

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1994

Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport fra DMU, nr. 139

Jens Peder Jensen

Erik Jeppesen

Martin Søndergaard

Jørgen Windolf

Torben Lauridsen

Lisbet Sortkjær

Afdeling for Ferskvandsøkologi

Datablad

- Titel: Ferske vandområder - Søer
- Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994
- Forfattere: Jens Peder Jensen, Erik Jeppesen, Martin Søndergaard, Jørgen Windolf, Torben Lauridsen og Lisbet Sortkjær
- Afdelingsnavn: Afdeling for Ferskvandsøkologi
- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 139
- Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser ©
- Udgivelsesår: 1995
- Layout: Kathe Møgelvang
Tegninger: Kathe Møgelvang og Juana Jacobsen
ETB: Anne-Dorthe Matharu og Anne Mette Poulsen
- Bedes citeret: Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Windolf, J., Lauridsen, T.L. og Sortkjær, L. (1995): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 116 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 139.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- Frie emneord: Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan.
- Redaktionen afsluttet: November 1995.
- ISBN: 87-7772-220-5
ISSN: 0905-815X
Papirkvalitet: Cyclus Print
Tryk: Silkeborg Bogtryk
Oplag: 350 eks.
Sideantal: 116
- Pris: kr. 125,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
- Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser Miljøbutikken
Afd. for Ferskvandsøkologi Information & Bøger
Vejlsøvej 25 Læderstræde 1
Postboks 314 1201 København K
8600 Silkeborg Tlf. 33 92 76 92 (information)
Tlf. 89 20 14 00, fax 89 20 14 14 33 93 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 Vandbalancer for søerne 19
- 2.5 Konklusion 21

3 Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen 23

- 3.1 Indledning 23
- 3.2 Metode 23
- 3.3 Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen 24

4 Vand- og næringsstofbalancer, herunder en vurdering af grundvandets indflydelse 29

- 4.1 Indledning 29
- 4.2 Metoder 29
- 4.3 Vandbalancer for søerne, herunder grundvandsudvekslingens betydning 31
- 4.4 Kvælstofbalancer for søerne 36
- 4.5 Fosforbalancer for søerne 41
- 4.6 Konklusion 43

5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable 45

- 5.1 Indledning 45
- 5.2 Metode 45
- 5.3 Fosfor 45
- 5.4 Kvælstof 49
- 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 50
- 5.6 Planteplankton 53
- 5.7 Dyreplankton 54
- 5.8 Sammenfatning og konklusion 56

6 Sediment 59

- 6.1 Indledning 59
- 6.2 Metode 59
- 6.3 Sedimentets kemiske sammensætning 59
- 6.4 Profilmålinger i næringsfattige kontra næringsrige søer 62
- 6.5 Relationer mellem fosforindhold og andre variable 63

7 Undervandsplanter 67

- 7.1 Indledning 67
- 7.2 Metode 67
- 7.3 Artssammensætningen 68
- 7.4 Udbredelse og mængde 71
- 7.5 Vegetationens år til år variationer i udvalgte søer 75
- 7.6 Konklusion 81

8 Miljøtilstand og biologisk samspil - dybe versus lavvandede søer 83

- 8.1 Indledning 83
- 8.2 Resultater og diskussion 83
- 8.3 Konklusion 92

9 Biomanipulation ved indgreb i fiskebestanden 95

- 9.1 Indledning 95
- 9.2 Opfiskning af skidtfisk 97
- 9.3 Udsætninger af rovfisk 97
- 9.4 Konklusion 99

10 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994 101

11 Referencer 107

12 Oversigt over Amtsrapporter 111

Danmarks Miljøundersøgelser 116

Forord

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

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 Miljøundersøgelser 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 Miljøundersøgelser 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 Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelser overvågningsindsats.

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 forurenede 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 6 første overvågningsår.
- Kildefordeling for tilførslen* Belastningen af søerne i denne periode har været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med 49% af fosfor og med 74% af kvælstoftilførslen. Punktkildernes andel (eksklusiv bidrag for spredt bebyggelse og dambrug) har i samme periode udgjort henholdsvis 16% og 5%.
- Spildevandsbidrag faldet* Spildevandsbidraget til en del af søerne har i perioden været faldende, især for de meste belastede. Således er både fosfor- og kvælstofbidraget fra byspildevand og industrispildevand reduceret til ca. en tredjedel fra 1989 til 1994.
- Vandbalancer* For 21 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.
- Grundvandsudveksling* Den beregnede grundvandsudveksling må på baggrund af analyserne anses for at være reel og ikke blot et udtryk for akkumuleret usikkerhed fra bestemmelsen af de øvrige komponenter i vandbalancen. Denne konklusion bygger på, at der blandt andet findes et udpræget sæsonmønster for grundvandsudvekslingen. Det generelle mønster er, at der siver grundvand ind i søerne i første del af året og vand ud af søerne i sidste del af året.
- Koncentrationer i målt vand* De anvendte koncentrationer på henholdsvis vandet fra det umålte opland og det indsvivende grundvand var ikke særlig kritisk for de generelle konklusioner vedrørende stoftilførsler og stofretentioner af fosfor og kvælstof. For stofbalancerne for den enkelte sø og for søer med stor grundvandstilførsel har de valgte værdier for disse koncentrationer dog ofte stor betydning.
- Kvælstoftilbageholdelse* Kvælstoftilbageholdelsen i søerne øgedes med stigende opholdstid og aftagende middeldybde. I halvdelen af de 21 søer var kvælstoftilbageholdelsen større end 24% i det nedbørsrige 1994, mens den i det tørre år 1989 var større end 43% i halvdelen af søerne.
- 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 som helhed 18% i perioden 1989-94. En stor del af søerne havde

dog en negativ fosforbalance, dvs. at de afgav mere, end de modtog, dette skyldes, at der netto frigøres 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. Således er årsmiddelværdien af totalfosfor i de 37 søer faldet fra 0,206 mg P l⁻¹ til 0,154 mg P l⁻¹ i 1994. Faldet har især været stort i de mest næringsrige og spildevandsbelastede søer. I 16 af de 37 søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet, heraf er der i 13 tilfælde tale om en ændring på 1% signifikansniveau eller derunder.
- 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.
- Planteplankton* På trods af faldet i totalfosfor er der som helhed hverken konstateret et signifikant fald i biomassen af planteplankton i de 37 søer eller en øgning i sigtddybden. Sommer middelsigtddybden for de 37 søer var 1,39 m i 1994 og 50% af søerne havde en sigtddybde på mindre end 1,24 m.
- Dyreplankton* Betraget under et er der ligeledes ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de seks overvågningsår. På enkeltsoniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 5 søer. En nøjere analyse tyder på, at dette fald kan tilskrives en øget predation fra fisk, formentlig begrundet i at fiskene har haft gode rekrutterings- og overlevelsesmuligheder på grund af gunstige klimatiske betingelser.
- Sediment* Sedimentets indhold af fosfor i de lavvandede søer varierer betydeligt. En stor del af årsagen til varierende indhold i overfladesedimentet er betinget af variationer i den eksterne fosfortilførsel og sedimentets indhold af jern. Disse to variable forklarer tilsammen 68% af variationen. Ved yderligere at inddrage vanddybde og sedimentets indhold af organisk materiale kan 91% af variationen i sedimentets fosforindhold forklares.
- Fosforindholdet er generelt dobbelt så højt i overfladesedimentet som i dybder større end 20 cm. En markant dybdeprofil ses også typisk i de ikke-belastede søer, hvilket indikerer, at fosfor kan være mobilt i sedimentet og har en tendens til at ophobe sig i overfladen.
- Vegetationsundersøgelser* I forhold til undersøgelsen i 1993 var der kun få generelle ændringer i vegetationens udbredelse og sammensætning i 1994. Undervandsplanternes dybdegrænse var stadig tæt koblet til sigtddybden og nåede ud til en dybde, der svarer til 2 gange sigtddybden minus 0,7 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.

Fisk større regulerende rolle i lavvandede søer

Undervandsplanterne reducerer effekten af fisk

Konsekvensen for biomanipulation

Opfiskning i Engelsholm Sø

En tværgående analyse af overvågningsdata suppleret med information fra den internationale litteratur viser, at fiskenes rolle som regulerende faktor over for hele det økologiske system på åbent vand er størst i lavvandede søer. Blandt andet er predationstrykket på dyreplanktonet større og dermed er græsningen på planteplanktonet mindre, hvilket i næringsrige søer betyder større biomasse af planteplankton. Undervandsvegetation kan dog mindske predationstrykket på dyreplanktonet, fordi det giver skjul for dyreplanktonet og fremmer rovfisk på bekostning af byttefisk.

Indgreb i fiskebestande (biomanipulation) forventes derfor at have størst effekt i lavvandede søer. Omvendt er der også en større risiko for tilbagefald til en dårlig tilstand, hvis ikke betingelserne for en ny ligevægt er tilstede, f.eks. hvis næringsstofniveauet er for højt.

Der er foretaget en opfiskning af skidtfisk i Engelsholm Sø med henblik på at forbedre tilstanden i søen. To år efter indgrebet skete der markante forandringer i økosystemet i retning af større dyreplankton, færre alger, højere sigtdybde og lavere koncentration af totalfosfor og kvælstof. De samme ændringer er sket i Arreskov Sø efter fiskedød.

Tabel 0.1. Miljøtilstanden i 1994 i overvågningssøerne ved angivelse af udvalgte nøgleparametre (middelårsværdier for fosfor og kvælstof). De øvrige er middelsommerværdier (1/5-1/10).

Parameter	antal	gns	25%	median	75%
P-indløbskoncentration (mg tot-P l ⁻¹)	37	0,12	0,08	0,11	0,14
P-søkoncentration (mg tot-P l ⁻¹)	37	0,16	0,06	0,12	0,23
P-tilbageholdelse (%)	37	21	-7	18	63
N-indløbskoncentration (mg tot-N l ⁻¹)	37	5,4	2,7	5,6	7,5
N-søkoncentration (mg tot-N l ⁻¹)	37	2,9	1,2	1,8	4,7
N-tilbageholdelse (%)	37	50	26	54	74
Sigtdybde (m)	37	1,39	0,48	1,24	1,79
Klorofyl a (µg l ⁻¹)	37	89	17	48	147
Planteplankton (mm ³ l ⁻¹)	37	14	3	12	22
Blågrønaler (mm ³ l ⁻¹)	37	35	7	33	60
Dyreplankton (mg tv l ⁻¹)	37	0,73	0,31	0,58	0,97
Dyreplanktonets daglige græsning (%) af planteplankton	37	22	7	15	33

Der er udsat geddeyngel i Søndersø med henblik på at reducere antallet af skidtfisk. Dette har dog ikke medført ændringer i biomassen af dyreplanktonet, planteplanktonet eller i sigtdybden, måske fordi udsætningstætheden har været for lav. I Arreskov Sø er der også udsat et mindre antal geddeyngel.

Nøgletal

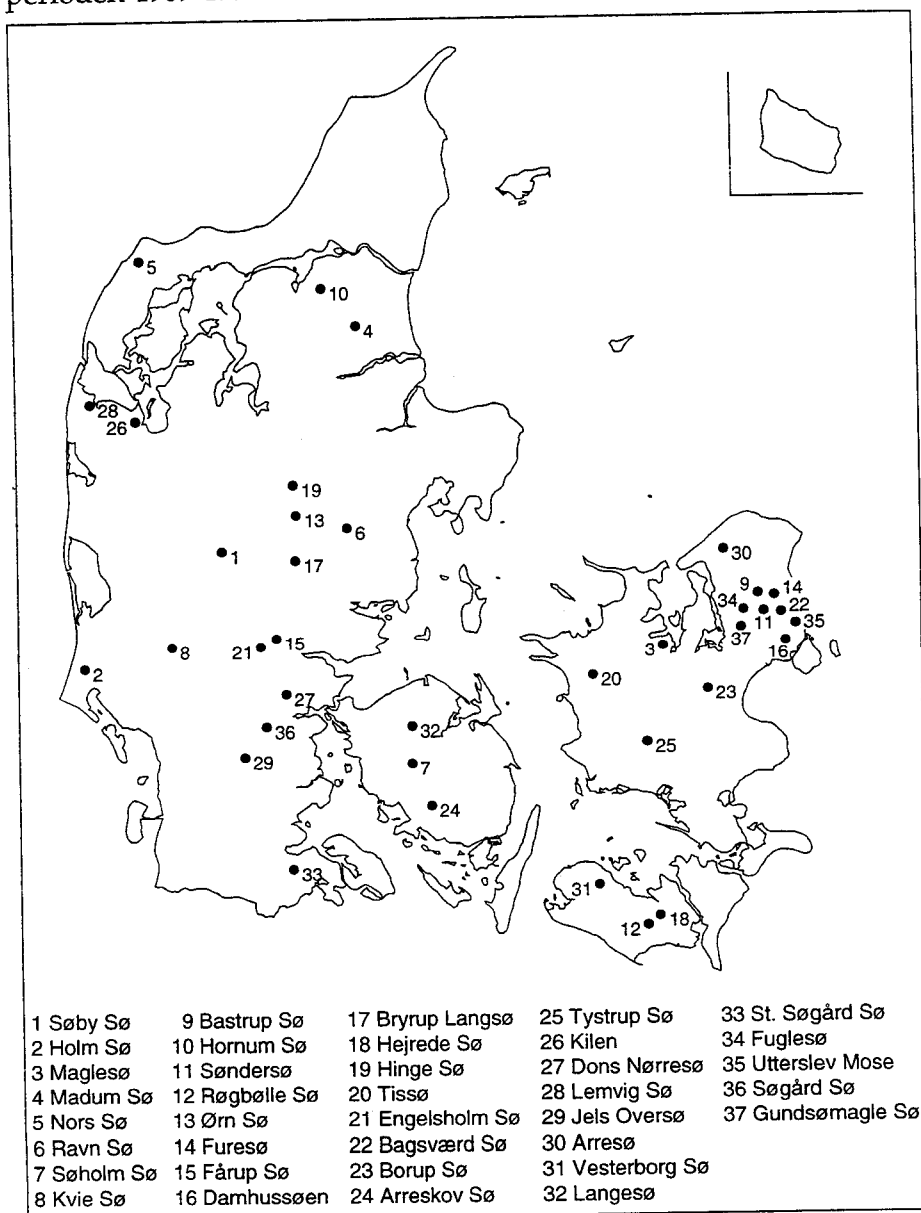
Nøgletallene for overvågningssøerne i 1994 er vist i Tabel 0.1. Generelt er der kun få ændringer i forhold til 1993. I 1994 havde halvdelen af søerne en fosforkoncentration $>0,12 \text{ mg P l}^{-1}$ og en sigtdybde $<1,2 \text{ m}$.

1 Baggrund

1.1 Indledning

Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel (Fig. 1.1). I søerne undersøges miljøtilstanden hvert år, og udviklingen vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af søovervågningsprogrammet og rapporterer hvert år 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 er angivet i kapitel 12. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer, og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. Tidligere er der udsendt rapporter (Kristensen *et al.*, 1990a; Kristensen *et al.*, 1991; Kristensen *et al.*, 1992; Windolf *et al.*, 1993; Jensen *et al.*, 1994), der beskriver miljøtilstanden og udviklingen i søerne i perioden 1989-1993.



Figur 1.1 Geografisk placering af de 37 overvågningsøer

Tabel 1.1 Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søvervågning.

