sp.	Dueurt									X							X	X
Epilobium hirsutum	Lådden dueurt		X							X				X		X		
Epilobium palustre	Kær-dueurt		X															
Equisetum fluviatile	Dynd-padderok	X			X							X		X				
Eupatorium cannabinum	Hjortetrest		X							X							X	X
Filipendula ulmaria	Alm. mjøduert		X															
Galium palustre	Kær-snerre								X	X							X	X
Glyceria fluitans	Manna-sødgræs								X									
Glyceria maxima	Høj sødgræs					X								X			X	X
Hippuris vulgaris	Vandspir									X								
Hydrocharis morsus-ranae	Frøbid	X								X								
Hydrocotyle vulgaris	Vandnavle			X	X			X	X									
Iris pseudacorus	Gul iris				X					X				X			X	X
Juncus anceps	Sand-siv				X													
Juncus articulatus	Glanskapslet siv		X		X													
Juncus bufonius	Tudse-siv				X				X									
Juncus bulbosus	Liden-siv	X		X				X	X									
Juncus conglomeratus	Knop-siv									X								
Juncus effusus	Lyse-siv			X	X				X									
Luzula sp.	Frytle									X								
Lycopus europaeus	Sværtøvæld								X	X							X	X
Lysimachia nummularia	Pengebladet fredløs								X	X								
Lysimachia thyrsoflora	Duskfredløs	X							X	X								
Lysimachia vulgaris	Alm. fredløs		X					X	X	X								
Lythrum salicaria	Kattehale		X							X							X	X
Mentha aquatica	Vandmynte		X						X	X								
Menyanthes trifoliata	Bukkeblad								X									
Myosotis scorpioides syn. M. palustris	Eng-forglemmigej								X	X							X	X
Myrica gale	Mosepors									X								
Phalaris arundinacea	Rørgæs			X				X	X					X				
Phragmites australis	Tagrør	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potentilla anserina	Gåse-potentil									X								
Potentilla palustris	Kragefod			X					X									
Ranunculus acris	Bidende ranunkel				X													
Ranunculus flammula	Nedbøjet ranunkel			X					X									
Ranunculus lingua	Langbl. ranunkel		X											X				
Ranunculus reptans	Krybende ranunkel			X	X				X									
Ranunculus sceleratus	Tigger-ranunkel			X														
Rorippa amphibia	Vandpeberrod																X	X
Rumex hydrolypaphum	Vandskræppe									X							X	X
Salix sp.	Pil			X					X	X							X	X
Sagina nodosa	Knude-firling				X													
Scirpus sp.	Kogleaks									X		X	X					
Sparganium sp.	Pindsvineknop			X	X				X					X				
Scirpus fluitans	Flydende kogleaks	X																
Scirpus lacustris	Sø-kogleaks	X	X			X	X			X	X	X		X		X		
Scirpus maritimus	Strand-kogleaks						X								X	X		
Scirpus sylvaticus	Skov-kogleaks													X				
Scirpus tabernaemontani	Blågrøn kogleaks				X					X					X	X		
Scutellaria galericulata	Alm. skjolddrager		X							X							X	X
Solanum dulcamara	Bittersød natskygge		X							X							X	X
Solidago canadensis	Kanadisk gyldenris																X	X
Sparganium angustifolium	Smalbl. pindsvineknop				X													
Sparganium emersum	Enkelt pindsvineknop								X									
Sparganium erectum	Grenet pindsvineknop						X			X				X			X	X

Navn	Sønr.	1	3	4	5	6	7	8	10	12	14	15	16	19	20	24	35.1	35.2
Sparganium minimum	Spæd pindsvineknop	X																
Stellaria alsine	Sump-fladstjerne									X								
Stratiotes aloides	Krebseklo									X								
Succisa pratensis	Djævelsbid		X															
Typha sp.	Dunhammer			X									X				X	X
Typha angustifolia	Smalbladet dunhammer	X	X							X	X	X		X	X	X	X	X
Typha latifolia	Bredbladet dunhammer	X		X				X		X				X			X	X
Urtica dioica	Stor nælde																X	X
Veronica catenata	Vand-ærenpris									X								
Veronica scutellata	Smalbl. ærenpris								X							X	X	X

Hyppigt forekommende arter

De hyppigst forekommende arter i søernes ydre rørsump er ikke overraskende *tagrør*, der er fundet i 16 søer. Herefter følger *smalbladet dunhammer* (i 10 søer), *sø-kogleaks* (i 9 søer), *almindelig sumpstrå* og *bredbladet dunhammer* (i hhv. 8 og 7 søer). I den indre rørsump må vi antage, at der tilsvarende findes arter, som går igen i mange søer, men det er ikke muligt at vurdere på baggrund af denne undersøgelse.

6.4 Undervandsvegetation

Artssammensætning

Artssammensætningen stabil

I 1993-1995 skete der kun små ændringer i undervands- og flydebladsplanternes artsantal i de enkelte søer, det være sig både stigende og aftagende artsantal (Tabel 6.3).

I 16 af søerne er de to første års ændringerne modsat rettede, eller fra ingen ændring til stigende eller aftagende artsantal. Kun i Maglesø er ændringerne over de 3 år gået i samme retning, her er der sket en forøgelse på tilsammen 5 arter.

De små år til år variationer i artsantallet i de øvrige søer skal nok ikke tillægges alt for stor vægt. At enkelte sjældent forekommende arter ikke registreres alle år betyder ikke nødvendigvis, at disse er helt forsvundne.

Tabel 6.3. Ændringer i antallet af plantearter/typer i de 17 overvågningssøer fra 1993 til 1995. Sønavne fremgår af Tabel 6.1.

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

6.5 Dybdeudbredelse

Tæt kobling mellem dybdegrænse og sigtdybde

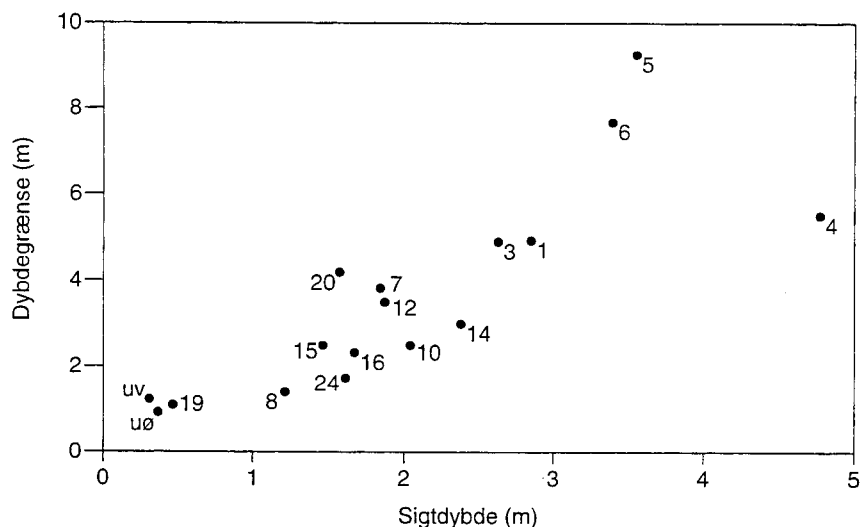
Undervandsplanternes dybdeudbredelse er, som påvist i de foregående år tæt koblet til sigtdybden. Dette gælder også, når man betragter gennemsnitsværdier for de tre år (Fig. 6.2).

Den statistiske relation er angivet i Tabel 6.4. Den viser, at baseret på simpel lineær regression vokser undervandsplanterne normalt ud til en dybde, der svarer til 1,8 gange sommerens middelsigtdybde, plus 0,07 m. Ved en middelsommersigtdybde på 2 meter kan man altså forvente, at der kan findes undervandsplanter ud til ca. 3,7 meters

dybde. Forklaringsværdien (r^2) øges kun lidt ved at logaritmetransformerede anvendte data.

I modsætning til de to foregående år kan søernes middeldybde ikke inddrages på en signifikant måde i en multiple regression ($p > 0,15$) hverken på lineære eller logtransformerede data. Dette svarer til, at der på det gennemsnitlige materiale (1993-95) ikke ser ud til at være nogen ekstra forklarende effekt af søens middeldybde på dybdegrænsen for undervandsplanterne.

Figur 6.2 Sammenhæng mellem dybdegrænsen for undervandsplanter (alle former) og sommerens middelsigt dybde (gennemsnit for de tre prøvetagningsår). Tallene refererer til sønr.



Tabel 6.4 Regressionsanalyse mellem undervandsvegetations dybdegrænse (dybdegr., alle planter) og sommerens middelsigt dybde (sigt). I analysen er anvendt middelværdier for 1993, 1994 og 1995. Alle enheder er i m. Madum Sø 1993 og 1994 samt Hornum Sø er udeladt fra datasættet, idet søernes maksimumdybde = undervandsplanternes maksimumdybde.

Lineær regression			
Dybdegr. =	0,07 + 1,83 x sigt	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,81$

Dybdegrænsen kan variere meget

Plantedækket areal og plantefyldt volumen

Set under et er der kun sket små ændringer i søernes plantedække. (Tabel 6.5). Der er dog konstateret store år til år variationer, ikke blot inden for de enkelte delområder i søerne (Jensen *et al.*, 1995), men også på søniveau, idet dybdegrænsen kan variere forholdsvis meget. I Furesøen og Tissø har udsvingene således været på hhv. 1 meter og 3,5 meter i treårsperioden.

År til år variationer i udvalgte søer

Et af hovedformålene med at undersøge vegetationen hvert år er at dokumentere, i hvor høj grad vegetationen er stabil, både hvad angår dybdegrænse, dækningsgrad og artssammensætning.

Ligesom sidste år har vi fokuseret på Arreskov Sø og Kvie Sø. Derudover indgår resultater fra Tissø og Søby Sø.

Table 6.5 Oversigt over 17 søers vegetationsudbredelse fra 1993 til 1995 med angivelse af dybdegrænse (m) for planterne, det relative plantedækkede areal (RPA) og det relative plantefyldte volumen (RPV).