	Søvand	Tilløb/afløb
Undersøgelser hvert år med en prøvetagningsfrekvens (antal år ⁻¹)	19	12-26
af		
Planteplankton antal, biomasse og sammensætning	x	
Dyreplankton antal, biomasse og sammensætning	x	
Område undersøgelse af vegetationen	x	
Vandkemiske og fysiske analyser		
pH	x	x
Alkalinitet	x	
Nitrit+nitratkvælstof	x	
Ammoniumkvælstof	x	
Totalkvælstof	x	x
Opløst fosfatfosfor	x	x
Totalfosfor	x	x
Organisk stof (COD)	x	
Suspenderet stof	x	
Silikat/silicium	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern		x
Kontinuert måling af vandføring		x
Ilt	x	
Temperatur	x	
Vandstand	x	
Sigtdybde	x	
Undersøgelser hvert 5. år af		
Fiskebestand		
Næringsstoffer i sedimentet		

Måleprogram

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

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 calcium bortfaldet, ligesom antallet af årlige prøvetagninger i søafløbene i nogle af søerne er mindsket.

Repræsentative for de danske søer

Overvågningssøerne er tidligere vurderet i forhold til de danske søer generelt og fundet rimeligt repræsentative for disse (*Kristensen et al., 1990a*). Derfor må det forventes, at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden i overvågningssøerne vil være generelt dækkende for de danske søer.

Tabel 1.2 Karakteristik af overvågningsøerne med totalfosfor. Data fra 1994.

Sønavn	Middeldybde (m)	Oplandsareal (km ²)	Tilført fosfor (t P år ⁻¹)	Totalfosfor i sø, årsgns. (µg P år ⁻¹)	Sigt dybde sommergns. (m)
GRUPPE 1					
1 Søby Sø	2,80	1,5	0,06	19	3,8
2 Holm Sø	0,67	2,4	0,03	13	>1,6
3 Maglesø	3,60	1,2	0,05	24	2,4
4 Madum Sø	2,93	11,1	0,07	29	5,0
5 Nors Sø	4,00	20,4	0,46	23	3,9
6 Ravn Sø	15,00	56,0	2,50	34	3,4
GRUPPE 2					
7 Søholm Sø	6,50	5,8	0,23	57	1,4
8 Kvie Sø	1,21	0,7	0,02	78	1,2
9 Bastrup Sø	3,34	4,1	0,11	60	1,4
10 Hornum Sø	1,46	7,9	0,36	64	2,1
11 Søndersø	3,30	9,1	0,16	55	0,9
12 Røgbølle Sø, samlet	1,00	13,1	0,49	69	2,1
13 Ørn Sø	4,00	56,0	2,10	87	1,4
GRUPPE 3					
14 Furesøen, samlet	13,50	79,0	3,34	280	1,7
15 Fårup Sø	5,60	13,8	1,13	77	1,4
16 Damhussøen	1,56	44,8	0,21	55	1,5
17 Bryrup Langsø	4,57	45,0	1,55	82	1,8
18 Hejrede Sø	0,90	23,3	1,23	147	0,4
19 Hinge Sø	1,20	54,9	3,28	160	0,5
20 Tissø	8,20	418,0	15,28	75	1,2
21 Engelsholm Sø	2,60	15,4	0,45	66	0,7
GRUPPE 4					
22 Bagsværd Sø	1,90	8,0	0,32	156	0,4
23 Borup Sø	0,90	7,7	0,46	152	0,6
24 Arreskov Sø	1,90	28,0	0,85	81	0,8
25 Tystrup Sø	9,90	682,5	54,10	140	1,7
26 Kilen	2,90	35,0	2,99	138	0,4
27 Dons Nørresø	0,95	24,0	1,35	115	0,3
GRUPPE 5					
28 Lemvig Sø	2,00	11,1	1,15	342	0,4
29 Jels Oversø	1,20	13,3	0,70	240	0,6
30 Arresø	2,93	258,1	11,40	406	0,4
31 Vesterborg Sø	1,40	30,3	1,00	226	0,6
32 Langesø	3,10	5,7	0,46	173	0,9
33 St. Søgård Sø	2,70	44,0	2,72	290	1,0
34 Fuglesø	1,95	6,4	0,18	181	0,7
35 Utterslev Mose, samlet	1,00	1,3	1,17	372	0,3
36 Søgård Sø	1,55	22,7	1,68	170	0,5
37 Gundsømagle Sø	1,20	66,0	2,62	619	0,5

1.2 Generel karakteristik af overvågningsøerne

I Tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer og grupperet efter koncentrationniveauet af totalfosfor i søvandet (sommergennemsnit, 1989-90). I tabellen er yderligere vist fosfortilførsel, sigt dybde og fosforkoncentration i 1994 og søernes middeldybde samt oplandsareal.

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 µg/l 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 µg/l og ringere sigtdybde 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 sigtdybde omkring 0,5 m.

Gruppe 5

Søerne i gruppe 5 har alle høje fosforkoncentrationer og sigtdybden 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 medfører generelt ikke en reduktion i fosfortilførslerne til søerne i forhold til de foranstaltninger, der er gennemført pr. 1994. I følge Vandmiljøplanen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder, reduceres med henholdsvis 80 og 50%.

I Vandmiljøplanen opnås størstedelen af reduktionen i fosforudledningen 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*). For at forbedre miljøtilstanden i søerne kan amterne stille skrapere krav til punktkilderne, end der er krævet i Vandmiljøplanen. Der er kun få danske søer, der i dag modtager udledninger fra store spildevandsanlæg, som er omfattet af foranstaltningerne i Vandmiljøplanen. Derimod er der for mange søer opstillet krav til udledningerne fra de mindre punktkilder. Såfremt disse tiltag ikke er tilstrækkelig til at forbedre den enkelte søs miljøtilstand, er det i dag meget svært at gribe ind overfor fosfortilførslen 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 følge søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand
- at øge vores viden om søernes reaktion på 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 temaer, nemlig betydningen af grundvand for vand- og stofbalancer, undervandsplanternes udbredelse, fosfor i sedimentet samt betydning af dybdeforholdene for miljøtilstand og biologisk samspil.

2 Klima, afstrømning og vandbalancer for søerne

2.1 Indledning

Variationer i de klimatiske forhold kan både direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større næringsstofftilførsel til søerne - specielt af kvælstof, mens vandopholdstiden til gengæld vil være kort, og der vil derfor være tendens til at stoffilbageholdelsen i søerne 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.

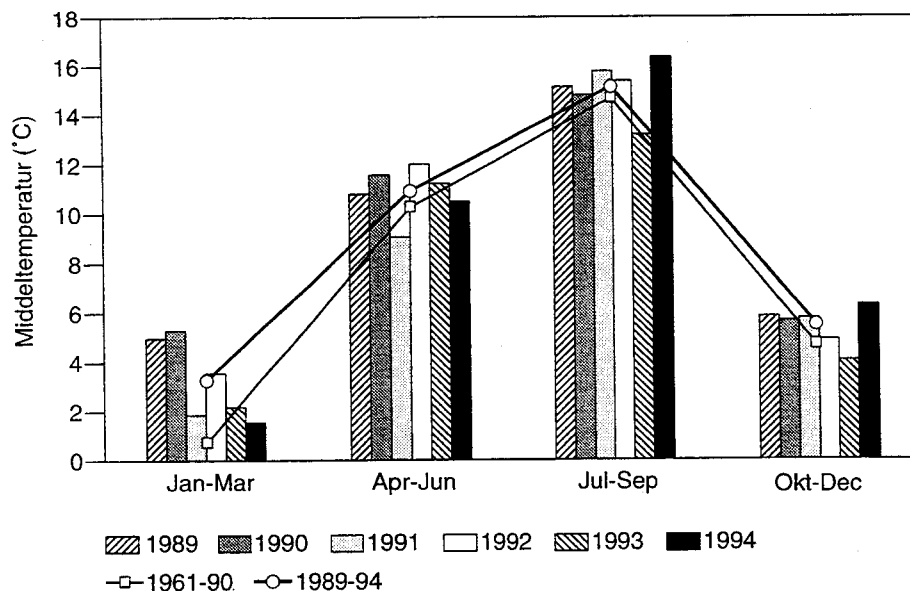
I dette kapitel gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 1989-94, og afslutningsvis en præsentation af søernes vandbalancer de enkelte år.

2.2 Temperatur og globalindstråling

Middeltemperaturen var normal i 1994

Klimatiske data er baseret på oplysninger fra Danmarks Meteorologiske Institut (1994) og Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealdata.

Årsmiddeltemperaturen var 8,7 °C i 1994 mod 7,7 °C i 1993. De 8,7 °C er identisk med middeltemperaturen i overvågningsperioden fra 1989-94. Fælles for de første fem overvågningsår har været milde vintre uden frost og vinteren var påny mild i 1994.

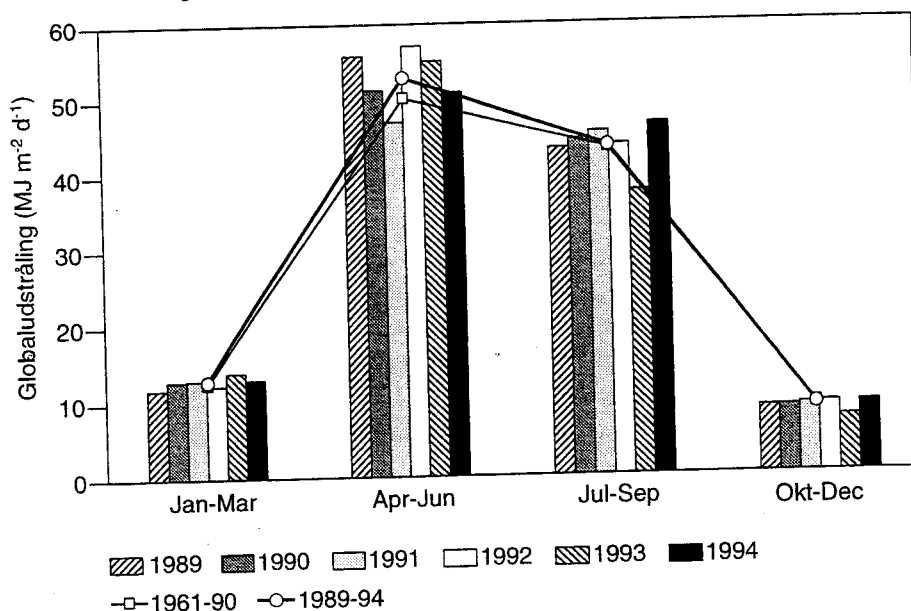


Figur 2.1 Kvartalsmiddeltemperaturen for Danmark for de seks overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1994.

Middeltemperaturen i perioden fra januar til marts var lavere end i de foregående år, men 1 °C højere en middeltemperaturen for 1961-1990. Til gengæld var middeltemperaturen i perioden juli-december højere (Fig. 2.1).

Indstrålingen var i 1994 10,0 MJ m⁻² døgn⁻¹ hvilket er en smule højere end normalen (1961-90) og højere end gennemsnittet for perioden. Det var især i juli-september, at indstrålingen var højere end i de foregående overvågningsår og normalen (Fig. 2.2).

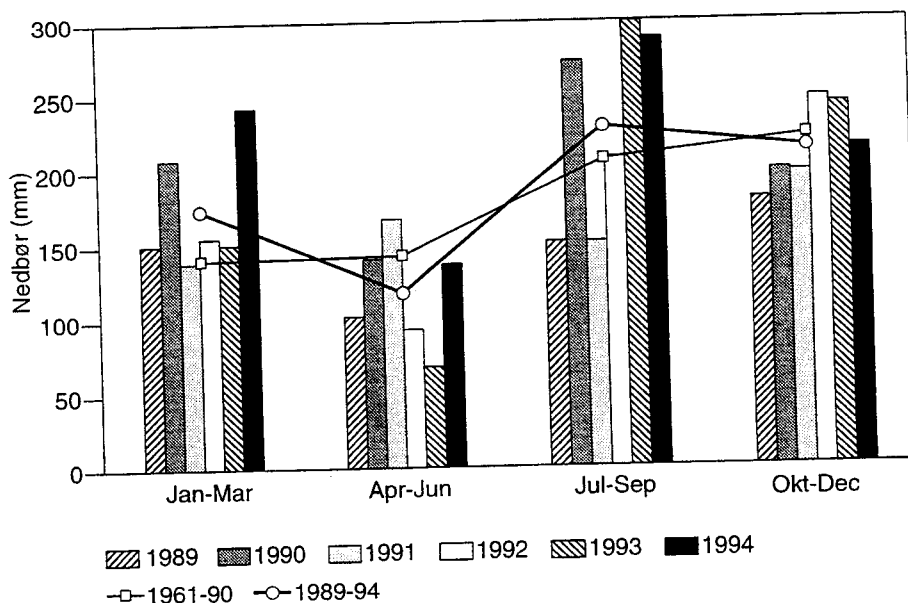
Figur 2.3 Kvartalsmiddel-nedbøren for Danmark for de seks overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1994.



2.3 Nedbør og afstrømning

Årsmiddelnedbøren var i 1994 880 mm, hvilket er 168 mm mere end normalen og 148 mm højere end midlen for 1989-94. Årsmiddelnedbøren i 1994 var den klart højeste af de seks overvågningsår. I første og tredje kvartal var nedbøren meget høj i forhold til middelværdien for de foregående fem år, mens den i de to øvrige kvartaler var mere normal (Fig. 2.3).

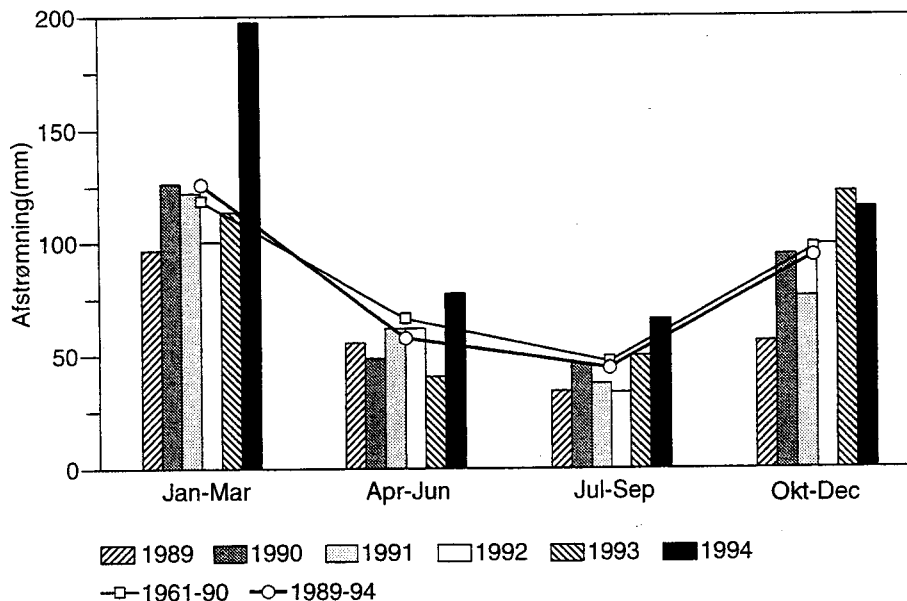
Figur 2.2 Kvartalsmiddel i globalstrålingen for Danmark for de seks overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-1994.



Ferskvandsafstrømning også stor i 1994

Som følge af den større nedbør var ferskvandsafstrømningen i 1994 meget højere i de tre første kvartaler end i de foregående 5 år og også relativt høj i 4. kvartal (Fig. 2.4) Den totale afstrømning var 455 mm, hvilket er 130 mm højere end gennemsnittet for de foregående 5 år og for perioden 1961-1990.

Figur 2.4 Kvartalsmiddel i ferskvandsafstrømningen fra Danmark for de seks overvågningsår og som middel for 1989-1994.



2.4 Vandbalancer for søerne

Vandskifte vigtig miljøfaktor i søerne

Kendskab til søernes vandtilførsel og vandskifte er en vigtig forudsætning når miljøtilstanden i søerne skal vurderes. I søer med lille vandskifte vil der normalt være en stor tilbageholdelse af det tilførte kvælstof og fosfor, og søkoncentrationerne vil alt andet lige være lavere i sådanne langsomt gennemskyllede søer end i hurtigt gennemstrømmede søer.

Yderligere vil specielt kvælstoftilførslen, men også i nogen grad fosfortilførslen, være relateret til vandtilførslen det enkelte år, således at i nedbørsrige år med stor tilførsel vil der være en stor kvælstoftilførsel i modsætning til "tørre" år (som 1989), hvor kvælstoftilførslen vil være mindre.

År til år variation i vandtilførslen kan derfor være en medvirkende faktor til forklaring af varierende næringsstoffølser og stoftilbageholdelser i søerne. Hertil kommer at forskelle i sæsonvariationen i til- og fraførslen af vand ligeledes kan påvirke stoftilbageholdelsen i søerne.

Opland til søerne er 2000 km²

Det samlede topografiske opland til Overvågnings-søerne (ekskl. søareal) udgør ca. 2000 km² og vand- og stoftilførslen måles i vandløb der tilsammen afvander et topografisk opland på ca. 1625 km².

Til en fjerdedel af søerne udgør det målte opland mere end 90% af totaloplandet til søerne.

Hertil kommer at bestemmelser af vandtilførslen til en del af søerne kompliceres af, at der foretages betydende indpumpninger (Dam-

hussøen, Utterslev Mose), og at vandudvekslingen i enkelte af søerne primært foregår ved diffus ind- og udsivning. Dette indebærer, at det er overordentlig vanskeligt at opstille sikre vand- og stofbalancer for alle søerne.

For 21 søer i Overvågningsprogrammet, kan der opstilles relative sikre vand- og stofbalancer. Vandbalancen for de 37 søer (gennemsnit for de 6 år) og for hvert af årene i de 21 søer med gode balancer er vist i Tabel 2.1. Som man kunne forvente var opholdstiden i de 37 søer større end i de 21 søer med gode balancer. Både medianen og i de 25% af søerne med størst opholdstid var opholdstiden dobbelt så stor som i de 21 søer.

Kort vandopholdstid i 1994

Vandopholdstiderne i de 21 søer har varieret noget i de fem overvågningsår som følge af varierende vandtilførsel (Tabel 2.1). Størst var vandopholdstiden i det 'tørre' år 1989, mens opholdstiden i årene 1990-93 kun varierede lidt. På grund af den større afstrømning var vandopholdstiden i 1994 væsentlig lavere end i de øvrige fem år.

Høj hydraulisk belastning i 1994

Generelt viser resultaterne, at halvdelen af de 37 og de 21 søer havde en vandopholdstid på mindre end henholdsvis 4,5 og 2-3 måneder, men også at der er betydelig forskel søerne imellem. En fjerdedel af de 21 søer havde i 1994 en vandopholdstid på mindre end 0,04 år, mens vandopholdstiden i den fjerdedel af søer med længst opholdstid var større end 0,4 år. For de 37 søer var de samme værdier i gennemsnit for 1989-94 henholdsvis 0,09 år og 1,2 år. Den hydrauliske belastning var følgelig væsentligt større i 1994 end i de foregående år - i gennemsnit 31 m år⁻¹ med 14-24 m år⁻¹ i de foregående år (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Oversigt over vandopholdstid (T_w , år) og hydraulisk belastning (Q_w , m år⁻¹). Søer, der indgår: 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Vandopholdstid (år)	1989-94	37	0,88	0,089	0,37	1,22
	1989	19	0,84	1,10	0,24	0,69
	1990	21	0,52	0,044	0,16	0,48
	1991	20	0,49	0,050	0,16	0,56
	1992	21	0,53	0,060	0,15	0,47
	1993	21	0,52	0,044	0,14	0,46
	1994	21	0,30	0,034	0,071	0,39
Hydraulisk belastning (m år ⁻¹)	1989-94	37	15	2,2	7,7	22
	1989	19	14	3,7	12	15
	1990	21	21	7,8	15	25
	1991	20	19	6,9	16	23
	1992	21	19	6,8	16	23
	1993	21	24	8,2	19	27
	1994	21	31	12,5	31	42

2.5 Konklusion

- Med 8,7 °C som årsmiddeltemperatur blev 1994 et varmt år i forhold til normalen på 7,7 °C, men identisk med gennemsnitsværdien for 1989-1994. Årsnedbøren var 850 mm og således 148 mm højere end midlen for 1989-93 og dermed det vådeste af de hidtidige 6 overvågningsår og 168 mm højere end normalen. De angivne værdier dækker over den sjette milde vinter i træk uden ret megen sne og frost, en tør, lun og solrig periode, især i tredje kvartal.
- Globalindstrålingen i 1994 var en smule højere end gennemsnittet for 1989-93 og normalen for 1961-90.
- På grund af en større nedbør og afstrømning var vandopholdstiden i søerne i 1994 væsentligt lavere end i de foregående 5 år.

3 Kilder til fosfor og kvælstoftilførslen til søerne

3.1 Indledning

Der er såvel før som efter iværksættelsen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1989 gennemført ganske omfattende forureningsbegrænsende indgreb for at mindske tilførslen af fosfor med spildevand til søerne. Fosfortilførslerne 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*). Næringsstofftilførslerne til en række af søerne - primært fosfor -, er dog stadig så høj, at en markant bedring i disse søers tilstand ikke kan forventes uden at den eksterne tilførsel yderligere begrænses.

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

I dette kapitel præsenteres dels status for tilførslen af kvælstof og fosfor og kilderne til tilførslen, samt dels hvorledes tilførslerne har udviklet sig siden starten af Overvågningsprogrammet i 1989.

3.2 Metode

De 37 søer, der indgår i Overvågningsprogrammet, er tidligere vist at være rimeligt repræsentative for danske søer (*Kristensen et al. 1990a*), og omfatter søer med vidt forskellig stoffbelastningsforhold. Til en del af søerne er der således ingen egentlige veldefinerede tilløb og afløb, hvorfor det er umuligt til disse søer at måle den eksterne vand- og stofftilførsel. Det er tidligere vurderet, at der kun for 20-25 af de 37 søer kan opstilles vand- og stoffbalancer baseret på målinger i til- og afløb, (*Jensen et al., 1994*). Tilførslerne til resten af overvågnings søerne kan, ligesom tilførslerne fra umålt opland til alle søer, vurderes ud fra kendskab til det topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse, (*Wiggers et al., 1994*).

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

Spildevand

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

Diffus tilførsel

- Dyrkningsbetinget
- 'Naturlig tilførsel'

Atmosfærisk deposition

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 opnået 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 den spredte bebyggelse er beregnet under antagelse af, at en spildevands-PE har været $1,5 \text{ kg P/PE}^{-1} \text{ år}$ i 1989-90 og $1,0 \text{ kg P/PE}^{-1} \text{ år}$ siden 1991. Der hersker dog stadig betydelig usikkerhed med hensyn til, hvor meget spildevand fra den spredte bebyggelse, der når frem til vandløb og sø, herunder hvor meget spildevand, der kan antages at nedsive.

Bidragene fra de enkelte stofkilder er fundet ud fra målte eller teoretisk beregnede værdier for de enkelte kilder undtagen bidraget fra det åbne land. Dette 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. vil eventuel stofretention i oplandet alene indregnes i dette bidrag.

Ud over usikkerheden i beregningerne af stoftilførsel fra umålt opland, har resultaterne fra overvågningen af stoftransport i vandløb vist, at der i nogle vandløb sker en betydelig underestimering af transporten af Total-fosfor, når man anvender den gængse prøvetagningsmetodik med punktprøvetagning og analyse af vandkemiske variable, (*Larsen et al., 1995*). Dette har selvklart betydning ikke alene for beregningen af fosfortilførslen til søerne og retentionen i søerne, men også for vurderingen af de enkelte stofkilders relative bidrag, og er en sandsynlig 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 4 søer eksisterer der ingen årsopgørelser for 1989 og i 1991 mangler data fra 2 søer i Frederiksborg amt.

3.3 Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen

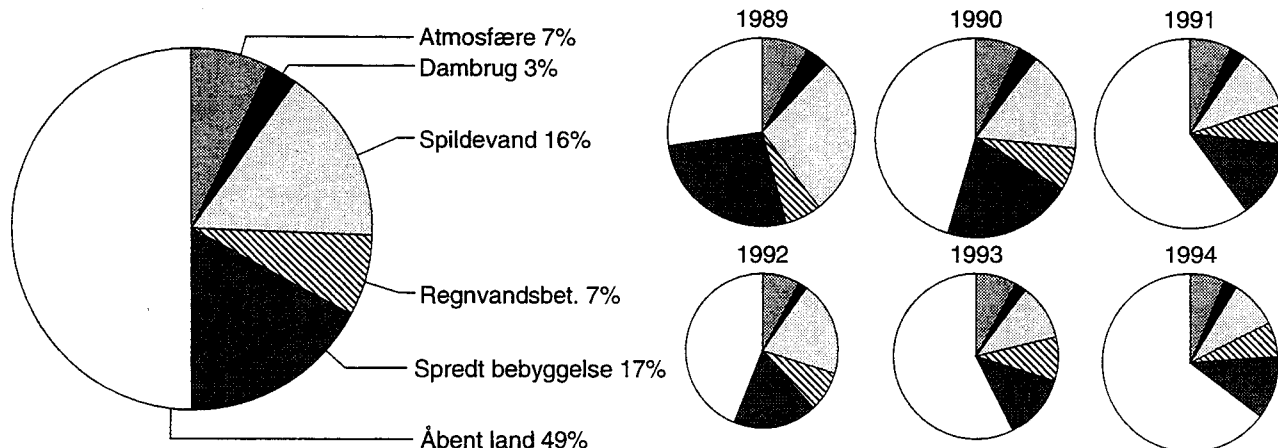
Bidraget fra det åbne land har som gennemsnit over perioden 1989-94 udgjort den væsentligste kilde til såvel fosfor- som kvælstoftilførslen til søerne - henholdsvis 49% og 74%, (Fig. 3.1 og 3.2). Fosfor udledt med spildevand har bidraget med 16%, hvorimod de spildevandsbetingede kvælstoftilførsler kun har betydet lidt for den gennemsnitlige belastning (5%).

Det skal dog understreges, at de viste gennemsnitsværdier for kildefordelingen til stofbelastningen dækker over store forskelle fra sø til sø. Derfor er der i Tabel 3.1 og 3.2 illustreret, hvorledes fordelingen og variationen i stoftilførsel og de enkelte kilders bidrag har været i de enkelte år. Det er specielt tydeligt, at de samlede udledninger af fosfor med spildevand fra industri og rensningsanlæg er markant reduceret; fra i gennemsnit $2,6 \text{ tons P/år}$ i 1989 til

0,9 tons P år⁻¹ i 1994; tilsvarende er der sket et fald i udledningerne af fosfor med spildevand fra dambrug. Det fremgår dog også, at mere end halvdelen af søerne ikke tilledes spildevand fra rensningsanlæg og industri, men at der i oplandet til mere end halvdelen af søerne udledes betydende mængder fosfor med spildevand fra spredt bebyggelse. Bidraget herfra formodes dog at have været faldende gennem perioden, (Miljøstyrelsen 1994).

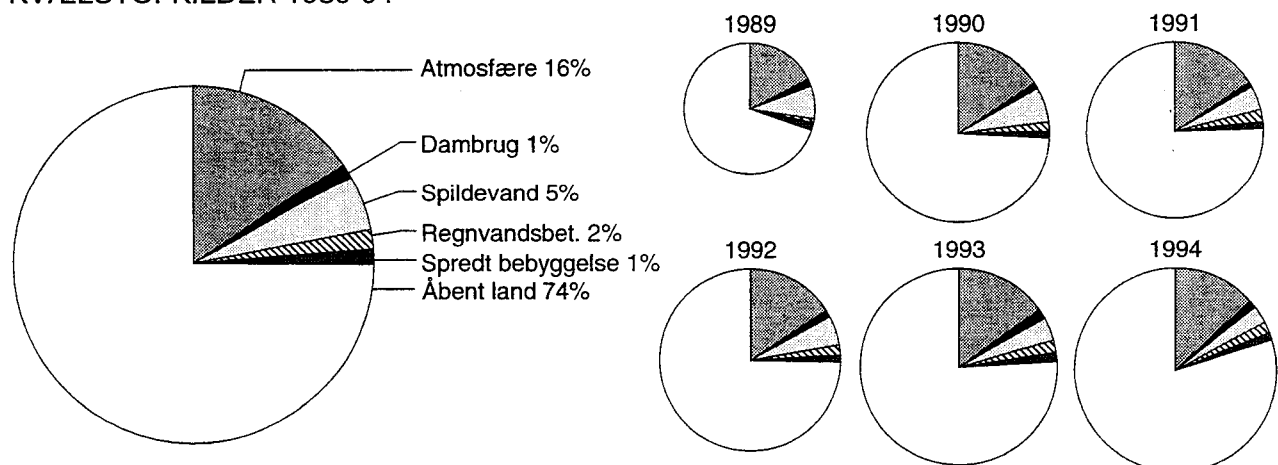
Der er i kapitel 4 foretaget en nærmere vurdering af, hvorledes tilførslerne af kvælstof og fosfor har udviklet sig til de 21 søer, hvortil stofbelastningen mest sikkert kan opgøres.

FOSFORKILDER 1989-94



Figur 3.1 Kilder til fosfortilførslen 1989-94. Gennemsnit for hele perioden og fordeling i enkeltår. Cirklerens areal i enkeltår er proportional med årstilførslen.

KVÆLSTOFKILDER 1989-94



Figur 3.2 Kilder til kvælstoftilførslen 1989-94. Gennemsnit for hele perioden og fordeling i enkeltår. Cirklerens areal i enkeltår er proportional med årstilførslen.

Tabel 3.1 Kilder til fosfortilførslen 1989-94. Gennemsnit, median, 25% og 75% kvartiler. Enheden er tons fosfor pr. år.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Total belastning	1989	33	81	5,6	25	46
	1990	37	137	7,8	42	63
	1991	35	139	7,2	35	74
	1992	37	135	7,3	41	66
	1993	37	157	8,7	36	80
	1994	37	169	8,4	42	107
Åbent land	1989	33	54	3,5	13	37
	1990	37	114	4,5	21	55
	1991	35	115	4,7	24	52
	1992	37	113	4,7	20	61
	1993	37	138	4,4	23	72
	1994	37	152	7,6	24	98
Spildevand (by + industri)	1989	33	17,4	0,0	0,0	1,0
	1990	37	14,3	0,0	0,0	1,7
	1991	35	14,8	0,0	0,0	0,8
	1992	37	12,9	0,0	0,0	0,8
	1993	37	10,7	0,0	0,0	0,6
	1994	37	8,2	0,0	0,0	0,6
Dambrug	1989	33	1,2	0,0	0,0	0,0
	1990	37	0,7	0,0	0,0	0,0
	1991	35	0,6	0,0	0,0	0,0
	1992	37	0,8	0,0	0,0	0,0
	1993	37	0,9	0,0	0,0	0,0
	1994	37	0,8	0,0	0,0	0,0
Regnvandsbetinget	1989	33	0,8	0,0	0,0	0,3
	1990	37	0,9	0,0	0,0	0,2
	1991	35	0,9	0,0	0,0	0,4
	1992	37	0,9	0,0	0,0	0,2
	1993	37	0,9	0,0	0,0	0,4
	1994	37	1,0	0,0	0,0	0,3
Spredt bebyggelse	1989	33	1,6	0,1	0,4	0,9
	1990	37	1,5	0,0	0,4	0,9
	1991	35	1,6	0,0	0,4	1,0
	1992	37	1,5	0,0	0,4	0,9
	1993	37	1,6	0,0	0,5	0,9
	1994	37	1,9	0,1	0,5	0,9
Atmosfære	1989	33	5,8	0,5	0,9	3,9
	1990	37	5,3	0,5	1,0	3,6
	1991	35	5,6	0,5	1,0	3,9
	1992	37	5,3	0,5	1,0	3,6
	1993	37	5,3	0,5	1,0	3,6
	1994	37	5,3	0,5	0,9	3,6

Tabel 3.2 Kilder til kvælstofflørslen 1989-94. Gennemsnit, median, 25% og 75% kvartiler. Enheden er tons kvælstof pr. år.