Nr	Sø	Dybdegrænse			RPA%			RPV%		
		1993	1994	1995	1993	1994	1995	1993	1994	1995
1	Søby Sø	5,3	5,0	4,5	79	80	70	30	37	36
3	Maglesø	5,0	4,7	5,0	10	20	26	0,9	4,2	4,6
4	Madum Sø	6,8	7,5*	5,5	57	44	54	1,4	0,7	1,4
5	Nors Sø	10,0	8,8	9,0	57	55	54	8,7	8,0	5,3
6	Ravn Sø	7,5	7,5	8,0	2	4,5	2,5	0,05	0,10	0,07
7	Søholm Sø	3,6	4,4	3,5	0,05	0,8	1,2	0,001	0,04	0,07
8	Kvie Sø	1,3	1,6	1,3	10	20	21	0,6	0,85	0,9
10	Hornum Sø	2,5	2,5	2,5	61	50	76	3,4	2,0	5,5
12	Røgbølle Sø	3,5	3,5	3,5	43	53	42	14	13	18
14	Furesøen	3,5	2,5	3,0	3	1,9	2,6	0,4	0,18	0,24
15	Fårup Sø	2,4	2,6	2,5	0,3	0,8	0,8	0,04	0,12	0,08
16	Damhussøen	2,0	2,5	2,5	55	73	68	10	13	9,7
19	Hinge Sø	0,7	1,3	1,3	0,03	0,8	0,6	0,006	0,32	0,21
20	Tissø	-	2,4	6,0	-	9	8,1	-	0,2	0,21
24	Arreskov Sø	1,5	1,7	2,0	0,8	0,6	4,5	0,02	0,02	0,39
35.ø	Utterslev Mose, øst	1,7	2,0	0	6	0	0	0,04	0	0
35.v	Utterslev Mose, vest	0	1,8	1,0	0	0	0	0	0	0

* p.g.a. vandstandsstigning

Arreskov Sø

Udviklingen fortsætter i Arreskov Sø

I Arreskov Sø har vegetationen haft gode udviklingsmuligheder som følge af en kraftig forbedret sigtddybde siden 1992, hvilket også ses i vegetationsundersøgelserne i 1993 og 1994. I 1995 er udviklingen fortsat på trods af, at sommersigtddybden er reduceret fra 1,96 m i 1994 til 1,01 m i 1995.

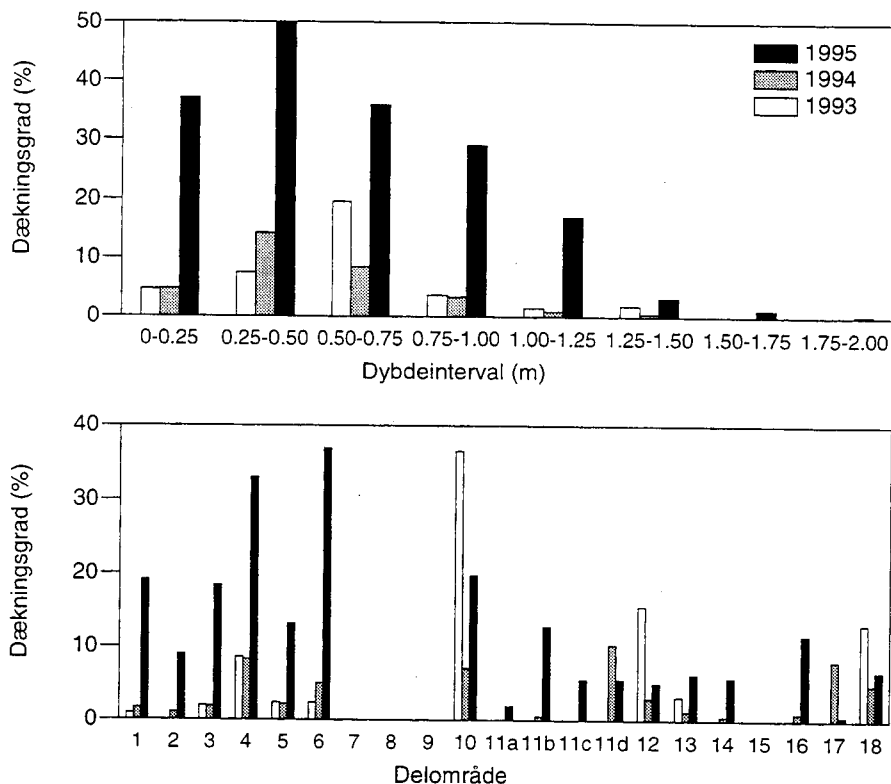
Dybdegrænsen er øget fra 1,5 m i 1993 til 1,9 m i 1995, og relationen mellem sigtddybde og dybdegrænsen er nu tæt på den, der ses i de andre søer. Ligeledes er den totale dækningsgrad øget kraftigt til ca. 4,5% af søens areal i 1995 mod 0,6% i 1994.

Ud til 1 meters dybde findes en dækning på 30-50% mod tidligere maksimalt 20%. Ved større dybder aftager dækningsgraden kraftigt (Figur 6.3), det er dog også bemærkelsesværdigt, at dækningsgraden i intervallet 1,25-1,5 m er steget betydeligt i forhold til de foregående år. I delområderne er der ligeledes sket en væsentlig forøgelse af udbredelsen, således er planterne gået betydeligt frem i næsten alle delområder (Figur 6.3). Ud af 21 delområder var der i 1995 kun 4 delområder uden nogen form for undervandsvegetation.

Ændringerne, som de fremgår af Figur 6.3, skal dog tages med et vist forbehold, idet undersøgelserne i 1994 blev lavet på et tidspunkt, hvor dele af vegetationen var begyndt at henfalde. Fyns Amt er dog ikke i tvivl om, at der er sket en betydelig fremgang fra 1994 til 1995.

I visse dele af søen blev *børstebledet vandaks* typisk fundet på lavt vand <0,4 m, efterfulgt af *stilket vandkrans* på dybder ud til 1,0 m, hvorefter *liden vandaks* dominerede på større dybder. Desuden har *stilket vandkrans* typisk været den første plante til at etablere sig i nye områder af Arreskov Sø. Artsantallet er inklusive trådalger og kransnålalger øget fra 5 arter i 1993 til 10 arter i 1994 og 1995 (Fyns Amt, 1996).

Figur 6.3 Undervandsplant-
ernes dækningsgrad i Arre-
skov Sø fra 1993 til 1995.
Øverste: I dybdeintervaller
(hele søen), nederst: I del-
områderne.



Udviklingen bremset i Kvie Sø

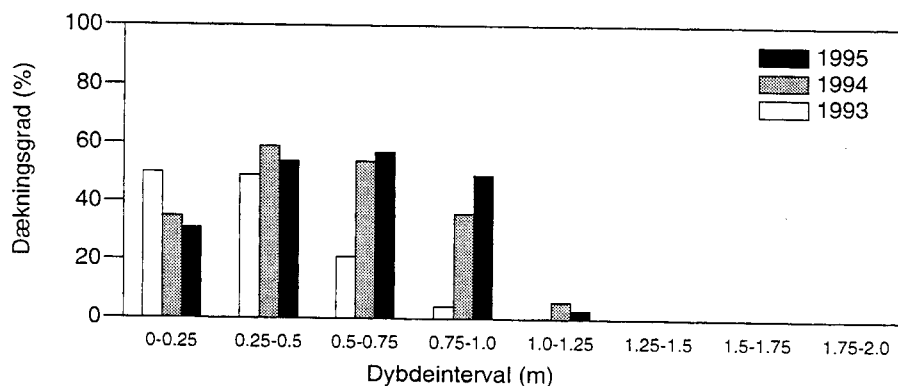
Kvie Sø

I Kvie Sø skete der en fordobling af dækningsgraden fra 1993 til 1994, hvilket kom som en overraskelse, idet vegetationen her er totalt domineret af grundskudsplanter. Som det fremgår af Figur 6.4 er udviklingen ikke fortsat i samme grad i 1995, tværtimod er dybdegrænsen reduceret lidt i forhold til 1994. Denne reduktion opvejes imidlertid af en øget plantetæthed i de centrale dele af vegetationsbæltet, hvorved den totale dækning er øget lidt sammenholdt med 1994. Forklaringen herpå skal findes i, at en lav sommervandstand har kompenseret for en forringet sigtddybde (Ribe Amt, 1996).

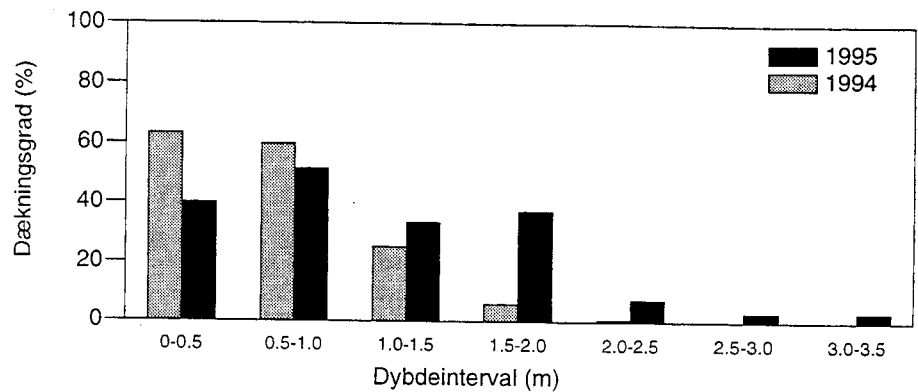
Mosserne forsvundet

I løbet af 1993 og 1994 er mosserne generelt forsvundet fra den centrale del af Kvie Sø. Dette har skabt mulighed for, at primært *gulgrøn brasenføde* har kunnet kolonisere dybere liggende bundflader. Det har i den forbindelse været overraskende, hvor hurtigt nye planter har kunnet fremspire på de fritlagte områder. Den hurtige fremspiring dokumenteres i øvrigt af mere detaljerede undersøgelser (Ribe Amt, 1996).

Figur 6.4 Undervandsplan-
ternes dækningsgrad i dyb-
deintervaller i Kvie Sø fra
1993 til 1995.



Figur 6.5 Undervandsplant-
ernes dækningsgrad i Tissø
fra 1994 til 1995.



Dybdegrænsen øget kraftigt
i Tissø

Tissø

Tissø er den største af søerne, hvori der gennemføres vegetationsundersøgelser. I de to første års undersøgelser er der blevet fundet forholdsvis høje dækningsgrader i dybdeintervallerne ud til 1,5 m (Figur 6.5). Ud over denne dybde aftog dækningsgraden kraftigt i 1994. I 1995 udviklede vegetationen sig imidlertid kraftigt helt ud til 2,0 m og samtidig øgedes dybdegrænsen også betydeligt fra 2,4 m i 1994 til 6,0 m i 1995.

Bundvegetation i positiv
udvikling

Undersøgelserne i Tissø viser således en betydelig år til år ændring i vegetationens dækning og dybdegrænse, dog uden det har afgørende betydning for den totale dækningsgrad p.g.a. søens størrelse og dybde. Den kraftige forbedring af dybdeudbredelsen forklares med en betydelig bedre sigtddybde i juni måned end normalt, derudover var sommersigtddybden i 1995 0,35 m bedre end i 1994 (*Vestsjællands Amt, 1996*). Sammenlignet med tidligere undersøgelser var dybdegrænsen i 1989 kun 1 m. Det tyder på, at der i øjeblikket sker en forøgelse af bundvegetationens udbredelse.