	år	antal	gns.	25%	median	75%
Total belastning	1989	33	4,1	0,1	0,55	1,4
	1990	37	4,1	0,2	0,70	1,9
	1991	35	3,9	0,2	0,67	2,0
	1992	37	2,4	0,1	0,52	1,3
	1993	37	2,7	0,2	0,80	1,3
	1994	37	3,1	0,2	0,85	2,1
Åbent land	1989	33	0,5	0,01	0,2	0,6
	1990	37	1,2	0,03	0,3	0,7
	1991	35	1,6	0,11	0,4	1,0
	1992	37	0,7	0,03	0,3	0,5
	1993	37	1,1	0,04	0,4	0,7
	1994	37	1,5	0,10	0,4	1,1
Spildevand (by og industri)	1989	33	2,6	0,0	0,0	0,30
	1990	37	2,0	0,0	0,0	0,19
	1991	35	1,6	0,0	0,0	0,15
	1992	37	1,1	0,0	0,0	0,12
	1993	37	1,0	0,0	0,0	0,09
	1994	37	0,9	0,0	0,0	0,09
Dambrug	1989	33	0,19	0,0	0,0	0,3
	1990	37	0,12	0,0	0,0	0,2
	1991	35	0,08	0,0	0,0	0,2
	1992	37	0,05	0,0	0,0	0,1
	1993	37	0,05	0,0	0,0	0,1
	1994	37	0,05	0,0	0,0	0,1
Regnvandsbettinget	1989	33	0,2	0,0	0,07	0,06
	1990	37	0,2	0,0	0,02	0,05
	1991	35	0,2	0,0	0,02	0,10
	1992	37	0,2	0,0	0,02	0,06
	1993	37	0,2	0,0	0,04	0,07
	1994	37	0,3	0,0	0,05	0,07
Spredt bebyggelse	1989	33	0,5	0,04	0,13	0,3
	1990	37	0,5	0,01	0,13	0,3
	1991	35	0,3	0,01	0,08	0,2
	1992	37	0,3	0,01	0,08	0,2
	1993	37	0,3	0,01	0,08	0,2
	1994	37	0,4	0,02	0,08	0,2
Atmosfære	1989	33	0,1	0,05	0,01	0,04
	1990	37	0,1	0,05	0,01	0,04
	1991	35	0,1	0,05	0,01	0,04
	1992	37	0,1	0,05	0,01	0,04
	1993	37	0,1	0,05	0,01	0,04
	1994	37	0,1	0,05	0,01	0,04

4 Vand- og næringsstofbalancer, herunder en vurdering af grundvandets indflydelse

4.1 Indledning

Næringsstoffer bestemmer søtilstand

Søers tilstand er i høj grad styret af den eksterne belastning med næringsstoffer, og modeller til beskrivelse af søvandskoncentrationen af fosfor og kvælstof i danske søer indeholder samstemmende indløbskoncentrationer og vandets opholdstid som de primære forklarende variable (Kristensen et al., 1990b; Jensen et al., 1994). Søvandskoncentrationerne er dog tillige ofte påvirket af udvekslingen mellem søvandet og sedimentet.

Beskrivelse af den eksterne tilførsel

En veldokumenteret beskrivelse af den eksterne tilførsel af næringsstoffer og vand er således en vigtig forudsætning for en forståelse af søernes tilstand og udvikling; og ikke mindst en forudsætning for fornuftige forslag til tiltag til fremme af søernes tilstand.

I dette kapitel er vand- og næringsstofbalancerne (fosfor og kvælstof) for overvågningssøerne i perioden 1989-94 behandlet. Med baggrund i at årets fællestema for Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er grundvand, er der lagt speciel vægt på at belyse grundvandets indflydelse på vand- og stofbalancerne.

4.2 Metoder

21 søer med gode vand- og stofbalancer

Normalt kræves det, at der kan måles på en betydelig del af det til- og fraførte vand til en sø for, at der kan opstilles pålidelige massebalancer. Dette vurderes muligt for 21 af de 37 overvågningssøer. Balancerne er for disse søer beregnet ved månedsvis afstemning af vandbalancen på baggrund af de af amtskommunerne indberettede månedlige vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning, direkte tilledninger til søerne.

Vandbalancen

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

I dette udkast er søvolumenet antaget at være konstant og der er ikke korrigeret for ændringer i søernes vandvolumen (Δ_{volumen}) på grund af problemer med indberetningen af vandstande: Betydningen af vandstandsvariationer er dog inddraget med de forhåndenværende data, hvor dette er skønnet nødvendig af hensyn til tolkningen af resultaterne. $Q_{\text{målt}}$ 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 Planteavlfsforsøg 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 overstående 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.

Grundvandsudvekslingen

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 forsøgt at vurdere om der er tale om en egentlig grundvandsudveksling for at evaluere beregningsmetodens anvendelighed.

Udover månedsvis kan (1) også afstemmes på årsværdier for de enkelte led. Dette er gjort og resultaterne er sammenlignet med resultaterne af månedsafstemningerne.

Stofbalancen

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

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

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 stoffraførsel (Afl_S) er summen af målt fraførsel i afløbet ($\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$) og beregnet udsivning (Udsiv_S). Retentionen af stof i søen ($S_{\text{søretention}}$) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

Koncentrationer for målte vandtil- og fraførsler

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 (og maksimumsværdi) tildelt den koncentration, der er fundet i det målte tilløb, $Q_{\text{udsivning}}$ er som udgangspunkt (og maksimumsværdi) tildelt søvandets koncentration. Hvor amtskommunerne har dokumenteret rimeligheden i anvendelsen af andre koncentrationer er disse dog anvendt. Tillige er alle tre koncentrationer i analysen tildelt en faktor, der kan varieres mellem 0 og 1 separat for hver af disse for at vurdere betydningen af anvendelsen af forskellige koncentrationer for stofbalancerne. 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.

Beregning af stofretention

Ved beregning af absolutte stofretentioner er der (ad (2) 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.

Stoftransportberegningen

I næsten alle søtilløb er stoftransporten beregnet ved punktprøvetagning af vandkemi og kombineret med kontinuert målte vandføringer (C-lineær-interpolations metoden).

Usikkerheder på stoftransportberegningen

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. Den generelt anvendte punktprøvetagning vides i vandløb i små dyrkede oplande generelt at underestimere transporten af total fosfor. Således fandtes i 13 vandløb i dyrkede oplande (5-40 km²) med intensiv, kontinuert prøvetagning (ugepuljede prøver) en fosfortransport, der i gennemsnit var 26% større end transporten beregnet på baggrund af punktprøvetagning, (Larsen *et al.*, 1995). Forskellen var i al væsentlighed betinget i en underestimering af transporten af partikulært P ved punktprøvetagning. Det kan med rimelighed antages, at der i de målte søtilløb generelt også beregnes en for lille partikulær fosfortransport, idet kun 4 søtilløb er etableret med udstyr til kontinuert udtagning af vand.

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. 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.

4.3 Vandbalancer for søerne, herunder grundvandsudvekslingens betydning

Danske søers vandbalancer

Da de danske søer generelt er små og har et lille vandvolumen afspejler opholdstiderne i høj grad det enkelte års afstrømningsforhold - næsten tre fjerdedele af de 37 overvågningssøer har en opholdstid der er mindre end et år, hvilket vil sige at alt vandet i disse bliver udskiftet igennem et enkelt år. År- til år variationerne i vandopholdstiderne (T_w) og de hydrauliske belastninger (Q_c) for de 21 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, følger således også de enkelte års nedbørsforhold (Tabel 2.1). I det tørre år 1989 var opholdstiderne længere end i de øvrige år. I forhold til det våde år 1994 var opholdstiden som gennemsnit 3 gange så stor og gennemsnittet for den hydrauliske belastning var

som gennemsnit ca. dobbelt så høj i 1994 som i 1989. I de mellemliggende 4 år lå opholdstiden og den hydrauliske belastning forholdsvis konstant niveau imellem de 2 yderpunkter.

I Tabel 4.1 er vist en oversigt over procentfordelingen mellem de enkelte komponenter i vandbalancerne, det relative forhold mellem de enkelte delkomponenter er ikke ændret væsentligt mellem de enkelte år, hvorfor kun et gennemsnit for 1989-94 er vist.

Tabel 4.1 Oversigt over fordeling af vandbalancens komponenter i procent af den samlede vandtilførsel for de 21 søer (1989-94).

	gns	25%	median	75%
$Q_{\text{målt}}$	61	48	65	75
$Q_{\text{umålt}}$	13	7,6	10	18
$Q_{\text{nedbør}}$	7,0	2,9	3,9	7,0
Q_{indsiv}	11	3,2	8,0	13
Q_{udsiv}	8,2	2,8	6,8	13

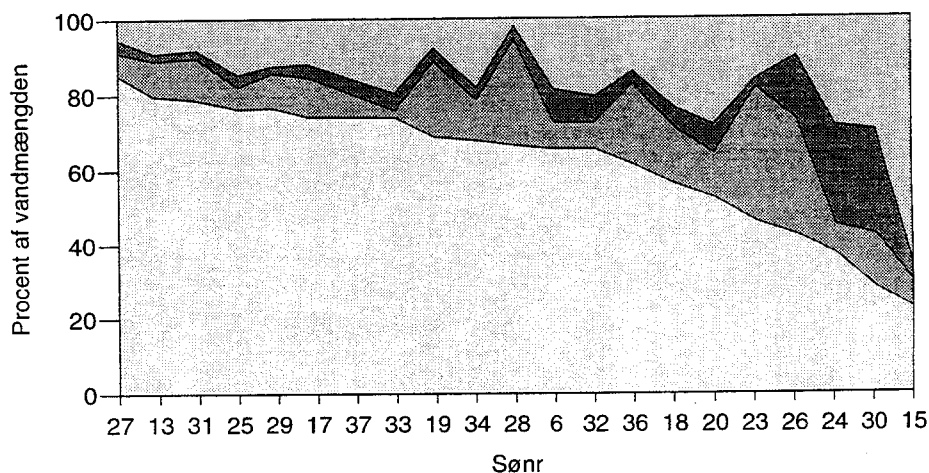
Vandbalancens komponenter

I de fleste søer er der målt på størsteparten af det tilløbende vand, gennemsnitligt er der således målt vandføring på 61% af den samlede vandudveksling for søerne. Det umålte oplands andel af vandudvekslingen er for hovedparten af søerne mellem 7 og 20 %, og nedbøren udgør typisk mindre end 10%. Udvekslingen med grundvandsmagasinerne både ind- og udsivning er typisk beregnet til omkring 10%, dog er indsivningen som regel større end udsivningen fra søerne.

Nogle søer afviger fra det generelle mønster

Disse gennemsnitsbetragtninger dækker dog over en væsentlig variation mellem de 21 søer (Fig. 4.1), i store lavvandede søer som for eksempel Arresø og Arreskov sø er nedbøren af betydelig større betydning end for søerne i almindelighed. Tilsvarende er der også nogle søer, hvor det ikke har været muligt blandt andet af måletekniske grunde at måle på så stor en andel af oplandet, endelig er der søer hvor grundvandsudvekslingen er betydelig højere end de typiske værdier på 10-20%, f.eks. er grundvandsudvekslingen for Fårup sø beregnet til mere end 50%.

Figur 4.1 Den relative fordeling af vandtilførslen mellem målt opland ($Q_{\text{målt}}$), umålt opland ($Q_{\text{umålt}}$), nedbør ($Q_{\text{nedbør}}$) og grundvandsudveksling ($\sum Q_{\text{indsiv}} + Q_{\text{udsiv}}$) i perioden 1989-1994. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37. Nede fra og op er vist $Q_{\text{målt}}$, $Q_{\text{umålt}}$, $Q_{\text{nedbør}}$ og $\sum Q_{\text{indsiv}} + Q_{\text{udsiv}}$.



Generelt gode vandbalancer

Generelt er der målt på hovedparten af vandtilførslen i de 21 søer, men for bestemte 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.

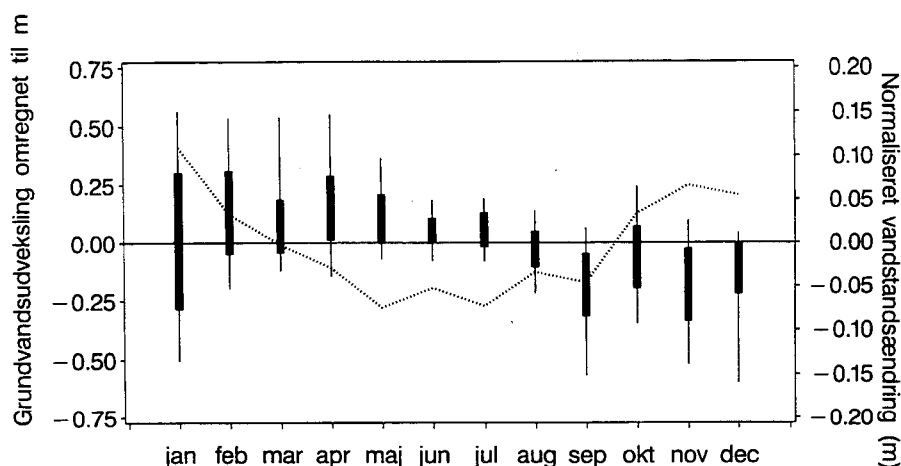
Grundvandsudveksling

Den beregnede grundvandsudveksling vil oftest være den faktor med størst usikkerhed. Vandmængden fra nedbør vurderes at være relativt sikker bestemt og med hensyn til umålt opland kan man støtte sig til målinger og erfaringer fra det målte opland. Der er imidlertid ringe viden om, hvordan størrelsen af grundvandsudvekslingen bestemmes. Man kan dog i en vis grad støtte sig til kortlægninger af grundvandspotentialer til at sandsynliggøre om der sker en netto ind- eller udsivning, ligesom geologiske data kan være med til at sandsynliggøre om der er forbindelse mellem søvandet og grundvandsmagasinerne.

Sæsonvariationer i grundvandsudvekslingen

At der i de fleste af de 21 søer er tale om en egentlig grundvandsudveksling fremgår af Fig. 4.2, idet der er en tydelig sæsondynamik i den beregnede nettoudveksling. Således er der tilsyneladende ikke tale om blot tilfældigt akkumulerede målefejl i dette led. Månedsvandbalancerne er beregnet under antagelse af konstant volumen gennem året, men den manglende hensyntagen til sæsonvariationen i søvolumenet kan ikke forklare den beregnede grundvandsudveksling, idet ændringen i vandstanden er betydeligt mindre end variationen i den beregnede grundvandsudveksling.

Figur 4.2 Nettogrundvandsudvekslingen ($Q_{\text{indsiv}} - Q_{\text{udsiv}}$) korrigeret for søarealet i perioden 1989-1994 for de 21 søer. Kasserne angiver 25% og 75% kvartiler, mens streger angiver 10% og 90% fraktilerne. Den stiplede linie angiver medianværdien for vandstandsvariationen gennem sæsonen. Bemærk den forskellige skalering af akserne. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37.



Grundvandsudvekslingen er reel

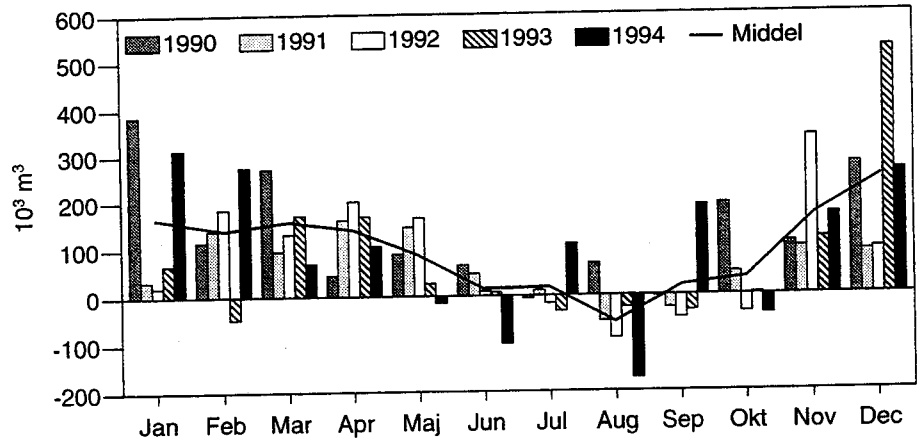
Sæsonforløbet af grundvandsudvekslingen indikerer således, at der generelt er tale om udveksling med de sekundære grundvandsmagasiner. I begyndelsen af året hvor de sekundære grundvandsmagasiner er fyldt op sker der en udtømming af disse til søerne, dette fortsætter frem til midten af sommeren. I efterårsmånederne med øget afstrømning fyldes søerne hurtigere op end grundvandsmagasinerne, fordi de fyldes direkte fra dræn og vandløb; hvorfor potentialet er højest i søerne, og derfor sker der en udsivning fra søen til grundvandsmagasinerne.

Arreskov Sø følger det generelle billede

Resultaterne fra Arreskov sø på Fyn viser et lignende billede (Fyns amt, 1995). Der er dog en noget mindre beregnet udsivning end fundet for de 21 søer generelt (Fig. 4.3). Eksemplet viser tillige, at hvis

man kun betragter et års data fra en sø kan det være svært at afgøre om der er tale om akkumulering af måleusikkerhed eller egentlig grundvandsudveksling, idet usikkerheden på den enkelte måned i nogen grad overlejrer det reelle billede. Den lange tidsserie er imidlertid med til at underbygge, at der er tale om en egentlig grundvandsudveksling.

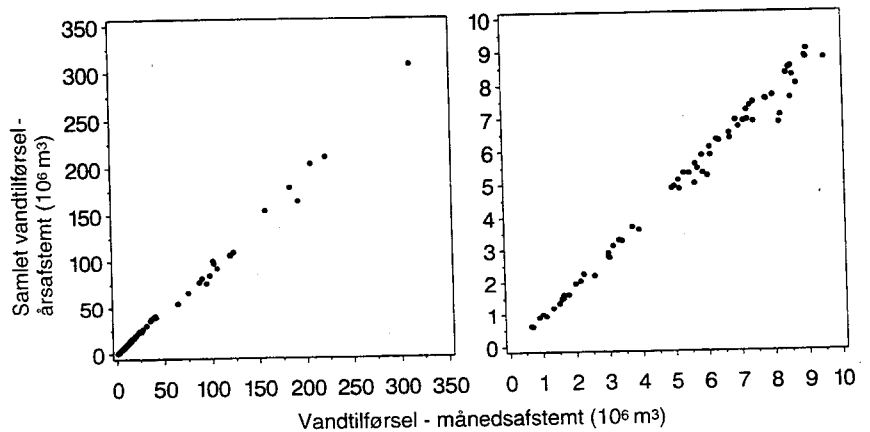
Figur 4.3 Beregnet månedlig grundvandtilførsel til Arreskov sø, 1990-1994 (Fyns Amt, 1995).



Års- eller månedsafstemning

Ved den samlede behandling af data ser det umiddelbart ikke ud til at have stor betydning om man afstemmer vandbalancen på måneds- eller på årsniveau. Resultaterne er relativt ens (Fig. 4.4). Der er dog en tendens til, at der i flere søer beregnes en højere vandtilførsel ved afstemning på månedsniveau end ved afstemning på årsniveau. Det vil sige en højere beregnet grundvandsindsivning, og man får derfor også en omend mindre forskel i de beregnede stofbalancer ved de to metoder. Tilsvarende var stoftilførslerne af fosfor og kvælstof ikke signifikant forskellige ved opgørelsen af vandbalancen på måneds- og årsniveau (ikke vist).

Figur 4.4 Sammenligning af beregnet total vandtilførsel (10^6 m^3) ved henholdsvis afstemning af vandbalancen på måneds- og årsniveau. Resultater fra hvert år i perioden (1989-1994) for følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37. A: Alle data. B: Akser afskåret ved 10.



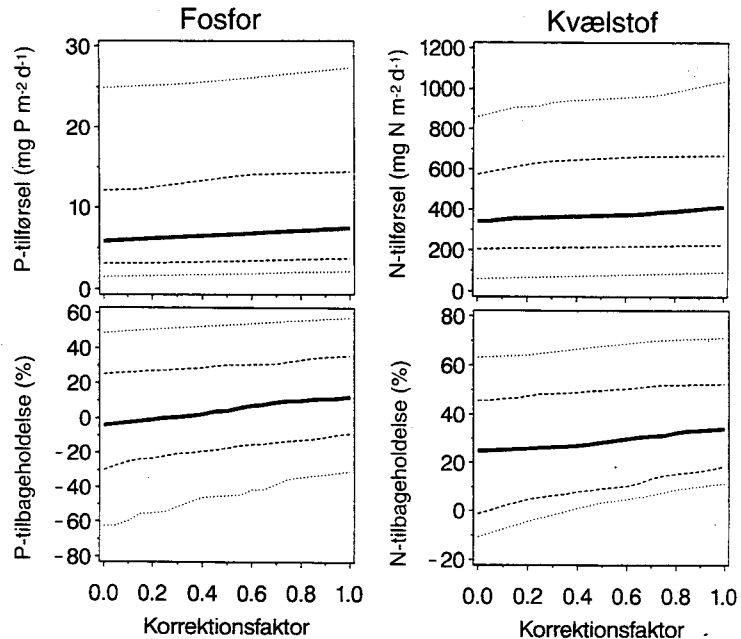
Koncentrationen for det umålte vand

Væsentligst for stofbalancen ud over de målte vandføringer og stofkoncentrationer er dog de koncentrationer man tillægger det umålte vand. Såvel koncentrationen i vand fra umålt opland som koncentrationen i det indsvivende grundvand. Der er foretaget en analyse af dette ved at antage en maksimal koncentration i det umålte vand svarende til den koncentration, der er fundet i de målte tilløb, og herefter justere denne med en faktor mellem 0 og 1. Hermed kan betydningen af den valgte koncentration for stoftilførslen til og stofretentionen i søerne vurderes. Det er klart, at for søerne med en stor andel af umålt vand vil ændringer i koncentrationen tydeligt afspejle sig i såvel den beregnede stoftilførsel og retention.

Mindre betydning for det samlede billede

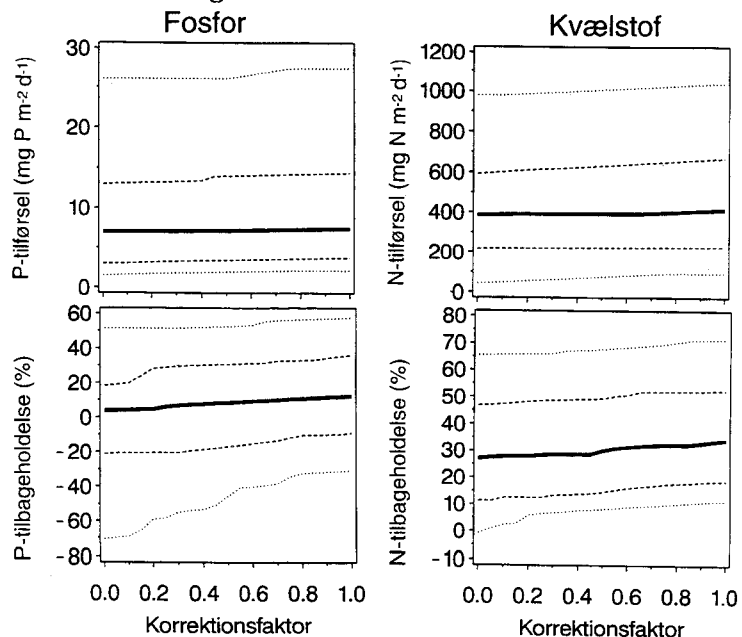
Ved at justere på koncentrationen i vandet fra det umålte opland var det muligt at øge medianen for fosfor- og kvælstoftilførslen fra henholdsvis 5,9 mg P m⁻² d⁻¹ til 7,5 mg P m⁻² d⁻¹ og fra 574 mg N m⁻² d⁻¹ til 669 mg N m⁻² d⁻¹ fra den ene ekstrem (koncentrationen antages at være 0) og til den anden ekstrem (koncentration antages at være den samme som i vandet fra det målte opland). Tilsvarende forholdsvis små forskelle er fundet med hensyn til retentionsprocenten for fosfor og kvælstof, henholdsvis -4% til 12% og 24% til 34% (Fig. 4.5). Helt tilsvarende ændringer er fundet med hensyn til kvartiler og fraktiler, og derfor må det konkluderes at for de samlede konklusioner med hensyn til de 21 søer er den koncentration, der tillægges vandet fra det umålte opland ikke så kritisk.

Figur 4.5 Betydningen af den koncentration der tillægges det umålte vand fra oplandet for den beregnede stoftilførsel (mg m⁻² d⁻¹) og den beregnede stoftilbageholdelse (% af tilførslen) i de 21 søer. Koncentrationen af det umålte vand er tillagt en værdi fra 0 til 1 gange koncentrationen i det målte opland. Betydningen for stoftilførslen og stoftilbageholdelsen er vist som medianen (fuldt optrukken linie), 25% og 75% kvartilerne (stiplede linier) samt 10% og 90% fraktilerne (prikkede linier). Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37.



Med hensyn til koncentrationen i det indsvivende grundvand var billedet det samme (Fig. 4.6), og ændringerne var endog mindre end det var tilfældet for situationen med vandet fra det umålte opland, idet grundvandsindsvivningen generelt udgør en mindre del af den samlede vandtilførsel til søerne. Så også i dette tilfælde konkluderes det, at den tillagte koncentration for det indsvivende grundvand ikke har været en væsentlig usikkerhedsfaktor for de 21 søer.

Figur 4.6 Betydningen af den koncentration der tillægges den beregnede grundvandsindsvivning for den beregnede stoftilførsel (mg m⁻² d⁻¹) og den beregnede stoftilbageholdelse (% af tilførslen) i de 21 søer. Koncentrationen af det indsvivende vand er tillagt en værdi fra 0 til 1 gange koncentrationen i det målte opland. Betydningen for stoftilførslen og stoftilbageholdelsen er vist som medianen (fuldt optrukken linie), 25% og 75% kvartilerne (stiplede linier) samt 10% og 90% fraktilerne (prikkede linier). Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37.

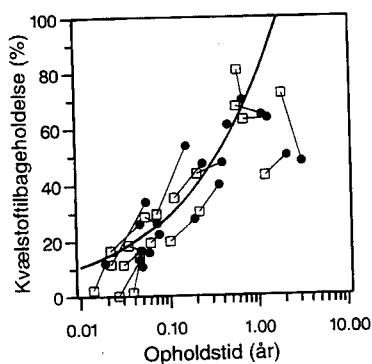


16 søer med "dårlige" vandbalancer

For de fleste af de øvrige 16 søer i overvågningsprogrammet er sagen derimod ganske anderledes, idet den umålte vandmængde er den væsentligste del af vandtilførslen, og derfor er det med hensyn til de søer, hvor det er sværest at opstille realistiske vandbalancer også både sværest og mest betydende, hvilke koncentrationer der tillægges det umålte vand. Der vil i fremtiden derfor i højere grad blive lagt vægt på en dokumentation af disse koncentrationer.

4.4 Kvælstofbalancer for søerne

Stor variation i kvælstoftilførslen og kvælstoftilbageholdelsen i de enkelte søer



Figur 4.7 Den relative årlige tilbageholdelse af kvælstof i relation til vandopholdstiden (T_w , år) i 21 Overvågnings søer. ● 1990-1993. □ 1994. Linien angiver modellen: $N_{ret} = 59 * T_w^{**0.29}$.

Tilløbs- og afløbskoncentrationer

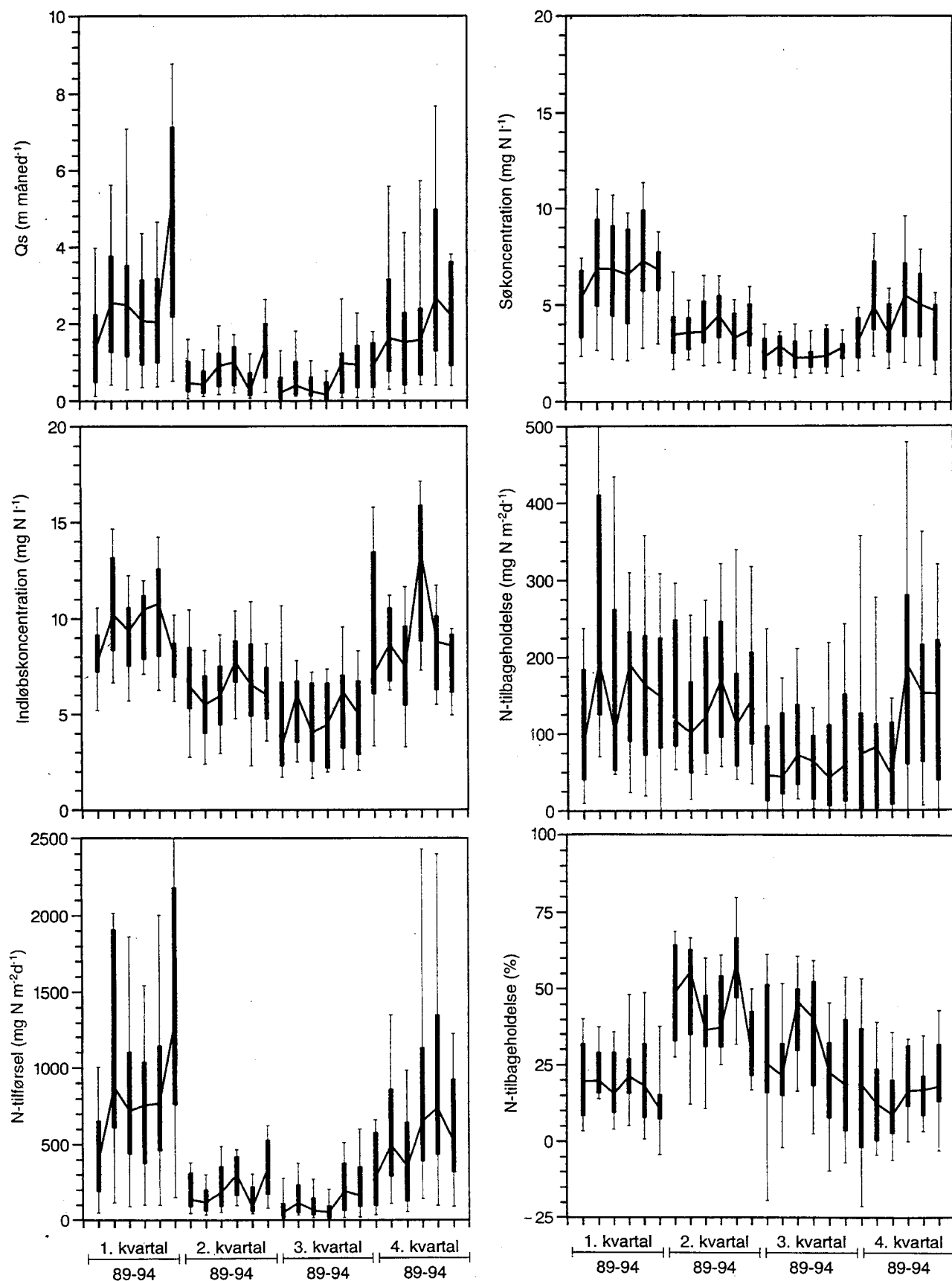
Den procentvise kvælstoftilbageholdelse er relateret til opholdstiden

De gennemsnitlige værdier for kvælstofbalancen i perioden 1989-94 for alle 37 Overvågnings søer er vist i Tabel 4.2. Balancerne er yderst usikkert bestemt for godt 1/3 af søerne, men data giver et generelt billede af kvælstofbalancen for danske søer. Det er tydeligt, at såvel kvælstoftilførslen som indholdet af kvælstof i det tilstrømmende vand og i søvandet er mindre i søerne som gennemsnit end i de 21 søer, hvor vand- og stofbalancerne kan opgøres med størst sikkerhed. Det skyldes, at søerne med de dårligst bestemte stofbalancer typisk er søer uden veldefinerede tilløb og afløb og ofte med et relativt lille topografisk opland. En del af disse søer er tillige beliggende i naturområder, hvor de dyrkningsbetingede kvælstoftab til vandmiljøet er mindre.