Uændret artssammensæt-
ning

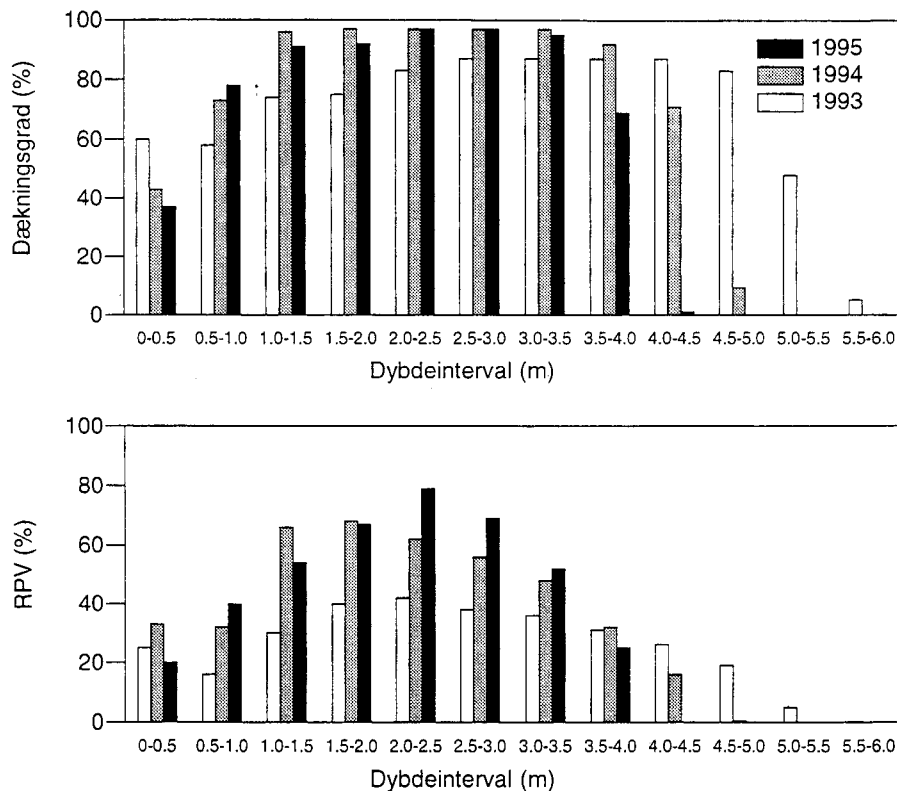
Der er ikke sket nogen ændring i artssammensætningen fra 1994 til 1995, idet de samme 9 arter/slægter blev fundet de to år. Dog synes *børsteblandet vandaks*, *hjerterbladet vandaks* og *kruset vandaks* at være gået tilbage i 1995, mens *kransnålalger* og *krybende vandkrans* udgjorde en større andel i 1995 end året før. Det samme synes at være tilfældet for trådalgerne, som i 1995 havde en dækningsgrad på 30-40% i 0-2 m's dybde (*Vestsjællands Amt, 1996*). Trådalgerne var i Tissø knyttet til stort set alle bundplanter med undtagelse af *kransnålalgerne*.

Dybdegrænsen reduceret i
Søby Sø

Søby Sø

Søby Sø er ligesom Kvie Sø målsat som naturvidenskabeligt interesseområde/badevand og har som sådan stor bevågenhed fra sine brugere, det være sig både den lokale befolkning som interessegrupper. I Søby Sø har der i perioden 1989-1995 været en tendens til en forringelse af sigtddybden (Tabel 5.6). En sådan reduktion kan frygtes at få indflydelse på undervandsvegetationens vækstbetingelser. Fra 1993 til 1995 er dybdegrænsen reduceret med 1,2 meter, og den totale dækningsgrad er reduceret fra ca. 80% til ca. 70%. Det plantefyldte volumen er imidlertid ikke reduceret, men forblevet uændret på ca. 36% (*Ringkøbing amt, 1996*).

Figur 6.6 Undervandsplant-ernes dækningsgrad (øverst) og det relative plantefyldte volumen (RPV) i dybdeintervaller i Søby Sø fra 1993 til 1995.



Vegetation indtil 4,5 m's dybde i 1995

I dybdeintervallet 1,0-3,5 m har vegetationen i alle 3 år været næsten fuldstændig dækkende (Figur 6.6). Fra 3,5 m til 4,5 m er der ligeledes i alle 3 år set en mindre reduktion i dækningsgraden. Over 4,5 m blev der i 1993 og 1994 observeret en kraftig reduktion i dækningen ud til den absolutte dybdegrænse. Dette var ikke tilfældet i 1995, hvor der generelt var en skarp grænse ved 4,5 m mellem de vegetationsdækkede områder og de bare områder. Denne forskel fra de tidligere undersøgelser kan umiddelbart kun forklares med en ringere sigtdybde.

Det relative plantefyldte volumen ikke ændret

At det plantefyldte volumen ikke er ændret fra 1994 til 1995 på trods af en reduceret dækningsgrad skyldes en kraftigere vækst på de plantedækkede områder (Figur 6.6). Dette kan sammen med en tendens til øget klorofylindhold og en forringet sigtdybde tyde på, at der langsomt er ved at ske et skift mod en mere næringsrig tilstand.

Sortgrøn brasenføde truet

Søby Sø er karakteristisk ved at indeholde et meget stort antal arter. I 1995 blev der registreret 25 arter af undervandsplanter, én færre end i 1993. Det lykkedes således ikke at finde den meget sjældne *brodspidset glanstråd* (*Nitella mucronata* var. *gracillima*) på trods af en ihærdig indsats (Ringkøbing Amt, 1996). *Sortgrøn brasenføde* blev ligeledes eftersøgt grundigt. På trods af dette blev der kun registreret få planter, hvorfor det vurderes, at arten er truet af langskudsvegetationen. I modsætning til *sortgrøn brasenføde* har *lobelie* vist en vis fremgang (Ringkøbing Amt, 1996).

6.6 Sammenfatning

Der er nu foretaget vegetationsundersøgelser i tre år i 17 af de 37 overvågningssøer. Efter gennemførelsen af undersøgelserne i 1995 er rørskoven ligeledes blevet undersøgt i alle 17 søer. Rørskoven udgør typisk mellem 1 og 8 % af søarealet, og den største dybdegrænse re-

gistreret i søerne er 2,1 m. Dybdegrænsen ser ud til at aftage med øget næringsstofniveau. De hyppigst fundne arter i rørsumpen er *tagrør*, *smalbladet dunhammer* og *sø-kogleaks*.

For undervandsvegetationens vedkommende er der stadig kun tale om små år til år ændringer i artssammensætningen. For de fleste søers vedkommende skyldes små forskelle formentlig, at ikke hyppigt forekommende planter kan overses med den anvendte metode. I Maglesø er der registreret en fremgang på i alt 5 arter fra 1993 til 1995.

På baggrund af data fra 1993 til 1995 er undervandsplanternes dybdegrænse $1,83 * \text{sigtdybden} + 0,07$, altså ikke meget forskellig fra de foregående år. Dybdegrænsen i den enkelte sø kan variere meget fra år til år, men normalt ikke over 1 meter. Den maksimale ændring der er registreret er 3,5 m i Tissø.

I Arreskov Sø fortsætter undervandsplanterne med at brede sig som følge af en forbedret sigtdybde. I Tissø synes der ligeledes at være en positiv udvikling i gang, dog uden at planterne her har mulighed for at få en så betydelig rolle for søens tilstand, som de har mulighed for at få det i Arreskov Sø.

I Søby Sø er der tendens til at dybdegrænsen reduceres samtidig med plantevæksten muligvis øges på mindre dybder. Dette sammen med en reduceret sigt tyder på et øget næringsstofniveau.

7 Fiskebestanden i Langesø og Søbygård Sø i de sidste 100-150 år baseret på analyser af rester af dyreplankton i sedimentet

7.1 Indledning

Palæolimnologer har i en lang årrække været i stand til at give kvalitative beskrivelser af søernes udviklingshistorie ud fra forskellige plante- og dyrerester i søbunden. Tidsskalaen har typisk været århundreder til årtusinder. På det seneste har man imidlertid også fokuseret på den recente udvikling tilskyndet bl.a. af udviklingen af bedre dateringsmetoder og ønsket om at kunne fastlægge en såkaldt baggrundstilstand for søerne.

Ny kvantitativ metode

Der er i de seneste år blevet udviklet en ny metode, som kan give mere kvantitative oplysninger. Den går ud på, at man analyserer relevante biologiske rester i det øverste lag af søbunden i en lang række søer med forskellig miljøtilstand og så sammenholder disse rester med kemiske eller biologiske data fra søvandet, som de ser ud på nuværende tidspunkt. Man opstiller så relationer mellem de to datasæt (kaldet kalibreringsdatasæt). Med kendskab til sammensætningen af rester i større dybde kan man herefter ved hjælp af relationerne give et kvantitativt billede af kemiske eller biologiske parametre længere nede i søbunden - dvs. længere tilbage i tiden. Denne metode har hidtil været benyttet til at bestemme den recente udvikling i bl.a. indholdet af totalfosfor og pH ud fra kendskab til sammensætningen af kiselalger (*Anderson & Odgaard, 1994; Stevenson et al., 1991*).

Rekonstruktion af fisk

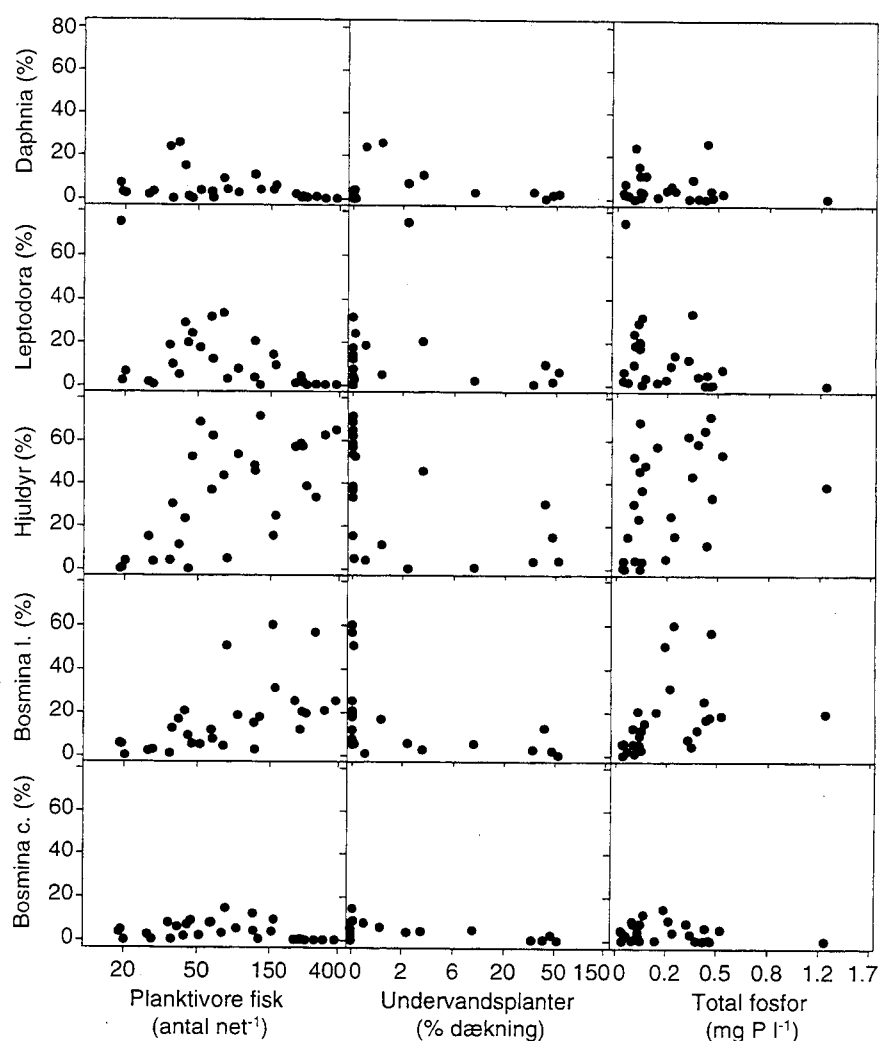
På baggrund af data for især overvågningssøerne er der nu udviklet en tilsvarende relation mellem forskellige rester af dyreplankton i den øverste cm af søbunden og antallet af dyreplanktonædende fisk (planktivore fisk som skalle og brasen) i søerne (bestemt ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn) (*Jeppesen et al., 1996*). Vi præsenterer relationen her og viser eksempler på dens anvendelse i en af overvågningssøerne, Langesø samt i Søbygård Sø.

7.2 Metoder

Hvilke dyreplanktonarter indgår i relationen

Baggrunden for, at det er muligt at opstille en sådan relation, er, at dyreplanktonets sammensætning ændres markant med ændringer i predationstrykket fra fisk. Blandt cladocernerne ("dafnierne") dominerer de store typer som *Leptodora* og *Daphnia*, når bestanden af planktivore fisk er lav. Med stigende tæthed af disse fisk sker der først et skift til små arter af dafnier blandt andet snabeldafnien *Bosmina coregoni* og ved endnu højere tæthed til den mindre art *B. longirostris*. Samtidigt stiger mængden af hjuldyr.

Figur 7.1 Andelen af hvileæg af *Daphnia*, hjuldyr og *Bosmina longirostris* og *Bosmina coregoni* samt rester af rovdafnien *Leptodora* i forhold til det totale antal dyreplanktonrester vist med antallet af dyreplanktonædende fisk (fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn), dækningsgraden af undervandsplanter samt totalfosforindholdet i søvandet.

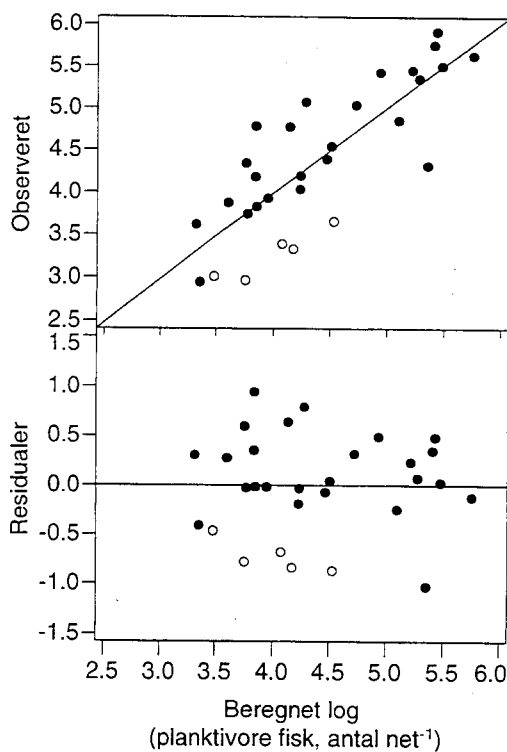


Det var derfor også nærliggende at tro, at der kan opstilles tilsvarende relationer mellem fiskene og resterne af dyreplankton i det øverste lag af søbunden. Dog er ikke alle dyr lige godt bevaret i søbunden. Specielt dafnier, vandlopper og hjuldyr nedbrydes let - ikke mindst i de lavvandede søer, mens f.eks. rester af snabeldafnier (*Bosmina*) er velbevarede i alle søbunde. I stedet for kropsdele har vi derfor valgt at tælle hvileæg af dafnier og hjuldyr, som er velbevarede. Desuden indgår rester af rovdafnien *Leptodora*.

Data fra 30 søer

Vi har indsamlet materiale fra overfladesedimentet af 30 søer. Hovedparten er overvågningssøer, for fra disse findes nyere kvantitative data for mængden og sammensætningen af fisk udført efter standardprogrammer (gællenet, 14 forskellige maskevidder) (*Mortensen et al.*, 1990) baseret på det nævnte oversigtsfiskeri. Den relative andel af dyreplanktonrester i forhold til det totale antal af de forskellige typer af rester er så relateret til antallet af planktivore fisk (fangst pr. indsats), dækningsgraden af undervandsplanter og totalfosforindholdet i søvandet (Fig. 7.1). Det er tydeligt, at andelen af de anvendte dyreplanktongrupper er bedst relateret til fiskene, og at det mønster, som er beskrevet ovenfor for vandfasen, også er gældende for resterne i sedimentet, d.v.s. hvileæg af hjuldyr og *B. longirostris* dominerer ved høje fisketætheder. Det ses også, at der ikke er tale om lineære sammenhænge.

Figur 7.2 Observeret antal dyreplanktonædende fisk (fangst pr. net i biologiske oversigtsgarn) afbildet mod tilsvarende værdier beregnet ud fra andelen af de 5 dyreplanktonrester (se Figur 7.1) i den øverste cm af søbunden (begge \log_{10} transformerede). Desuden er residualerne vist. o angiver søer med mange undervandsplanter (dækningsgrad $\geq 10\%$). • øvrige søer.



Statistiske metoder

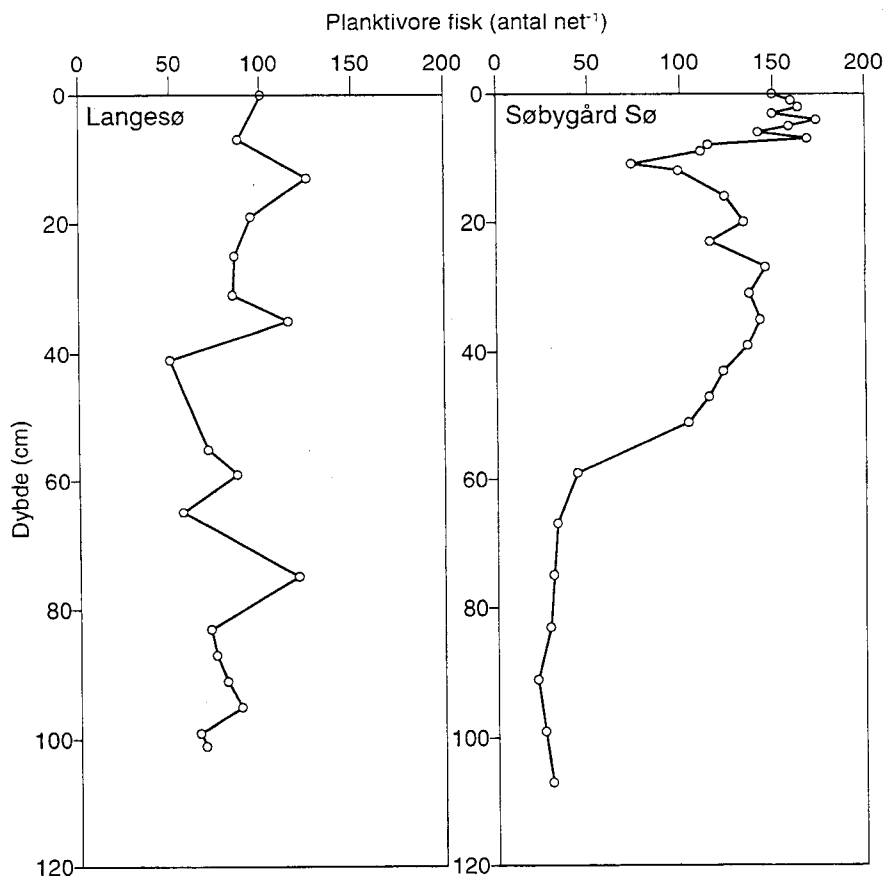
Der er derfor etableret en statistisk relation mellem den relative andel af de forskellige dyreplanktonrester i forhold til det totale antal af dyreplanktonrester og antallet af planktivore fisk (fangst pr. indsats). Vi vil ikke gå i detaljer med de statistiske analyser bag relationen, men de omfatter canonical correspondence analyses (CCA) og en vægtet gennemsnits mindste kvadraters metode med og uden en indbygget økologisk tolerance for de enkelte dyreplanktongrupper (Stevenson *et al.*, 1991).

7.3 Resultater og diskussion

Når man tager en stor usikkerhed på bestemmelsen af antallet af fisk i betragtning, er der opnået en god overensstemmelse mellem observerede og beregnede værdier for antallet af planktivore fisk (Fig. 7.2). Der er dog en tendens til at beregne for høje fisketætheder i søer med høj tæthed af undervandsplanter, hvilket måske skal ses på baggrund af, at der ofte optræder mange småfisk i disse søer, og småfiskene fanges ikke så effektivt i oversigtsgarnene som de større fisk. Desuden er fangstmetoden ikke så effektiv i vegetationen som på åbent vand. Fiskerelationen vil formentlig kunne forbedres yderligere ved at inddrage andre rester i søbunden, som reagerer på ændringer i fisketæthed, f.eks. bunddyrene. Også de plantetilknyttede arter af hvirvelløse dyr vil formentlig kunne inddrages i analysen. Men det kræver flere data fra søer med mange undervandsplanter.

Ud fra et kendskab til sammensætninger af resterne i dybereliggende lag i søbunden kan relationen så anvendes til at rekonstruere fiskebestandens mængde og sammensætning tilbage i tiden. Vi vil vise et par eksempler herpå.

Figur 7.3 Rekonstruktion af antallet af planktivore fisk (CPUE, antal net⁻¹) i Langesø og Søbygård Sø i forskellige lag af søbunden.



Langesø

Langesø

I Langesø er der kun sket små ændringer i antallet af planktivore fisk. CPUE lå på 101 fisk net⁻¹ i overfladesedimentet, hvilket er højere end de 70 fisk net⁻¹, som blev fundet ved oversigtsfiskeriet i 1989. I dette år var der dog et betydeligt antal 0⁺ aborrer, som til dels er planktivore og derfor kan have påvirket zooplanktonet. CPUE falder gradvist ned gennem perioden til 66-69 fisk net⁻¹. Der har dog været betydelige temporære udsving i perioden (maksimum 126 fisk net⁻¹ i 13 cm's dybde og minimum 50 fisk net⁻¹ i 65 cm's dybde. Datering af sedimentet har vist, at 40 cm's dybde svarer til århundredeskiftet (Anderson & Odgaard, 1994).

De relativt beskedne ændringer i fiskebestanden er i overensstemmelse med de tidligste undersøgelser foretaget i 1927 (Otterstrøm, 1927). Her var fiskebestanden som i dag domineret af brasen, skaller og småaborrer (Fyns amt, 1994). Årsagen skal formentlig søges i tidlig eutrofiering betinget af udledninger af spildevand og møddingsvand i forbindelse med driften af Langesø Gods (Fyns amt, 1994).