Kvælstoftilførslen til de 21 søer var i 1994 den absolut største siden starten af Overvågningsprogrammet i 1989. Til halvdelen af disse søer (median) var tilførslen således større end $643 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i 1994 mod $321 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i 1989 (Tabel 4.2). Omvendt var koncentrationerne af kvælstof i søtilløbene på årsbasis mindre i 1994 end i tidligere år, og de store kvælstoftab til vandløbene var således primært relateret til vandafstrømningen, der var specielt stor i 1994. (jvf. Kapitel 2 og *Larsen et al.*, 1995).

Kvælstofindholdet i søafløbene var i modsætning til i tilløbene generelt ikke lavere i 1994 end i tidligere år. Der blev med andre ord tilbageholdt mindre af den tilførte kvælstof i søerne. Specielt i forhold til 1989, der var et 'tørt' år med ringe vandafstrømning, var tilbageholdelsesprocenten markant mindre i 1994. I halvdelen af søerne tilbageholdtes således mere end 46% af det tilførte kvælstof i 1989 mod kun 24% i 1994. Den absolutte arealspecifikke kvælstoftilbageholdelse har dog ikke varieret tilsvarende, gennemsnittet for alle årene har varieret mellem 109 og $155 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, (Tabel 4.2).

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) er vist i Fig. 4.7 sammen med de beregnede tilbageholdelses procenter for 1994 og de gennemsnitlige værdier for 1990-93. Modellen synes generelt at overestimere tilbageholdelsesprocenten i søerne med det hurtigste vandskifte og mindst vandopholdstid (T_w), men det er dog også tydeligt, at modellen på udmærket vis beskriver den generelle sammenhæng. Næsten alle søerne havde markant mindre vandopholdstid og lavere relativ kvælstoftilbageholdelse i 1994.



Figur 4.8 Kvartalsfordeling af resultater fra kvælstofbalancer fra 21 søer, 1989-1994. 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 kvartalsvise tilbageholdelsesprocent er beregnet i forhold til stofmængden i søen ved kvartalets start plus den tilførte mængde i kvartalet. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37.

Den generelle sæsonvariation i kvælstofbalancen har været ens i alle år, (Fig. 4.8). 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.

Table 4.2. Kvælstofbalance for 19-21 af overvågningssøerne i de enkelte år samt gennemsnitsværdier for alle 37 søer 1989-94. 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%	me- dian	75%
Tilførsel (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-94	37	283	25	118	460
	1989	19	267	117	321	412
	1990	21	545	262	469	750
	1991	20	429	195	376	560
	1992	21	550	279	473	664
	1993	20	596	318	505	685
	1994	20	670	352	643	952
	Indløbskoncentration (mg N l ⁻¹)	1989-94	37	6,0	3,3	5,6
1989		19	7,7	6,2	7,8	9,8
1990		21	9,1	7,0	9,0	11,3
1991		20	7,7	6,6	7,8	9,7
1992		21	9,8	7,5	10,9	11,8
1993		20	8,4	6,7	9,3	10,7
1994		20	7,1	6,1	7,7	8,2
Udløbskoncentration (mg N l ⁻¹)		1989-94	37	3,7	1,2	2,6
	1989	19	4,3	3,6	4,2	5,5
	1990	21	5,7	4,2	5,6	7,4
	1991	20	5,3	3,6	5,3	6,8
	1992	21	6,0	4,1	5,9	7,8
	1993	20	5,6	4,7	5,9	7,2
	1994	20	5,3	4,6	5,7	6,6
	Tilbageholdelse (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-94	37	70	16	45
1989		19	109	63	99	180
1990		21	155	60	121	210
1991		20	121	59	100	161
1992		21	153	82	150	216
1993		20	139	69	115	193
1994		20	136	49	126	222
Tilbageholdelse (%)		1989-94	37	50	26	54
	1989	19	47	22	46	68
	1990	21	35	24	34	48
	1991	20	38	19	34	55
	1992	21	36	19	34	50
	1993	20	34	16	27	53
	1994	20	30	13	24	43

I de enkelte kvartaler har der dog været tydelige år- til år variationer. Specielt markant er det, at vandafstrømningen og dermed også kvælstoftilførslen i 1. og 2. kvartal 1994 var væsentligt større end i tidligere år. Kvælstoftilførslen blev dog ikke øget i samme grad som vandafstrømningen, idet de vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i tilløbene, specielt i 1. kvartal, var mindre i 1994 end i tidligere år. Sammenfaldende med den store afstrømning (Q_s) og lille vandopholdstid var tilbageholdelsesprocenten lav i 1. kvartal 1994.

Tabel 4.3 Fosforbalance for 19-21 af overvågnings søerne i de enkelte år samt gennemsnitsværdier for alle 37 søer 1989-94. 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%	me- dian	75%
Tilførsel (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-94	37	6,7	0,6	2,5	7,7
	1989	19	14	3,0	6,1	11
	1990	21	15	4,7	8,3	22
	1991	20	13	3,7	6,1	15
	1992	21	8,3	3,5	6,0	10
	1993	21	11	4,0	7,7	13
	1994	21	12	6,0	11,0	18
Indløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989-94	37	0,16	0,08	0,11	0,36
	1989	19	0,40	0,12	0,21	0,30
	1990	21	0,27	0,12	0,16	0,24
	1991	20	0,23	0,11	0,16	0,21
	1992	21	0,15	0,10	0,12	0,16
	1993	21	0,15	0,10	0,15	0,16
	1994	21	0,13	0,10	0,13	0,14
Udløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989-94	37	0,13	0,07	0,10	0,16
	1989	19	0,28	0,10	0,18	0,22
	1990	21	0,26	0,10	0,18	0,21
	1991	20	0,21	0,10	0,13	0,18
	1992	21	0,17	0,10	0,12	0,16
	1993	21	0,17	0,10	0,12	0,16
	1994	21	0,14	0,09	0,12	0,14
Tilbageholdelse (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-94	37	0,9	-0,11	0,34	1,6
	1989	19	4,7	-0,04	1,9	4,2
	1990	21	2,3	-0,30	1,0	3,1
	1991	20	2,3	0,60	1,3	3,2
	1992	21	-0,4	-1,9	-0,16	0,82
	1993	21	0,6	-0,51	1,1	1,9
	1994	21	-0,1	-1,5	0,4	2,2
Tilbageholdelse (%)	1989-94	37	21	-7,1	18	63
	1989	19	22	-0,6	37	47
	1990	21	6,3	-28	16	32
	1991	20	22	-0,6	37	47
	1992	21	-6,7	-12	-1,0	19
	1993	21	11	-11	12	17
	1994	21	-1,4	-7,9	5,1	21

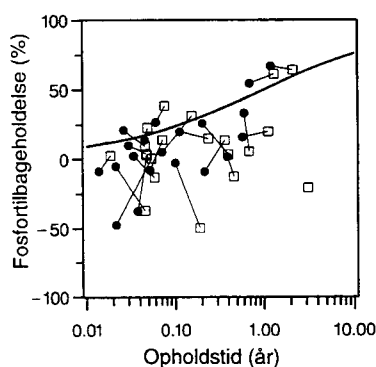
Endelig bemærkes, at søvandskoncentrationerne generelt ikke har varieret markant i perioden og specielt at koncentrationerne i sommerperioden har været ret konstante og med en forholdsvis lille variation imellem de enkelte søer.

4.5 Fosforbalancer for søerne

Stor variation i fosfortilførslen og fosfortilbageholdelsen i de enkelte søer

I Tabel 4.3 er nøgletallene for fosforbelastning og balancer i overvågningssøerne i perioden fra 1989 til 1994 angivet. Fosfortilførslen er i absolutte mængder ikke reduceret væsentligt hverken betragtet som gennemsnit, median eller kvartiler. I 1994 var fosfortilførslen på grund af den store afstrømning forholdsvis stor, hvorimod indløbskoncentrationen blev reduceret yderligere i forhold til de tidligere år, specielt i søer med høje indløbskoncentrationer. Udløbskoncentrationen er i samme periode ikke reduceret tilsvarende, hvilket tilskrives indflydelsen af sedimentets ophobede fosforpulje - den interne belastning. Dog var udløbskoncentrationen i 1994 generelt lavere end de foregående som følge af fortyndingseffekten fra den øgede vandmængde. Den faldende udløbskoncentration var ikke udtryk for en øget tilbageholdelse i 1994, denne var i mange søer stadig negativ eller tæt ved nul.

Tilbageholdelsen af fosfor



Figur 4.9 Den relative årlige tilbageholdelse af fosfor i relation til vandopholdstiden (T_w , år) i 21 Overvågningssøer for hvert af årene 1989-94. Linien angiver retentionen i følge Vollenweidermodellen: $P_{ret} = 1 - (1/(1+\sqrt{T_w}))$.

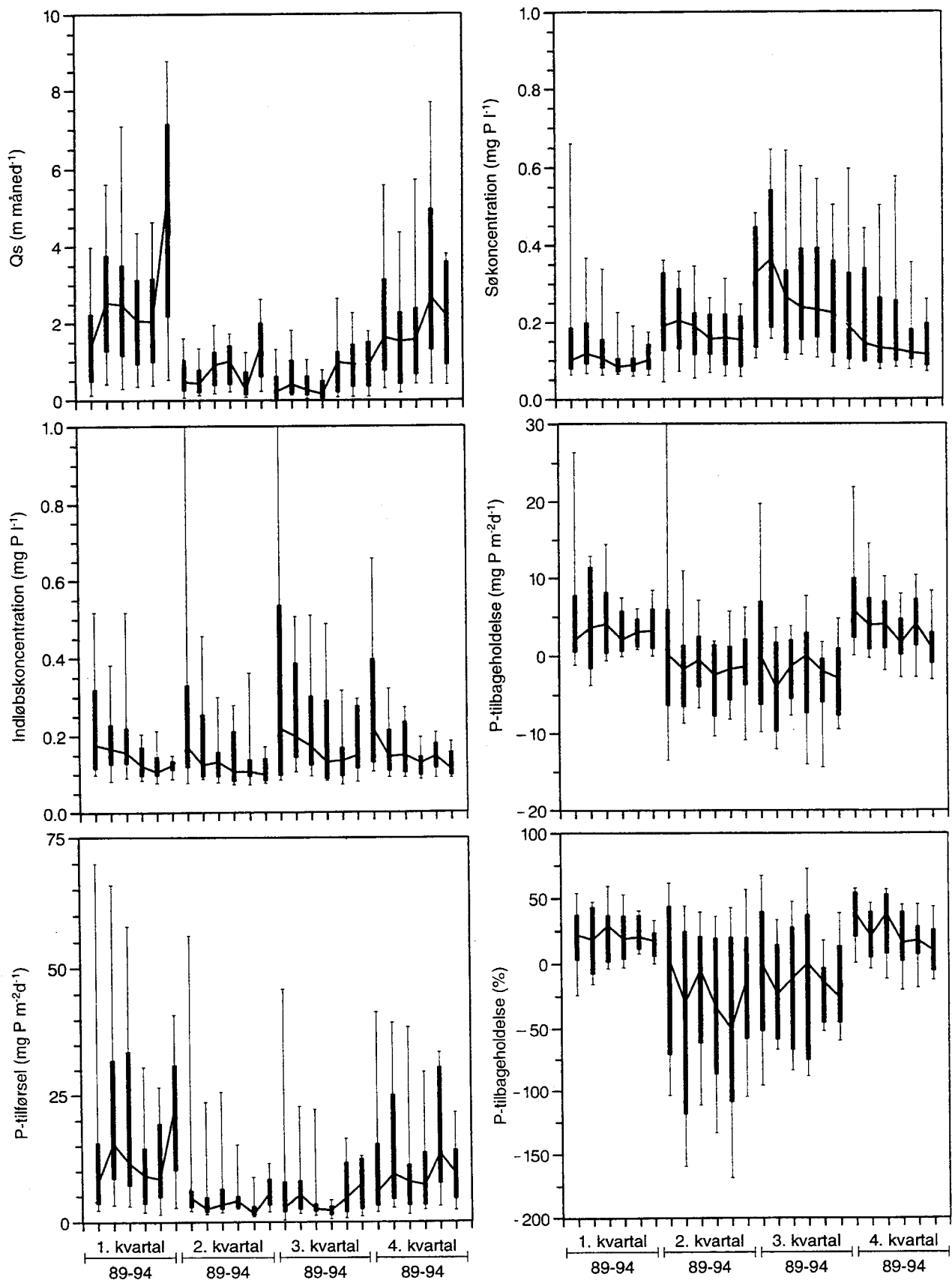
Årstidsvariationer i indløbskoncentrationer

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger som et gennemsnit generelt de sædvanlige sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (f.eks. Vollenweider-modellen), hvor tilbageholdelsen øges ved øget opholdstid (Fig. 4.9). Sammenlignes perioden 1989-93 med 1994 ses, at alle søerne havde en lavere vandopholdstid (T_w) i 1994, mens der ikke var nogen entydig ændring i fosforretentionen.

Det fremgår tillige 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 sammenlignet med de 19-21 søer med de bedste balancer. Men den relative og absolutte tilbageholdelse af fosfor er stort set ens i de to grupper af søer.

Søvandets fosforkoncentration følger til dels variationen i indløbskoncentrationen, men er også påvirket af sæsonvariationen i stoftilbageholdelse (Fig. 4.10). Denne er generelt positiv i vinterhalvåret og negativ om sommeren, et forhold der er en konsekvens af nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet. Nettotilbageholdelsen er således negativ i 2. kvartal og specielt 3. kvartal.

Årstidsvariationen for indløbskoncentrationen af fosfor fulgte i modsætning til kvælstof ikke årstidsvariationen i vandtilstrømningen (Fig. 4.10). Tværtimod var indløbskoncentrationen af fosfor højest i 3. kvartal, sammenfaldende med den laveste vandtilstrømning. Dette forhold hænger formodentlig sammen med den mindskede fortynding af spildevandsbidragene i denne periode.



Figur 4.10 Kvartalsfordeling af resultater fra fosforbalancer fra 21 søer, 1989-1994. 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% fraktile. Den kvartalsvise tilbageholdelsesprocent er beregnet i forhold til stofmængden i søen ved kvartalets start plus den tilførte mængde i kvartalet. Resultater fra følgende søer er anvendt: nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, og 37.

Som påvist i kapitel 3 ser det dog ud til at punktkildernes indflydelse er reduceret fra 1989 til 1993, idet indløbskoncentrationen generelt synes at være faldende i perioden. Det er dog vanskeligt at adskille fortyndingseffekten og effekten af eventuel reduktioner i spildevandstilledningerne. Dog ses en tendens til relativt højere koncentrationsniveauer i 3. kvartal i 1989 og 1992, hvor afstrømningen var lav (Q_s), ligesom den modsatte effekt kunne registreres i 1994. Selvom indløbskoncentrationen var lavest i vinterhalvåret, var den totale tilførsel dog højest i den periode på grund af den større vandtilførsel. Meget markant er den store tilførsel i første kvartal 1994.