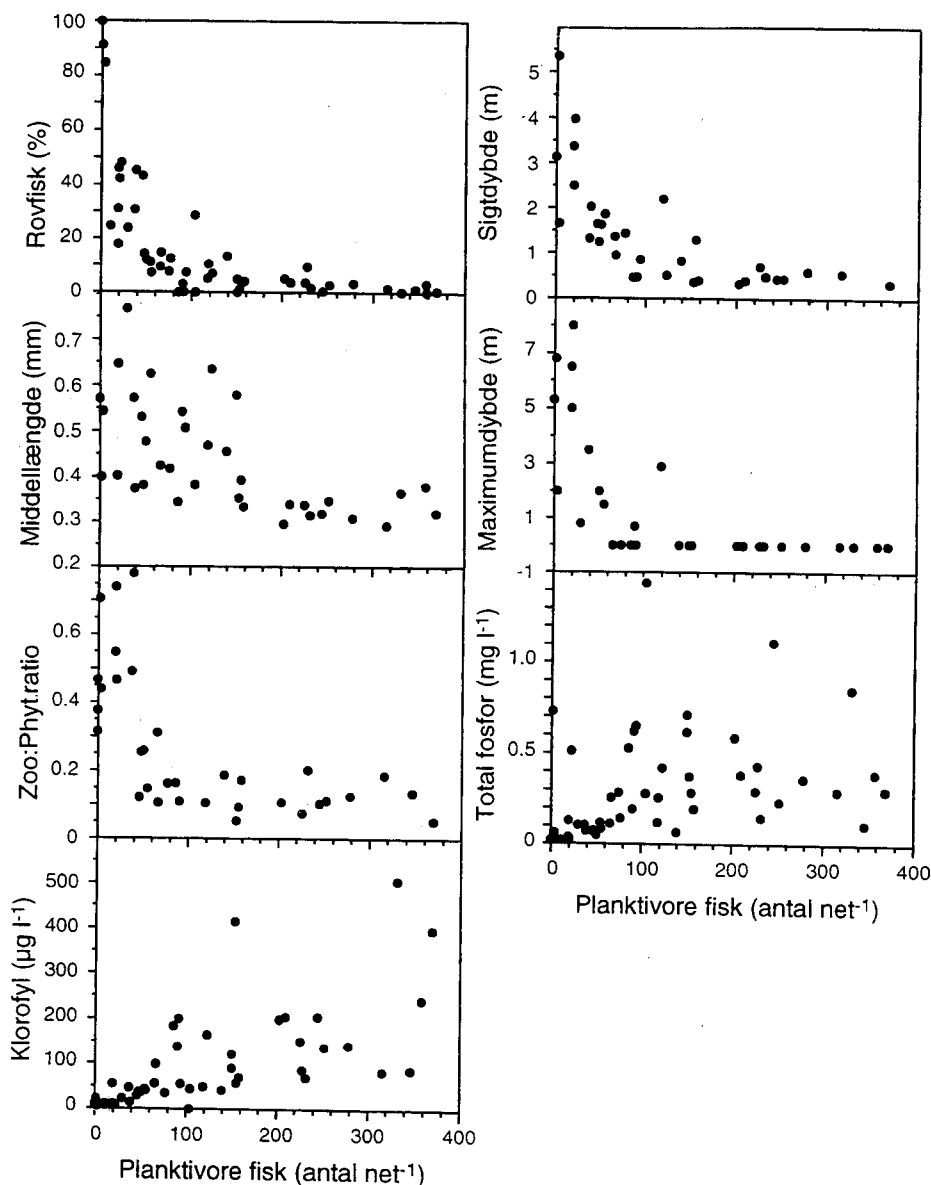
Søbygård Sø

Søbygård Sø

I Søbygård Sø er antallet af planktivore fisk relativt højt i de øverste cm af sedimentet (Fig. 7.3). I de øverste 4 cm varierede CPUE mellem 150 og 164 fisk net⁻¹ (gennemsnit 156 net⁻¹), hvilket ikke er langt fra de aktuelle målinger fra søen i de seneste år (gennemsnit for 1986-1995: 139 fisk net⁻¹). Niveauet falder brat i ca. 11-12 cm's dybde eller ca. 20 år tilbage i tiden, hvilket stemmer godt overens med at der fra denne periode er rapporteret om fiskedrab som følge af en tiltagende forurening med organisk stof fra Hammel rensningsanlæg som indtil

1976 kun havde mekanisk rensning (Århus amt, 1979, Holm & Tuxen-Pedersen, 1975). Søen var derfor kunstigt klarvandet, fordi store *Daphnia* arter (*D. magna* og *D. pulex*) på grund af lave fisketætheder kunne optræde i høje tætheder (Århus amt, 1979). Rester af netop disse dafniarter genfindes i sediment fra det pågældende tidspunkt. Længere nede i sedimentet stiger antallet af planktivore fisk så igen til et maksimum på 156 fisk net⁻¹ i 27 cm dybde (ca. 50 år tilbage i tiden) for derefter brat at falde til lave værdier (28-35 net⁻¹) i 67-107 cm's dybde.

Figur 7.4 Andelen af rovfisk, middellængden af cladoceer ("dafnier"), forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton, algebiomassen målt som klorofyl *a*, vandets sigtddybde, maksimumsdybden for undervandsplanterne samt totalfosforindholdet i søvandet i en række danske søer afbildet mod antallet af dyreplanktonædende fisk fanget i biologiske oversigtsgarn - d.v.s. i gællenet med 16 forskellige maskestørrelser.



7.4 Perspektiver

Med kendskab til tæthed af planktivore fisk kan andre miljøtilstandsvariable bestemmes.

Med den relation, der er opstillet, er det muligt at rekonstruere antallet af planktivore fisk og mere indirekte også balancen mellem rov- og byttefisk (Fig. 7.4). Hermed kan der gives et mere generelt billede af miljøtilstanden, fordi der er en nøje sammenhæng mellem tætheden af planktivore fisk og en række andre miljøindikatorer, f.eks. andelen af rovfisk, sigtddybde samt den maksimale dybdegrænse for undervandsplanter og vandets klarhed (Fig. 7.4). Der arbejdes nu også på at udarbejde relationer, der tillader en rekonstruktion af

mængden af undervandsplanter ud fra rester af plantetilknyttede hvirveløse dyr i søbunden. Disse relationer vil kunne bidrage væsentligt til forståelsen af, hvad der har forårsaget de ofte dramatiske ændringer i den biologiske struktur og de biologiske samspil, som har fundet sted siden de menneskeskabte påvirkninger for alvor slog igennem på miljøtilstanden.

Relationen kan sammen med andre rekonstruktioner (f.eks. af totalfosfor) også bidrage til at klarlægge årsagerne til, at undervandsplanterne er forsvundet fra hovedparten af de lavvandede danske søer, samt hvad der betinger, at nogle søer svinger mellem en uklar tilstand domineret af planteplankton og en klarvandet tilstand domineret af undervandsplanter. Dette er ikke mindst vigtigt, nu hvor der arbejdes intenst på at bringe søerne tilbage til den klarvandede tilstand. Det har nemlig vist sig, at de planktivore fisk i høj grad er medvirkende til at forsinke processen i søer, hvor det nødvendige arbejde med at reducere næringsstofftilførslen til søerne er gjort. Men der er også andre perspektiver. Relationerne vil kunne anvendes til at beskrive effekten af nye miljøpåvirkninger, f.eks. en fremadskridende klimaforandring. Desuden vil de kunne anvendes til en ekstensiv overvågning af miljøtilstanden i søerne, idet søbunden giver et integreret billede af miljøtilstanden i søen screenet for sæsonsvingninger. Ved at analysere det øverste lag af søbunden for fossiler og anvende de opstillede relationer, kan man således få et øjebliksbillede af næringsstofniveau, dyreplanktonsammensætning, fiskebestand og undervandsplanternes udbredelse, som det ellers vil koste mange ressourcer at fremskaffe oplysninger om.

7.5 Sammenfatning

På grundlag af især data fra overvågningssøerne er der opstillet en relation mellem antallet af planktivore fisk og dyreplanktonrester i søbunden, som kan anvendes til rekonstruktion i fiskebestanden og andre miljøtilstandsparametre.

Relationen har været anvendt på sedimentkerner fra en overvågningssø, Langesø, og Søbygård Sø og viser markante ændringer i fiskebestanden i de seneste ca. 200-300 år, ikke mindst i Søbygård Sø. Anvendelsen af denne relationer samt andre relationer (kiselalger versus fosfor, plantetilknyttede dyr versus mængden af undervandsplanter, chironomider versus fosfor m.v.), som er udviklet eller under udvikling, åbner nye muligheder for at rekonstruere den historiske udvikling i miljøtilstanden i søer. Det giver endvidere en bedre mulighed for at bestemme, hvad man kan opnå ved indgreb over for næringsstofftilførslen.

Metoderne vil også kunne anvendes til ekstensivt tilsyn af søer, fordi de giver et integreret billede af miljøtilstanden over de seneste år, som er screenet for sæsonvariationer. Da der kun kræves en prøve, er de tilmed et billigt alternativt til et detaljeret prøvetagningsprogram. Svagheden ligger i præcisionen for den enkelte sø, men på et stort antal søer, kan man få et godt samlet overblik over miljøtilstanden i søerne i et område, f.eks. en amtskommune.

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersø- gelses nationale rapporter vedrørende resul- taterne af Vandmiljøplanens Overvågnings- program 1995

Overvågningen i 1995 har vist, at der siden Vandmiljøplanen i 1987 er sket en reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget, men at målsætningen ikke er opfyldt. Landbrugspraksis har været den samme i 1995 som i 1994. Fra maj 1995 til maj 1996 var vandafstrømningen og kvælstoftransporten den lavest målte, især på Sjælland og Fyn. Den biologiske tilstand i vandløbene har ikke ændret sig, medens der i en væsentlig del af søerne er konstateret en forbedret miljøtilstand siden 1989. Fjordenes tilstand er stadig præget af de høje næringsstofftilførsler. Fosfortilførslerne er dog mindsket markant til en række fjorde, fordi spildevand renses bedre. Som følge heraf er tilstanden bedret i enkelte fjorde. I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke væsentligt fra tidligere år.

Tilførsel af fosfor og kvælstof til vandmiljøet

I 1995 var ferskvandsafstrømningen fra danske landområder til indre danske farvande godt 10% over normalen for perioden 1971-90. Afstrømningen var dog meget atypisk fordelt over året med næsten dobbelt så meget som normalt i 1. kvartal. I sommeren 1995 indledtes til gengæld den tørreste periode, der er registreret i Danmark, med meget ringe nedbør og en ekstremt lille vandafstrømning i vandløbene. Denne periode fortsatte frem til oktober 1996.

De landbaserede danske tilførsler af fosfor til de marine kystafsnit med vandløb og direkte spildevandsudledninger er faldet markant. I midten af 1980'erne var tilførslerne ca. 8.200 tons fosfor, i 1989 ca. 6.800 tons og i 1995 3.320 tons fosfor. Faldet kan alene tilskrives en bedre rensning af spildevandet. Den diffuse fosforafstrømning var 1.510 ton i 1995 og dermed noget højere end gennemsnittet for perioden 1981-88 på 1.100 ton per år.

Den samlede landbaserede kvælstoftilførsel var i 1995 92.900 tons mod 128.000 tons i 1994, hvor vandafstrømningen og dermed kvælstoftransporten i vandløb var specielt stor. Det diffuse bidrag (inkl. belastning fra spredt bebyggelse), der primært består af dyrkningsbetingede tab til vandmiljøet, udgjorde 85% af den samlede tilførsel fra land. På grund af den store vandafstrømning fandt 2/3 af tilførslen sted i 1. kvartal 1995.

Den målte nitrat-transport i 55 vandløb, der afvander dyrkede områder, var i det hydrologiske år 1995/96 (maj-maj) den lavest målte siden 1978. I fynske vandløb var den kun 14% af normalen mod 59% i jyske vandløb. Den meget lille kvælstoftransport i fynske (og sjællandske vandløb) forklares primært af den ekstremt lille vandføring. Denne var ikke helt så lav i jyske vandløb. Nitrat-transporten korrigeret for klimatisk betingede år- til år- variationer i vandafstrøm-

ningen var i 1995 i Jylland og på Bornholm på samme niveau som de to forudgående år. På Sjælland og Fyn var den betydeligt lavere end i tidligere år. Forskellen regionerne imellem er primært relateret til en større andel af lerjorder i Øst-Danmark og dermed en større overfladenær afstrømning til vandløbene. I lerede oplande var der i 1995 således det laveste tab af nitrat til vandløbene siden 1978/79.

De marine områder tilføres også næringsstoffer fra atmosfæren. På baggrund af målinger og modelberegninger er denne tilførsel opgjort til 0,5-1,6 ton N km⁻² år⁻¹. Størst er den til de kystnære områder og den nordlige del af Nordsøen samt den nordvestlige del af Skagerrak. For de to sidstnævnte områder forårsages den høje tilførsel sandsynligvis af de relativt store nedbørsmængder her, og for de kystnære områder af beliggenheden tæt ved ammoniakilder. Der er tendens til et lille fald i den samlede atmosfærebekæmpelse af de danske havområder i perioden 1989 til 1995.

Vandløb og vandløbsoplande

Landbrugspraksis er undersøgt i 6 landovervågningsoplande. I 1995 udgjorde grønne marker 85% af det dyrkede areal, ca. 68% af husdyrbrugene havde en opbevaringskapacitet til husdyrgødningen på 9 måneder eller derover og forårs/sommerudbringningen af husdyrgødningen udgjorde 80%. Minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning blev ikke opfyldt på 37-47% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning i 1995, og der blev overgødet på 20-30% af arealet. I perioden 1990-94 er der dog sket forbedringer i landbrugspraksis, mens forholdene i 1995 ikke afveg væsentligt fra 1994. Udnyttelsen af husdyrgødningen er således forbedret med 16%-point, og forårs/sommerudbringningen er øget med 26%-point.

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 310 kg mill. kg N i 1995. Tilførsel af husdyrgødning var omtrent uændret i perioden.

Total kvælstoftilførsel (handelsgødning, husdyrgødning samt kvælstof tilført ved bælgplanters fiksering og atmosfærisk tilførsel) til dyrkningsjord i Danmark er faldet fra 261 kg N ha⁻¹ i 1985 til 237 kg N ha⁻¹ i 1995. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 111 og 145 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Nettotilførsel af kvælstof udgjorde 133 kg N ha⁻¹ i 1985 og 106 kg N ha⁻¹ i 1995. Set over hele perioden udgjorde faldet i nettotilførsel af kvælstof 13%.

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i de 6 landovervågningsoplande har siden 1989 i gennemsnit været 83 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for lerjordsoplandene og 135 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordsoplandene. Mindst var udvaskningen fra planteavlsbrugene, og for husdyrbrugene steg udvaskningen med stigende husdyrtæthed.

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er yderligere beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for 6 driftsår og ved normal klima viste en reduktion i udvaskningen på ca. 14% fra 1989/90 til 1995/95.

I en modelberegning af et scenarie, hvor kravene i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedr. udnyttelsesgrader er opfyldt, og hvor husdyrgødningen indenfor de enkelte ejendomme er fordelt optimalt, fås en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 32% i forhold til udvaskningen ved aktuel gødningspraksis i 1989/90. Scenarioberegninger af en forøget anvendelse af græsudlæg og efterafgrøder, samt en 20%'s reduktion i gødskningsnormerne peger på, at yderligere tiltag kan bringe udvaskningen ned på niveau med målet i Vandmiljøplanen.

Kvælstofkoncentrationerne i vandløb i dyrkede områder har varieret mellem 6,3 og 9,1 mg N l⁻¹ eller 4-5 gange større end i vandløb i naturområder. I 1995 blev der målt de laveste koncentrationer i vandløbene i dyrkede områder hidtil.

Tilførsel af fosfor med handelsgødning til dyrkede arealer i Danmark er faldet fra 16,7 kg P ha⁻¹ i 1985 til 7,8 kg P ha⁻¹ i 1995, mens tilførsel med husdyrgødning er steget fra 16,8 P ha⁻¹ til 17,8 kg P ha⁻¹ i samme periode. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem 16 og 22 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Nettotilførsel af fosfor til landbrugsjord er således faldet fra ca. 15 til ca. 6 kg P ha⁻¹ i perioden 1985 til 1995.

De laveste fosforkoncentrationer findes i vandløb i naturoplande og de højeste i spildevandsbelastede vandløb. I vandløb, der modtager spildevand fra punktkilder var den vandføringsvægtede koncentration af fosfor i 1995 0,16 mg P l⁻¹ eller mindre end 30% af niveauet i 1989. I dambrugsbelastede vandløb er koncentrationen ligeledes faldet i overvågningsperioden 1989-95 fra 0,18 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,10 mg P l⁻¹ i 1995, som tegn på mindskede fosforudledninger fra dambrugene.

Undersøgelser af vandløbenes biologiske tilstand viste, at tilstanden bedømt ud fra smådyrfaunaens sammensætning i form af Dansk Faunaindeks ikke har ændret sig siden starten af disse undersøgelser i 1992. I 1995 havde 17% af stationerne en DFI på I-I/II og 72% en DFI II-II/III. I de resterende vandløb var tilstanden ringere. Tilstanden var som forventet dårligst i vandløb, der modtager betydelige mængder spildevand, men DFI kunne også relateres til en række fysiske og kemiske forhold. Tilstanden påvirkes således negativt af lave strømhastigheder, organisk stof og stor årstidsvariation i vandføringen.

Trådalger forekom i 1995 på 80% af de undersøgte vandløbsstationer. I vandløb med svag strøm, ringe variation i vandføringen og høje næringsstofkoncentrationer var trådalgerne talrigt tilstede. Der har ikke kunnet konstateres en udvikling i perioden siden 1993, hvor disse undersøgelser blev igangsat.

Søer

I 19 af de 37 undersøgte søer er der nu konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet siden 1989. Dette forklares især af en reduceret spildevandstilførsel til disse søer.

Faldet i fosforkoncentrationer har ikke været stort nok til at mindske mængden af planktonalger og dermed øge vandets klarhed i alle 19

søer. Således er der kun sket et signifikant fald i mængden af planktonalger (klorofyl) og/eller øgning i sigtddybde i 14 af søerne. Mængden af planktonalger og vandets klarhed styres dog ikke alene af næringsstofferne, men er også reguleret af den biologiske struktur i søerne. Specielt i lavvandede, næringsrige søer spiller fiskebestandens størrelse og sammensætning en betydelig rolle for sammensætningen og mængden af planktonalger og dermed for vandets klarhed.

Den biologiske struktur har også betydning for næringsstoffdynamikken. Således påvirker mængden af undervandsplanter søernes evne til at fjerne kvælstof væsentligt. I søer med mange undervandsplanter fjernes betydeligt mere kvælstof end i søer uden undervandsplanter.

De marine områder

Fjordene

Temaet for rapporteringen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1996 er tilstand og udvikling i de danske fjorde.

Fjordene modtager næringsstoffer fra vandløb, punktkilder, atmosfæren og ved udveksling med tilstødende åbne farvande.

Kvælstof- og fosfortilførslen er særskilt opgjort til 47 fjorde og afgrænsede kystnære vandområder. Koncentrationerne af kvælstof i det tilledte ferskvand og tilførsler med direkte spildevandsudledninger var i 1995 $7,4 \text{ mg N l}^{-1}$ som gennemsnit, eller den mindste i perioden 1989-95. De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor til disse fjorde faldt fra $0,80 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1989 til $0,21 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1995.

De landbaserede tilførsler af kvælstof og fosfor medfører forhøjede næringsstofniveauer i fjordene i forhold til de åbne farvandsområder. Specielt i de lavvandede og middeldybe fjorde er koncentrationerne høje, men der er stor variation. Koncentrationen af næringsstoffer i fjordene afspejler størrelsen den landbaserede belastning. På årsbasis kan belastningen forklare henholdsvis 50% og 30% af variationen i den totale kvælstof- og fosforkoncentration. Sammenhængen mellem belastning og næringsstofkoncentration afhænger af vandopholdstiden i fjordområderne, og i sommerhalvåret påvirker de biologiske processer yderligere sammenhængen. Den bedste korrelation mellem belastning og kvælstofkoncentration ses i vinterhalvåret. I februar kan belastningen forklare 62% af variationen i kvælstofkoncentrationen og 34% af variationen i fosforkoncentrationen. Generelt indikerer analyserne, at fosforkoncentrationerne i højere grad end kvælstofkoncentrationerne påvirkes af andre faktorer end belastningen. En væsentlig faktor er frigivelse af fosfat fra fjordbunden, hvor der er ophobet fosfor fra de forudgående års fosforbelastning.

Plantep planktonets biomasse målt som klorofyl har stor betydning for fjordenes stofomsætning. Høje koncentrationer af plantep plankton nedsætter vandets gennemsigtighed og begrænser derved forekomsten af bundlevende planter. Algernes koncentration aftager med stigende middeldybde af fjordene, øges med stigende kvælstofbelastning og begrænses af algespisende muslinger. Effekten af dybden må

tilskrives en kombination af forringede lysforhold og en "fortynding" i et større volumen. Samlet kan disse 3 variable forklare mellem 50 og 70% af den totale variation i algebiomassen i danske fjordområder med middeldybder under 8,5 m. Med baggrund i opstillede regressionsmodeller kan det forudsiges, at en halvering af kvælstofbelastningen af de danske fjorde vil medføre, at algebiomassen i gennemsnit reduceres med 25% om sommeren (maj-september).