4.6 Konklusion

- For 21 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.
- Den beregnede grundvandsudveksling måtte på baggrund af analyserne anses for at være reel og ikke blot at afspejle akkumuleret usikkerhed fra bestemmelsen af de øvrige komponenter i vandbalancen. Blandt andet fordi der findes et udpræget sæsonmønster for grundvandsudvekslingen, med indsvivning af grundvand i første halvår, og udsivning i sidste halvår.
- Uanset om vandbalancerne afstemmes på måneds- eller årsniveau opnås en signifikant grundvandsudveksling. Der er tendens til en højere beregnet indsvivning, hvis afstemningen foretages på månedsniveau.
- De anvendte koncentrationer på henholdsvis vandet fra det umålte opland og det indsvivende grundvand var ikke særlig kritisk for de generelle konklusioner for stoftilførsler og stofretentioner af fosfor og kvælstof, men for stofbalancerne for den enkelte sø har de valgte værdier for disse koncentrationer ofte stor betydning.
- Den relative kvælstoftilbageholdelse øgedes med stigende vandopholdstid i søerne. Således registreredes der på grund af den kortere opholdstid i 1994 en markant lavere tilbageholdelsesprocent.
- Variationen i tilførslen af kvælstof og fosfor fulgte sæsonforløbet for vandtilførslen. Den absolut største kvælstoftilførsel målt i 1994.
- Den absolutte kvælstoftilbageholdelse var højest i de 2 første kvartaler, lidt lavere i 4. kvartal, mens den var lavest i 3. kvartal. Dette betød, at den relative tilbageholdelse (%) blev størst i 2. kvartal, lidt lavere i 3. kvartal, og lavest i 1. og 4. kvartal.

- Der har ikke været et sikker udvikling i de absolutte fosfortilførsler til søerne.
- Fosfortilbageholdelsen øgedes som for kvælstof med stigende vandopholdstid, men den kortere opholdstid i 1994 resulterede ikke i alle tilfælde i en lavere tilbageholdelse. 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 i høj grad 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.
- Relativt højere indløbskoncentrationer af fosfor om sommeren indicerer, at spildevandsbidrag stadig kan være betydende.

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

5.1 Indledning

Tidsserien på overvågningssøerne er nu oppe på at omfatte 6 års data. Dette giver mulighed for at iagttage eventuelle signifikante ændringer i de forskellige indikatorer på miljøtilstanden. I dette afsnit er der foretaget en statistisk vurdering i udviklingen af en række fysiske, kemiske og biologiske parametre.

5.2 Metode

Statistiske beregninger

Vurderingen er foretaget på grundlag af tidsvægtede gennemsnit af de enkelte variable på årsbasis eller sommerbasis (1/5 til 1/10). For de kemiske variable er der alene anvendt resultater fra søernes overfladevand.

De statistiske beregninger er baseret på lineær regression på de udregnede middelværdier og er testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen - d.v.s. om der gennem de 6 år har været en statistisk sikker ændring. På grund af den korte tidsserie har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10% signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. Anvendelsen af lineær regression, der stadigvæk anses for det bedste statistiske værktøj til disse data, betyder, at hurtige spring i de 1-3 seneste år ikke altid vil vise sig signifikant for perioden som helhed.

5.3 Fosfor

Alle søer

Faldende fosforindhold i tilløb og søvand

Indløbskoncentrationen af fosfor har generelt været faldende gennem de seks år (Tabel 5.1, $p < 0,01$). Således er middelkoncentrationen halveret fra 0,246 mg P l⁻¹ til 0,122 mg P l⁻¹ i 1994. I overensstemmelse hermed viser de tidsvægtede beregninger af fosforindholdet i søvandet for overvågningssøerne som helhed en faldende tendens gennem de seks år for året som helhed (Tabel 5.1). Således er gennemsnitsværdien for totalfosfor reduceret fra 0,206 i 1989 til 0,154 mg P l⁻¹ i 1994 ($p < 0,01$) og ortho-fosfat fra 0,084 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,056 mg P l⁻¹ i 1994 ($p < 0,01$). Koncentrationsnedgangen fandt dog især sted fra 1989 til 1991. Derimod er der ikke sket signifikante ændringer i sommerniveau af hverken totalfosfor eller orthofosfat.

Reduceret 75%-kvartil

Mens median-værdien for totalfosfor er næsten uændret fra 1989 til 1994, er 75%-kvartilen faldet. Hvor 75% af søerne i 1989 havde en koncentration lavere end 0,293 mg P l⁻¹, var 75%-kvartilen i 1994

reduceret til 0,226 mg P l⁻¹. Det vil sige, at fosforindholdet er reduceret markant i den mest næringsrige del af søerne.

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	0,246	0,085	0,115	0,211
	1990	37	0,190	0,076	0,115	0,186
	1991	35	0,186	0,084	0,111	0,187
	1992	37	0,133	0,074	0,102	0,148
	1993	37	0,132	0,078	0,103	0,149
	1994	37	0,122	0,080	0,105	0,137
Total-P	1989	35	0,206	0,071	0,128	0,293
	1990	37	0,197	0,083	0,123	0,257
	1991	35	0,168	0,072	0,116	0,213
	1992	37	0,170	0,073	0,114	0,203
	1993	37	0,167	0,067	0,104	0,222
	1994	37	0,159	0,060	0,115	0,226
PO ₄ -P	1989	35	0,084	0,010	0,031	0,082
	1990	37	0,084	0,013	0,039	0,093
	1991	35	0,064	0,011	0,030	0,053
	1992	37	0,048	0,010	0,018	0,040
	1993	37	0,055	0,011	0,028	0,056
	1994	27	0,056	0,011	0,023	0,068
Sommerværdier						
Total-P	1989	35	0,224	0,080	0,124	0,351
	1990	37	0,235	0,072	0,158	0,400
	1991	35	0,195	0,062	0,152	0,283
	1992	37	0,217	0,074	0,130	0,280
	1993	37	0,223	0,065	0,167	0,308
	1994	37	0,206	0,070	0,111	0,273
PO ₄ -P	1989	35	0,073	0,010	0,022	0,064
	1990	37	0,085	0,009	0,036	0,092
	1991	35	0,057	0,007	0,015	0,075
	1992	37	0,049	0,008	0,015	0,045
	1993	37	0,062	0,009	0,023	0,084
	1994	37	0,071	0,008	0,013	0,060

Til gengæld er 25%-kvartilen stort set uændret i 6-års perioden svarende til, at fosforindholdet i de mest næringsfattige søer ikke er reduceret.

De enkelte søers udvikling

25 ud af 37 søer har ændret sig

På enkelt sø niveau har der i 25 af de 37 søer i perioden 1989 til 1994 været tale om signifikante ændringer i søernes fosforindhold (Tabel 5.2). I forhold til sidste år er der nu altså yderligere 6 søer, hvori der er sket ændringer.

Totalfosfor er reduceret i 16 ud af 18 tilfælde

De fleste ændringer er registreret på årsmiddelværdierne, men sommerrmidler viser i flere tilfælde samme udvikling. Endvidere er langt størsteparten af de registrerede ændringer gået i retning af reduceret

fosforkoncentration. For årsmiddel er der f.eks. tale om en reduceret totalfosfor i 16 ud af de 18 søer med ændret totalfosfor, heraf i 13 tilfælde på 1% signifikansniveau eller derunder. I forhold til tidligere er der nu langt flere søer, hvor der på et højt signifikansniveau kan vises en nedgang i totalfosforindholdet.

Tystrup Sø

Tystrup Sø er et eksempel på en sø, hvor der både har været en fortsat signifikant nedgang ($P < 0,01$) i søens totalfosfor koncentration og i den vandføringsvægtede totalfosfor koncentration i til-løbet ($p < 0,01$). Indløbskoncentrationen (årsbasis) er nu mere end halveret og faldt fra 1989 til 1994 fra 0,510 til 0,216 mg P l⁻¹, mens middel søkoncentrationen i samme periode er reduceret til en tredjedel og er faldet fra 0,409 til 0,140 mg P l⁻¹. Faldet i søkoncentrationen kan derfor overvejende henføres til en reduceret koncentration i indløbsvandet, og der synes i denne sø ikke at være forsinkelse i respons på grund af intern fosforbelastning.

Tabel 5.2. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af tot-P og PO₄-P fra 1989 til 1994. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ 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	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	0	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
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	--	---	0	0
Røgbølle Sø	0	---	0	--
Ørnsø	--	--	---	0
Furesøen	++	++	++	++
Fårup Sø	0	0	0	0
Damhussøen	---	----	0	---
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hejrede Sø	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	--	0
Tissø	0	0	0	0
Engelsholm Sø	+	0	+	0
Bagsværd Sø	0	---	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	----	0	----
Tystrup Sø	----	----	----	----
Kilen	--	---	0	---
Dons Nørresø	0	----	---	----
Lemvig Sø	+	+	0	+
Jels Oversø	0	0	0	0
Arresø	---	0	0	0
Vesterborg Sø	0	0	0	--
Langesø	--	---	0	0
St. Søgård Sø	0	0	++	0
Fuglesø	--	--	--	--
Utterslev mose	0	0	0	+
Søgård Sø	0	---	0	---
Gundsømagle Sø	---	----	0	0
i alt +/++/+++/++++	3	2	3	3
i alt -/--/---/----	10	16	6	10

Den eneste sø med signifikant stigning i totalfosforkoncentrationen på 5% niveau er nu Furesøen. I Furesøen er årsmiddelkoncentrationen øget fra 0,129 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,280 mg P l⁻¹ i 1994 og sommermiddel fra 0,096 til 0,245 mg P l⁻¹. Årsagen til stigningen i Furesøen må først og fremmest søges i øget intern fosforbelastning, idet vandets gennemsnitlige opholdstid er på 16 år.

For overvågningssøerne 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	5,74	2,84	5,69	8,10
	1990	37	6,11	2,35	5,78	9,12
	1991	35	5,79	2,78	5,53	7,75
	1992	37	7,07	3,55	6,52	10,63
	1993	37	6,49	2,93	6,04	9,31
	1994	37	5,39	2,68	5,56	7,52
tot-N	1989	35	2,70	1,30	2,18	3,88
	1990	37	3,25	1,39	2,48	4,54
	1991	35	3,06	1,34	3,22	4,38
	1992	37	3,18	1,33	2,18	4,74
	1993	37	3,09	0,99	2,27	4,71
	1994	37	2,85	1,22	1,79	4,69
uorg-N	1989	37	1,26	0,33	0,79	2,28
	1990	37	1,80	0,27	0,84	3,08
	1991	35	1,70	0,34	1,01	2,94
	1992	35	1,74	0,23	0,75	2,98
	1993	37	1,81	0,24	0,77	2,98
	1994	37	1,75	0,24	0,91	3,18
Sommerværdier						
tot-N	1989	35	2,11	1,17	1,79	3,03
	1990	37	2,22	1,26	2,04	3,10
	1991	35	2,33	1,08	2,06	3,00
	1992	37	2,22	1,15	2,10	3,08
	1993	37	2,11	0,93	1,96	2,85
	1994	37	1,20	1,02	2,11	3,09
uorg-N	1989	37	0,54	0,07	0,15	0,48
	1990	37	0,62	0,04	0,23	0,80
	1991	35	0,77	0,06	0,35	1,08
	1992	35	0,65	0,06	0,24	0,89
	1993	37	0,66	0,07	0,23	0,77
	1994	37	0,78	0,06	0,26	1,51

Tabel 5.4. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalkvælstof (tot-N) og uorganisk kvælstof (NO₂⁻ + NO₃⁻ + NH₄-N) fra 1989 til 1994. -/+ , -/++ , - -/+++ , ---/++++ 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	
	Uorg-N	Tot-N	Uorg-N	Tot-N
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
Ravn Sø	++	++	++	++
Søholm Sø	+	+	0	+
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	++	0
Hornum Sø	--	0	0	0
Søndersø	0	--	0	---
Røgbølle Sø	+	0	0	0
Ørnsø	--	---	0	--
Furesøen	0	0	0	0
Fårup Sø	0	0	--	---
Damhussøen	0	--	--	0
Bryrup Langsø	++++	++++	0	0
Hejrede Sø	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø	++	++	++	++
Engelholm Sø	0	0	0	0
Bagsværd Sø	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	---	0	---
Tystrup Sø	0	0	0	0
Kilen	0	0	0	0
Dons Nørresø	++++	0	0	0
Lemvig Sø	0	0	0	0
Jels Oversø	0	0	0	0
Arresø	++	0	++	0
Vesterborg Sø	0	0	++	0
Langesø	++	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	0
i alt +/++/+++/++++	10	5	6	4
i alt -/--/---/----	2	4	3	5

5.4 Kvælstof

Alle søer

Uændret kvælstofindhold

I modsætning til fosfor er overvågningssøernes indhold af totalkvælstof stort set uændrede i perioden 1989 til 1994, hvis man betragter de 37 søer som helhed (Tabel 5.3). Dette gælder både for års- og sommergennemsnit. Eneste signifikante ændring ($p=0,06$) er en øget sommermiddelkoncentration af nitrat. Det uændrede kvælstofindhold er således overensstemmende med, at der heller kan registreres nogen ændring i indløbskoncentrationen. Heller ikke medianværdierne og 25- og 75%-kvartilerne udviser nogen større ændringer i 6-års perioden.

De enkelte søers udvikling

De beskedne ændringer i kvælstofindholdet for overvågningssøerne som helhed dækker ligesom for fosfor over en større variation inden

for de enkelte søer, selv om der er tale om væsentlig færre og mindre markante ændringer end for fosfor.

I 20 ud af de 37 søer har der således i perioden 1989 til 1994 været tale om signifikante ændringer (Tabel 5.4). De mest signifikante stigninger er sket i Bryrup Langsø og Dons Nørresø (årsmiddel). De mest markante fald er sket i Ørn Sø (årsmiddel) og Fårup Sø (sommermiddel).

Faldet i Ørn Sø er sammenfaldende med et signifikant fald i indløbskoncentrationen ($p < 0,01$), men ellers er der ikke nogen sammenhæng mellem de i øvrigt få ændringer i indløbskoncentration og søkoncentration.

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} .

	år	antal	gns	25%	median	75%
Årsværdier						
Sigt- dybde	1989	34	1,52	0,60	1,16	2,13
	1990	36	1,51	0,70	1,15	2,04
	1991	35	1,56	0,68	1,24	2,00
	1992	37	1,47	0,81	1,32	1,85
	1993	37	1,61	0,77	1,48	2,16
	1994	37	1,60	0,78	1,38	2,02
Kloro- fyl a	1989	35	0,079	0,020	0,042	0,108
	1990	37	0,074	0,023	0,044	0,081
	1991	35	0,069	0,027	0,038	0,087
	1992	37	0,068	0,026	0,043	0,082
	1993	37	0,062	0,022	0,032	0,063
	1994	37	0,061	0,018	0,033	0,080
Sommerværdier						
Sigt- dybde	1989	34	1,39	0,48	0,86	1,83
	1990	36	1,32	0,52	0,92	1,80
	1991	35	1,45	0,44	1,07	1,83
	1992	37	1,23	0,51	0,98	1,52
	1993	37	1,35	0,50	1,16	1,85
	1994	37	1,39	0,48	1,24	1,79
Kloro- fyl a	1989	35	0,092	0,025	0,063	0,129
	1990	37	0,097	0,031	0,063	0,135
	1991	35	0,091	0,020	0,056	0,124
	1992	37	0,092	0,028	0,058	0,122
	1993	37	0,088	0,019	0,051	0,114
	1994	37	0,089	0,017	0,048	0,147

5.5 Sigtddybde og klorofyl a

Alle søer

Beskedne ændringer

Såvel på års- som sommerbasis har der som helhed i perioden 1989 til 1994 kun været tale om beskedne ændringer i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtddybde og indhold af klorofyl a (Tabel 5.5).