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad på vanddybder fra 2-10 m reguleres i høj grad af lystilgængeligheden, og vil derfor forøges som følge af bedre lysforhold efter en reduktion i næringssaltbelastningen. Herudover forventes ålegræspopulationerne at blive mere stabile, hvis risikoen for iltsvind mindskes efter en belastningsreduktion. Fra århundredskiftet til i dag er ålegræssets udbredelse kraftigt reduceret først som følge af ålegræspsygen i 1930'erne og siden som følge af øget næringssaltbelastning. Inden for de seneste år har den mest markante udvikling i ålegræsbestandene været en række lokale reduktioner i 1992 og 1994 formentlig som følge af en kombination af høje vandtemperaturer og iltsvind med svovlbrinteudslip. Flere steder er en retablering af disse bestande undervejs, og ser ud til at kunne foregå inden for en overskuelig årrække. For makroalgernes vedkommende peger analyserne på, at en belastningsreduktion vil betyde et stigende artsantal, et reduceret antal eutrofieringsbetingede arter og en ændring i arternes indbyrdes dominansforhold. Fjordenes størrelse, saltholdighed og forekomst af stenbund er også vigtige parametre for artsantallet. Generelt vil bedre lysforhold i forbindelse med faldende næringssaltkoncentrationer resultere i, at bundvegetationen får større betydning i forhold til planteplankton. Eksempler på sådanne skift mellem de forskellige plantegrupper er set i Norsminde Fjord og i Seden Strand inderst i Odense Fjord, i forbindelse med en markant reduktion i fosforbelastningen og en mindre reduktion i kvælstofbelastningen.

Mange af de danske fjorde udsættes jævnligt for dårlige iltforhold, som kan skade bunddyr og fisk. Iltforholdene ved bunden er afhængig af iltforbruget, som igen afhænger af stofproduktion og belastningen samt af opblandingsforholdene. I Skive og Roskilde Fjord er iltforholdene vurderet nøjere. Bundvandets iltindhold er overordnet bestemt af opblandingsforholdene, og i perioder med lagdeling af vandsøjlen kunne iltindholdet beskrives ved varigheden af den lagdelte periode og kvælstofbelastningen. På basis af en regressionsmodel kan effekten af en 50% belastningsreduktion forventes at være ganske betydelig.

I danske fjorde er bundfaunaen (målt som biomasse) stærkt domineret af bløddyr og især af filtrerende muslinger. De kan opfattes som nøgleorganismer for fjordenes tilstand, idet de påvirker mængden af planktonalger. Bunddyrenes biomasse er positivt korreleret til kvælstofbelastning, vanddybde og til vandets opholdstid i fjordene. Disse forhold forklarer ca. 60 % af variationen i biomassen og ca. 70 % af variationen i den beregnede produktion af bunddyr. I begge tilfælde havde kvælstofbelastningen langt den største effekt. Den "positive" sammenhæng mellem kvælstofbelastningen og bunddyrenes biomasse viser, at produktionen i de danske fjorde overordnet er kvælstofbe-

grænset, og at de indirekte effekter på bundfaunaen af forringede iltforhold generelt er beskedne.

Fjorde betragtes ofte som "filtre" for næringsstoffer på vej fra land til åbent hav. Da langt størstedelen af de danske udledninger af næringsstoffer sker til fjorde, er en kvantificering af denne "filtereffekt" vigtig. I 9 ud af 10 fjorde var der en tilbageholdelse af kvælstof. Tabet i de 10 fjorde udgør i gennemsnit $9 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ og skyldes en kombination af denitrifikation og akkumulering i fjordenes sedimenter. I de fjorde, hvor kvælstof fjernes varierer den procentvise fjernelse mellem 1 og 90% og er positivt korreleret til vandets opholdstid. For fosfor skete der kun i 2 ud af 9 fjorde en tilbageholdelse, mens der netto blev frigivet fosfor fra de øvrige 7. Eksporten af fosfor fra fjordene til de åbne farvande må skyldes frigivelse fra puljer, som er ophobet i sedimenterne fra forudgående år med en højere belastning. Når fosforpuljerne i sedimenterne er udtømte, må man regne med en tilbageholdelse af fosfor i fjordene svarende til $0,2\text{-}0,5 \text{ g P/m}^2 \text{ år}^{-1}$.

Åbent hav

I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke markant fra tidligere år. Dog var næringssaltkoncentrationerne i Skagerrak høje i marts-april, hvilket medførte en større planteplanktonmængde og primærproduktion. I Nordsøen ud for Vadehavet var der i maj-juli masseopblomstringer af skumalgen *Phaeocystis*. I Øresunds dybere dele blev der i august og september observeret de laveste iltkoncentrationer i de seneste 5 år. I Nordsøen ud for Ringkjøbing Fjord og i Lillebælt var der iltsvind i sensommeren. I Lillebælt er dette formodentligt en af forklaringerne på, at bundfaunaen er forarmet i dele af området.

9 Referencer

Anderson, N.J. & Odgaard, B.V. (1994): Recent palaeolimnology of three shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 275/276: 411-422.

Danmarks Meteorologiske Institut (1995): Danmarks klima 1995. 126 s.

Fyns amt (1994): Langesø 1993. Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M. (1994): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Faglig rapport fra DMU, nr. 119, 186 s.

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

Holm, T.F. & Tuxen-Petersen (1975): Gudenåen 1974. Rapport fra Geofysisk Laboratorium, Geologisk Institut, Århus Universitet. 108 s.

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

Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1994): Interkalibrering af planteplankton - undersøgelser 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. & Jensen, K. (1996): Interkalibrering af dyreplanktonundersøgelser i søer. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 11.

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

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.

Jeppesen, E. & Schierup, H.-H. (1992): Rørsumpens dybdegrænse i søer. *Vand og Miljø* 5: 158-160.

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., Lauridsen, T.L., Junge Pedersen, L. & Jensen, L.. (in press): Top-down regulation in freshwater lakes with special emphasis on the role of fish, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*.

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

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

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

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

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

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

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

Meijer, M-L., Jeppesen, E., van Donk, E. Moss, B., Scheffer, F., Lammens, E., van Nes, E., Berkum, J.A., de Jong, G.J., Faafeng, B.A. & Jensen, J.P. (1994): Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes: interpretation of five year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia* 275/276: 233-242.

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

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

Miljøstyrelsen (1994): STANDAT V. 1.1. Vejledning nr 1. 1994 fra Miljøstyrelsen. 64 s. Miljøstyrelsen (1993): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993-97. Redegørelse fra Miljøstyrelsen 2/1993. 172 s.

- Moeslund, B., Hald Møller, P., Windolf, J. & Schriver, P. (1993): Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 45 s.
- Mortensen, E., Jensen, H.J., Møller, J.P. & Timmermann, M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 58 s.
- Olrik, K. (1991): Planteplankton metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af planteplankton i søer og marine områder. 108 s. Miljøprojekt 187, Miljøstyrelsen.
- Rebsdorf, Aa., Søndergaard, M. & Thyssen, N. (1988): Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98. 59 s.
- Stevensson, A.C., Juggins, S., Birks, H.J.B., Anderson, D.S., Anderson, N.J., Battarbee, R.W., Berge, F., Davis, R.B., Flower, R.J., Haworth, E.Y., Jones, V.J., Kingston, J.C., Kreiser, A.M., Line, J.M., Munro, M.A.R. & Renberg, I. (1991): The surface waters acidification project palaeolimnology programme: Modern diatom/lake-water chemistry data-sets. Ensis Ltd., London.
- Svensson, J.M. & Leonardson, L. (1996): Effects of bioturbation by tube-dwelling chironomid larvae on oxygen uptake and denitrification in eutrophic lake sediments. *Freshwater Biology* 35: 289-300.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S. (in press): Pike (*Exocoetia lucius* L.) effects as a biomanipulation tool. 2: Effects on lower trophic levels in Lake Lyng (Denmark). *Hydrobiologia*.
- Viborg Amt, 1994: Miljøtilstanden i Nors Sø. Status 1993 og udvikling 1989-1993. 73 s. Udarbejdet af Bio/consult.
- Wiggers, L., Tornbjerg, H., Windolf, J., Svendsen L.M. & Kronvang, B. (1994): Notat fra arbejdsgruppen vedrørende beregning af den diffuse tilførsel af total N og total P fra umålte oplande i Overvågningsprogrammet. Udsendt af Danmarks Miljøundersøgelser.
- Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen J.P. & Sortkjær, L. (1993): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992 - Søer. Faglig rapport fra DMU, nr. 90. 130 s.
- Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Kristensen, P. (1995): Modelling the seasonal variation in in-lake concentration and retention of nitrogen in 16 shallow lakes: a four-year mass balance study. *Biogeochemistry*: 25-44.
- Weisner, S.E.B. (1987): The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. *Freshwat. Biol.* 18: 537-544.
- Wium-Andersen, S. (1974): Quantitative changes in higher vegetation in Lake Bastrup caused by eutrophication. *Bot. Tidsskr.* 69: 64-68.

*Århus Amt, 1979: Søbygård Sø, 1978. Teknisk Rapport. Natur & Miljø,
Århus Amt.*

10 Oversigt over amtsrapporter

FREDERIKSBORG AMT:

Frederiksborg Amt, 1995. Fuglesø. Tilstand og udvikling 1995. Teknik & Miljø, 59 sider + bilag. Udarbejdet af Bio/consult. ISBN 87-7781-105-4.

Frederiksborg Amt, 1995: Bastrup Sø. Tilstand og udvikling 1995. Teknisk & Miljø, 46 sider + bilag Udarbejdet af Bio/consult. ISBN 87-7781-107-0.

Frederiksborg Amt, 1996: Arresø. Tilstand og udvikling 1995. Teknisk & Miljø, 45 s. + bilag. Udarbejdet af Bio/consult. ISBN 87-7781-101-1.

FYNS AMT:

Fyns amt, 1996: Arreskov Sø 1995. Plante- og dyreplankton. Natur og Vandmiljøafdelingen. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns amt, 1996: Vegetationsundersøgelser i Arreskov Sø. Bilag. Natur- og Vandmiljøafdelingen. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns amt, 1996. Søholm Sø 1995. Plante og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns amt, 1996: Langesø 1995. Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Ruggaard, T. & Gelsbjerg, J., 1996.: Langesø 1995. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 90 sider + bilag. ISBN: 87-7343-270-9.

Sandby Hansen, K. & Gelsbjerg, J., 1996: Arreskov Sø 1995. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 96 sider + bilag. ISBN: 87-7343-269-5.

Sode, A. & Gelsbjerg, J., 1996: Søholm Sø 1995. Natur- og Miljøafdelingen, 92 sider + bilag. ISBN: 87-7343-268-7.

KØBENHAVNS AMT:

Københavns amt, 1996: Overvågning af søer 1995. Teknisk Forvaltning, 126 sider. ISBN: 87-7774-082-3.

Københavns amt, 1996.: Overvågningen af søer 1995. Teknisk Forvaltning, 132 sider + bilag.

KØBENHAVNS KOMMUNE:

Københavns kommune, 1996: Miljøtilstanden i Damhussøen 1995. Afløbsafdelingen, 43 sider + bilag.

Københavns kommune, 1996: Miljøtilstanden i Damhussøen 1995. Afløbsafdelingen, Bilagsdel.
Københavns kommune, 1996: Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1995. Afløbsafdelingen, 64 sider.

Københavns kommune, 1996: Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1995. Afløbsafdelingen, Bilagsdel.

NORDJYLLANDS AMT:

Schrøder, P., 1996: Søer 1995. Miljøkontoet, 38 sider + bilag. ISBN: 87-7775-296-1.

RIBE AMT:

Moss-Hansen, C., 1996: Kvie Sø, Holm Sø. . Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen, 62 sider + bilag. ISBN: 87-7342-777-2.

Ribe Amt, 1996: Fiskebestanden i Kvie Sø 1995. Bilagsrapport. Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen. Udarbejdet af Bio/consult.

Ribe Amt, 1996: Vegetationen i Kvie Sø. Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen. Bilagsrapport. Udarbejdet af Bio/consult.

Ribe amt, 1996: Plante- og dyreplankton i Holm Sø 1995. Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen. Bilagsrapport. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Ribe amt, 1996: Plante- og dyreplankton i Kvie Sø 1995. Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen, 18 sider + bilag. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

RINGKJØBING AMT:

Aaser, H.F. & Have, A., 1996: Kilen 1995. Vandmiljøafdelingen, 41 sider + bilag.

Aaser, H.F. & Have, A., 1996: Søby Sø 1995. Vandmiljøafdelingen, 28 sider + bilag.

Aaser, H.F. & Have, A., 1996: Lemvig Sø 1995. Vandmiljøafdelingen, 30 sider + bilag.

ROSKILDE AMT:

Helmgård, P., 1996: Borup Sø 1989-95. Teknisk Forvaltning, 51 sider + bilag. ISBN: 87-7800-191-9.

Rasmussen, J.V., 1996: Gundsømagle Sø 1989-95. Teknisk Forvaltning, 65 sider + bilag. ISBN: 87-7800-193-5.

STORSTRØMS AMT:

Lindhardt, L., 1996: Hejrede Sø. Overvågningsdata 1995. Teknik- og Miljøforvaltningen, 32 sider. ISBN: 87-7726-204-2.

Myssen, P, & Fugl, K., 1996: Vesterborg Sø. Overvågningsdata 1995. Teknik- og Miljøforvaltning. 37 sider. ISBN: 87-7726-205-0.

Nordby, V., 1996: Røgbølle Sø. Overvågningsdata 1995. Teknik- og Miljøforvaltningen, 34 sider. ISBN: 87-7726-206-9.

SØNDERJYLLANDS AMT:

Sønderjyllands amt, 1996: Store Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 34 sider.

Sønderjyllands amt, 1996: Jels Oversø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 27 sider.

Sønderjyllands amt, 1996: Plankton i St. Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 46 sider + bilag. Udarbejdet af Bio/consult.

Sønderjyllands amt, 1996: Bilag til rapport om St. Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet. Udarbejdet af Bio/consult.

Sønderjyllands amt, 1996: Planktonundersøgelser i Jels Oversø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 47 sider + bilag. Udarbejdet af Bio/consult.

Sønderjyllands amt, 1996: Bilag til rapport om Jels Oversø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet.

Sønderjyllands amt, 1996: Fiskebestanden i St. Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 87 sider. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Sønderjyllands amt, 1996: Sedimentundersøgelser i St. Søgård Sø. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 9 sider + bilag.

VEJLE AMT:

Elbæk, L., 1996: Overvågning af Fårup Sø. Teknik og Miljø, 56 sider + bilag. ISBN: 87-7750-252-3.

Hald Møller, P., 1996: Overvågning af Engelsholm Sø. Teknik og Miljø, 38 sider + bilag. ISBN 87-7750-248-5.

Marsbøll, S., 1996: Overvågning af Dons Nørresø. Teknik og Miljø, 30 sider + bilag. ISBN 87-7750-253-1.

Marsbøll, S., 1996: Overvågning af Søgård Sø. Teknik og Miljø, 30 sider + bilag. ISBN: 87-7750-256-6.

Vejle amt, 1996: Vegetationsundersøgelse i Fårup Sø 1995. Teknik og Miljø.

Vejle amt, 1996: Fiskebestanden i Engelsholm Sø september 1995. Teknik og Miljø, 84 sider. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Vejle amt, 1996: Dons Nørresø 1995. Teknik og Miljø, 29 sider + bilag..

VESTSJÆLLANDS AMT:

Vestsjællands amt, 1995: Tissø 1994. 42 sider + bilag.

Vestsjællands amt, 1996: Fiskebestanden i Tissø september 1995. 84 sider. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Vestsjællands amt, 1996: Fiskebestanden i Tissø september 1995. Bilagsdel. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Vestsjællands amt, 1996: Tystrup Sø 1995. 34 sider + bilag.

Vestsjællands amt, 1996: Maglesø 1995. 31 sider + bilag.

VIBORG AMT:

Viborg Amt, 1996: Nors Sø. 1995. 74 sider + bilag. Udarbejdet af Bio/consult.

Viborg Amt, 1996: Hinge Sø. 1995. 60 sider + bilag. Udarbejdet af Bio/consult.

ÅRHUS AMT:

Bramming Jørgensen, T., 1996: Bryrup Langsø 1995. Natur og Miljø, 26 sider + bilag. ISBN: 87-7295-492-2.

Jensen, H., 1996. Ravn Sø 1995. Natur og Miljø, 36 sider + bilag. ISBN: 87-7295-494-9.

Skovgaard, H., 1996: Ørn Sø 1995. Natur og Miljø, 22 sider + bilag. ISBN: 87-7295-493-0-

Århus amt, 1996: Biologiske data Ravn Sø 1995. Natur og Miljø.

Århus amt, 1996: Biologiske data Bryrup Langsø 1995. Natur og Miljø.

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:

Danmarks Miljøundersøgelser *Direktion og Sekretariat*
Postboks 358 *Forsknings- og Udviklingssekretariat*
Frederiksborgvej 399 *Afd. for Atmosfærisk Miljø*
4000 Roskilde *Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi*
Afd. for Miljøkemi
Tlf. 46 30 12 00 *Afd. for Systemanalyse*
Fax 46 30 11 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Sø- og Fjordøkologi*
Postboks 314 *Afd. for Vandløbsøkologi*
Vejløsvej 25 *Afd. for Terrestrisk Økologi*
8600 Silkeborg

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Kystzoneøkologi*
Grenåvej 12, Kalø *Afd. for Landskabsøkologi*
8410 Rønne

Tlf. 89 20 17 00
Fax 89 20 15 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Arktisk Miljø*
Tagensvej 135, 4.
2200 København N

Tlf. 35 82 14 15
Fax 35 82 14 20

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, arbejdsrapporter, temarapporter, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, samt årsberetninger.

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

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

1995

- Nr. 132: Rastende bestande af vandfugle i forsøgsreservaterne, 1985-1993. Af Madsen, J. et al. 40 s., 40,00 kr.
- Nr. 133: Aromatiske hydrocarboner i drikkevand fra privat vandværk. Af Nyeland, B.A. & Wrang, P. 50 s., 50,00 kr.
- Nr. 134: Arctic Atmospheric Research: Pollution and Climate. By Heidam, N.Z. (ed.). 273 p., DKK 290,00.
- Nr. 135: Undersøgelse af opløselig Ba, Sr og Zr i læbestifter. Af Rastogi, S.C. et al. 27 s., 30,00 kr.
- Nr. 136: Control of pesticides 1994. By Køppen, B. 21 p., DKK 40,00.
- Nr. 137: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1994/1995 i Danmark. Af Clausager, I. 44 s., 35,00 kr.
- Nr. 138: Ferskvandstilstrømning til danske farvande 1994. Af Ovesen, N.B. & Svendsen, L.M. 62 s., 50,00 kr.
- Nr. 139: Ferske vandområder - Søer. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Jensen, J.P. et al. 116 s., 125,00 kr.
- Nr. 140: Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Larsen, S.E. et al. 196 s., 125,00 kr.
- Nr. 141: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Grant, R. et al. 142 s., 125,00 kr.
- Nr. 142: Marine Områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Dahl, K. et al. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 143: Investigation of selected fragrance substances in cosmetics based on natural ingredients. By Rastogi, S.C. & Jensen G.H. 38 p., DKK 30,00.
- Nr. 144: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Af Skov, H. et al. 83 s., 100,00 kr.
- Nr. 145: Waterbird Numbers in the Baltic Sea, Winter 1993. By Pihl, S. et al. 60 p., DKK 50,00.
- Nr. 146: Tungmetaller i tang og muslinger ved Ivittuut 1995. Af Riget, F. et al. 32 s., 40,00 kr.
- Nr. 147: Vindmøllers indvirkning på fugle. Af Clausager, I. & Nøhr, H. 51 s., 45,00 kr.
- Nr. 148: Environmental satellite models for ADAM. By Møller Andersen, F. & Trier, P. 200 p., DKK 100,00.
- Nr. 149: MeMoS: Udvikling af konsekvensmodel for svovldeposition for Sydskandinavien. Af Asman, W.A.H. et al. 57 s., 80,00 kr.

1996

- Nr. 150: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report 1994. By Kemp, K. et al. 66 p., DKK 80,00.
- Nr. 151: Vandløbsrestaurering - eksempler og erfaringer fra Danmark. Af Hansen, H.O. (red.). 136 s., 100,00 kr.
- Nr. 152: Rådyrjagten i Danmark 1993/94. Af Asferg, T. & Jeppesen, J.L. 40 s., 50,00 kr.
- Nr. 153: Control of Pesticides 1995. By Køppen, B. 26 p., DKK 40,00.
- Nr. 154: Territoriality, breeding ranges and relationship between the sexes in a Danish wild pheasant (*Phasianus colchicus*) population. By Clausager, I. et al. 44 p., DKK 45,00.
- Nr. 155: Fredningen ved Saltholm og risiko for bird-strikes i Københavns Lufthavn. Af Noer, H. & Christensen, T.K. 44 s., 50,00 kr.
- Nr. 156: Oil Exploration in the Fylla Area. By Mosbech, A. et al. 92 p., DKK 100,00.
- Nr. 157: Monitorering af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorder. Prøvetagning i 1992/1993. Af Larsen, M.M. 78 s., 100,00 kr.
- Nr. 158: Fuglelivet omkring Rønland, Harboør Tange. Af Clausen, P., et al. 48 s., 45,00 kr.
- Nr. 159: Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Af Bak, J. 110 s., 150,00 kr.
- Nr. 160: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995. Af Riget, F. et al. 91 s., 100,00 kr.
- Nr. 161: Ammoniak og naturforvaltning. Af Strandberg, M. 58 s., 100,00 kr.
- Nr. 162: Environmental impacts of shipping to and from Citronen Fjord. By Boertmann, D. 35 p., DKK 40,00.
- Nr. 163: Modellering af bygge- og anlægssektorens materialeforbrug. Af Wier, M. 122s., 75,00 kr.
- Nr. 164: BASIS. En konsekvensanalysemodel for forbrug af byggematerialer. Af Wier, M. 109 s., 75,00 kr.
- Nr. 165: Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. Af Paaby, H. et al. 187 s., 150,00 kr.
- Nr. 166: Analyse af dioxin og pentachlorphenol i nye tekstiler. Af Vikelsøe, J. & Johansen, E. 46 s., 40,00 kr.
- Nr. 168: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1995/1996 i Danmark. Af Clausager, I. 41 s., 35,00 kr.
- Nr. 169: Effects of fitting dummy satellite transmitters to geese. A pilot project using radio telemetry on wintering Greenland White-fronted geese. By Glahder, C. et al. 38 p., DKK 40,00.
- Nr. 170: Seabird colonies in western Greenland. By Boertmann, D. et al. 148 p., DKK 100,00.