Tabel 5.6 Udvikling i overvågningssøernes sigtdybde og indhold af klorofyl *a* fra 1989 til 1994. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ 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>	Sigtdybde	Klorofyl <i>a</i>	Sigtdybde
Søby Sø	0	-	0	--
Holm Sø	0	-	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	-	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	++	0	+
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	0	0	0	0
Røgbølle Sø	0	0	0	0
Ørnsø	0	--	0	--
Furesøen	++	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0
Damhussøen	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	--	0	0
Højrede Sø	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø	--	0	-	0
Engelholm Sø	0	0	0	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	+	-
Jels Oversø	--	0	-	0
Arresø	++	0	+	0
Vesterborg Sø	---	+++	---	++++
Langesø	0	0	0	0
St. Søgård Sø	--	+++	-	0
Fuglesø	0	0	0	++
Utterslev mose	0	0	++	--
Søgård Sø	---	++	-	++++
Gundsømagle Sø	0	++	0	0
i alt +/++/+++/++++	3	7	3	7
i alt -/--/---/----	8	5	7	5

Mens den gennemsnitlige sigtdybde på årsbasis kun har varieret mellem 1,47 m og 1,61 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25% mest næringsrige søer. Sigtdybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,60 m i 1989 til 0,78 m i 1994, mens medianerne er øget fra 1,16 til 1,38 m. Dette afspejler et tilsvarende fald i klorofyl *a* fra henholdsvis 108 til 80 $\mu\text{g l}^{-1}$ og fra 42 til 33 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De enkelte søers udvikling

21 ud af 37 søer har ændret sig

I 21 af de 37 søer har der i seksårs-perioden været tale om signifikante ændringer i sigtdybde eller klorofyl eller i begge variable (Tabel 5.6).

I størsteparten af disse er der for sigtdybdens vedkommende tale om en øget sigtdybde. Dette gælder for 7 af de 12 søer med ændret årsmiddel sigtdybde og også for 7 af de 12 søer med ændret sommermiddelsigt dybde. I flere af søerne er der tale om stærkt signifikante ændringer. Dette gælder eksempelvis Arreskov Sø, hvor såvel sommer- som årsmiddelsigt dybden er øget markant ($p < 0,01$),

Vesterborg Sø ($p < 0,01$) og Søgård Sø. Sommermiddelsigtdybden er til gengæld kun reduceret signifikant på 5%-niveau i tre søer (Søby Sø, Ørn Sø og Utterslev Mose).

Tabel 5.7 Planteplanktonbiomassen ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) i overvågningssøerne i årene 1989-94 (sommermiddel).

	år	gns	25%	median	75%
Total-biomasse	1989	17,5	5,6	11,7	25,4
	1990	15,5	4,3	10,4	28,7
	1991	13,3	3,4	8,0	18,8
	1992	17,1	6,7	11,3	25,6
	1993	14,4	2,7	8,7	18,5
	1994	13,8	3,3	11,7	21,5
Blågrønalger	1989	8,8	0,04	3,7	12,2
	1990	7,9	0,07	2,1	10,9
	1991	5,8	0,07	1,3	7,3
	1992	8,5	0,3	4,2	9,8
	1993	6,5	0,2	1,6	7,5
	1994	6,5	0,6	2,2	10,0
Grønalger	1989	4,0	0,2	1,1	3,5
	1990	3,8	0,1	1,0	3,0
	1991	3,5	0,2	0,9	3,5
	1992	3,8	0,3	1,2	2,9
	1993	2,9	0,1	0,4	2,1
	1994	2,2	0,1	0,4	2,6
Kiselalger	1989	2,8	0,1	0,8	2,6
	1990	1,8	0,06	0,6	2,7
	1991	2,5	0,2	1,2	3,1
	1992	3,0	0,2	1,7	3,0
	1993	3,2	0,1	1,5	4,2
	1994	2,7	0,3	1,5	4,2
Rekylalger	1989	0,8	0,09	0,3	0,6
	1990	0,6	0,1	0,3	0,6
	1991	0,6	0,08	0,3	0,6
	1992	0,6	0,1	0,3	0,6
	1993	0,5	0,1	0,3	0,7
	1994	0,5	0,1	0,3	0,8
Furealger	1989	0,5	0	0,03	0,5
	1990	0,8	0	0,06	0,7
	1991	0,3	0	0,06	0,4
	1992	0,5	0	0,09	0,8
	1993	0,5	0	0,10	0,4
	1994	1,2	0	0,11	1,1
Gulalger	1989	0,02	0	0	0,02
	1990	0,03	0	0	0,5
	1991	0,03	0	0	0,05
	1992	0,03	0	0	0,01
	1993	0,17	0	0	0,09
	1994	0,14	0	0,0	0,11

Ændringen i klorofyl *a* kontra ændringen i sigtdybde

Øget sigtdybde afspejler sig i flere tilfælde, også i reduceret klorofyl *a*, mens der i andre søer ikke er det forventede omvendte forhold mellem sigtdybde og klorofyl. Dette kan hænge sammen med, at andre faktorer end algemængde spiller ind, som f.eks. mængden af suspenderet stof og ændringer i algetype. Det kan også hænge sammen med, at der generelt skal ske store ændringer i klorofylindholdet, før dette slår igennem på sigtdybden, hvis der er tale om søer med meget lav sigtdybde.

Table 5.8 Udviklingen i overvågningssøernes planteplanktonbiomasse fra 1989 til 1994. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ 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			
	Total	Blå-grøn	Grøn	Kisel	Total	Blå-grøn	Grøn	Kisel
Søby Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Maglesø	0	++	0	0	0	0	0	+
Madum Sø	0	++	0	+++	0	++	0	+
Nors Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Ravn Sø	-	0	0	0	-	0	0	0
Søholm Sø	0	-	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	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	0
Hejrede Sø	0	0	0	0	0	0	0	+
Hinge Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Tissø	0	0	0	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	0	0	--	0	0	0	0
Bagsværd Sø	--	--	0	0	--	--	0	0
Borup Sø	++	+++	0	0	++	++++	0	0
Arreskov Sø	--	--	0	0	--	-	0	0
Tystrup Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
Kilen	0	--	0	+	0	-	0	++
Dons Nørresø	--	+++	0	-	0	+++	0	0
Lemvig Sø	+	0	0	+++	0	0	0	++
Jels Oversø	-	0	0	--	0	0	0	0
Arresø	++	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	0
Gundsømagle Sø	0	0	0	0	0	0	0	0
								6
i alt +/+/+/+/+	4	5	0	6	2	5	0	0
i alt -/--/--	9	5	0	6	6	5	0	

5.6 Planteplankton

Høj planteplanktonmængde og dominans af blågrønalger og grønalger i mange søer

Som allerede udtrykt ved sigtddybe 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).

Ændringerne i totalbiomassen af planteplankton og den indbyrdes fordeling af klasserne fra 1989 til 1994 er relative små. Såvel for grønalger som for rekyalger er der dog tale om en signifikant nedgang ($p < 0,05$) i sommerens middelbiomasse. Selv om gulalgernes andel som helhed kun udgør en beskedent del af den samlede biomasse, er der dog sket en signifikant forøgelse ($p < 0,05$) af deres biomasse.

Analyserne på enkeltstående niveau viser en signifikant ændring i totalbiomassen i 13 søer. Heraf er der på årsbasis tale om en stigning i 4 søer og et fald i 9 søer. De mest markante fald er sket i Arreskov Sø og Vesterborg Sø, hvor der ligeledes er sket en signifikant reduktion af sommermiddelbiomassen. De mest markante stigninger ($p < 0,05$) på både årsmiddel og sommermiddel er sket i Borup Sø og Utterslev Mose. På klasseniveau er der især tale om markante ændringer i blågrønalgebiomassen i Borup Sø og Dons Nørresø (begge øget) og i Vesterborg Sø (reduceret). Blandt de øvrige klasser er især kiselalgerne ændret markant i Engesholm Sø (reduceret) og i Lemvig Sø (øget).

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.

Betragtet under et er der derfor ingen tegn på at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplanktonet er øget i overvågnings søerne på trods af et fald i tilførslen af totalfosfor i 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 5 søer, og der er ingen søer med signifikante stigninger i totalbiomassen. 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. Klorofyl *a* er således faldet i 7 af 10 søer med signifikante ændringer, men kun i Dons Sø er der sammenfald mellem fald i dyreplanktonbiomassen og i klorofyl *a*. Det tyder på, at det især er en øgning af predationstrykket fra fisk, der er årsag til faldet i dyreplanktonbiomassen.

I Bastrup Sø skyldes faldet især en markant nedgang i biomassen af *Daphnia*, der er faldet fra $0,24 \mu\text{g TV l}^{-1}$ i 1989 til $0,06 \mu\text{g l}^{-1}$ i 1994, men der er også tegn på et fald i biomassen af calanoide vandlopper. Det samme billede tegner sig for Fuglsø, hvor biomassen af *Daphnia* er faldet fra $0,04$ til $0,01 \mu\text{g TV l}^{-1}$, og vandloppebiomassen fra $0,7$ til $0,2 \mu\text{g TV l}^{-1}$. Her er også biomassen af små cladoccer faldet fra $0,19$ til $0,04 \mu\text{g TV l}^{-1}$. I overensstemmelse hermed faldt græsningstrykket på planteplanktonet fra $14\% \text{ d}^{-1}$ til $2,5\% \text{ d}^{-1}$. I Borup Sø er det især gået tilbage for de små cladoccer og hjuldyrene, men der er også tendens til et fald i vandlopperne. Græsningstrykket er her faldet fra 20 til $5\% \text{ d}^{-1}$.

I Dons Nørresø er det de små cladoccer, som påvirkes negativt, mens der er tendens til en stigning i biomassen af hjuldyr. Resultaterne tyder her på en stigning i predationstrykket fra fisk, der i forvejen er højt (græsningstrykket er her $3-5\% \text{ d}^{-1}$).

Tabel 5.9 Udvikling i den gennemsnitlige dyreplankton biomasse (mg TV l⁻¹ om sommeren (1/5 - 1/10)) i overvågningssøerne.

	år	gns	25%	median	75%
Hjuldyr	1989	0,06	0,002	0,018	0,051
	1990	0,05	0,006	0,021	0,061
	1991	0,07	0,005	0,018	0,047
	1992	0,09	0,007	0,034	0,100
	1993	0,39	0,016	0,028	0,060
	1994	0,10	0,020	0,036	0,087
<i>Daphnia</i>	1989	0,17	0,009	0,044	0,18
	1990	0,23	0,008	0,079	0,30
	1991	0,47	0,002	0,039	0,22
	1992	0,21	0,000	0,020	0,12
	1993	0,14	0,010	0,029	0,08
	1994	0,20	0,024	0,076	0,18
Små cladoccer	1989	0,25	0,001	0,031	0,20
	1990	0,21	0,004	0,039	0,22
	1991	0,18	0,005	0,026	0,09
	1992	0,17	0,008	0,046	0,19
	1993	0,10	0,020	0,077	0,14
	1994	0,12	0,018	0,048	0,19
Alle vandlop- per	1989	0,31	0,088	0,178	0,465
	1990	0,40	0,095	0,192	0,449
	1991	0,45	0,114	0,215	0,492
	1992	0,32	0,067	0,136	0,319
	1993	0,28	0,112	0,162	0,304
	1994	0,31	0,146	0,220	0,440
Cyclopoide vandlopper	1989	0,15	0,007	0,051	0,173
	1990	0,17	0,020	0,071	0,198
	1991	0,24	0,016	0,067	0,258
	1992	0,21	0,023	0,068	0,153
	1993	0,20	0,044	0,086	0,222
	1994	0,23	0,047	0,085	0,294

Kvie Sø viser respons på kalkforureningen

Kvie Sø udgør en klar undtagelse. Her er *Daphnia* biomassen øget fra 0 i 1989-1992 til hhv. 0,02 og 0,06 µg TV l⁻¹ i 1994, og også biomassen af de små cladoccer er øget væsentligt. Denne stigning er sket på bekostning af vandlopperne. I Kvie Sø er der foretaget en kalkning af søen i 1992, hvorved pH steg fra typisk 5-5,5 til 6-6,5 (Ribe amt, 1995). Stigningen i cladoccer og specielt *Daphnia*, som er særlig følsom over for lavt pH, skal nok ses i dette lys.

Øget predationstryk fra fisk

Vurderet på enkeltsonniveau er der altså generelt tale om en formindskelse i dyreplanktonets kapacitet til at holde planteplanktonet nede. Det på trods af en væsentlig reduktion i totalfosfortilførslen og i flere søer også et fald i biomassen af planteplankton målt som klorofyl *a*. Årsagen skal søges i en høj produktion af årsyngel samt gode overlevelsesmuligheder for disse fisk i de seneste år som følge af gunstige klimabetingelser (varme forsomre og/eller somre og milde vintre).

Søer med signifikante ændringer i biomasse af forskellige grupper eller in-dividbiomassen af *Bosmina* eller *Daphnia*

Tabel 5.10. Søer med signifikante ændringer i den totale biomasse af dyreplankton, samt biomasse af hjuldyr, dafnier, små cladocerer og vandlopper 1989 til 1993. -/+, --/++, ---/+++ og ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau.

Sø	Biomasse dyreplankton					Gennemsnitsbiomasse	
	Total	Hjuldyr	Dafnier	Små cladocerer	Vandlopper	Bosmina	Daphnia
Holm Sø		++			--		
Madum Sø					-	-	
Søholm Sø			--				
Kvie Sø			++	+			
Bastrup Sø	-		--				
Ørn Sø		+++					
Furesøen St. Kalv		++					
Damhussøen	--				-	--	
Hejrede Sø		-					
Hinge Sø				--			
Bagsværd Sø			-			----	-
Borup Sø	----	--		--			
Arreskov Sø		--		--	-		
Tystrup Sø				+	++		-
Dons Nørresø	--			--			
Lemvig Sø					-		
Fuglesø	--		--		--		----
Søgård Sø						--	
Gundsømagle Sø			--	--		-	
i alt +/++/+++/++++	0	2	2	2	1	0	0
i alt -/--/---/----	5	2	6	5	5	5	3

5.8 Sammenfatning og konklusion

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 37 overvågningssøer er reduceret fra 0,206 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989 til 0,159 mg totalfosfor l⁻¹ i 1994. Reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75%-kvartilen er således reduceret fra 0,293 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989 til 0,226 mg totalfosfor l⁻¹ i 1994. I samme periode er der sket en halvering af middelindløbskoncentrationen til søerne, fra 0,246 mg P l⁻¹ til 0,122 mg P l⁻¹.

I 16 ud af de 18 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) i totalfosfor på årsbasis har været tale om en reduceret koncentration i perioden 1989 til 1994. Heraf er der i 13 tilfælde tale om en ændring på 1% signifikansniveau eller derunder. Kun i én sø (Furesøen) er der sket en signifikant stigning på 5% niveau i totalfosfor koncentration.

I perioden 1989 til 1994 er der som helhed kun sket små ændringer i totalkvælstof. I 13 ud af de 21 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) for årsmiddel eller sommerrmiddel i totalkvælstof har der været tale om en øget koncentration.

Set under ét har der været tale om små ændringer i den gennemsnitlige sigtddybde og klorofyl a i de 37 søer perioden 1989 til 1994.

Sommer middelsigtdybden for alle overvågningssøerne var i 1994 1,39 m. 50% af søerne havde i sommeren 1994 en middelsigtdybde mindre end 1,24 m.

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

I størsteparten af søerne med ændret sigtdybde (årsmiddel eller sommermiddel) er tale om en øget sigtdybde (7 ud af 12 søer).

Den gennemsnitlige biomasse af planteplankton i de 37 søer har som helhed ikke ændret sig signifikant i de 6 år. Der har dog været et signifikant fald i biomasse af grønalger og rekylalger, mens biomassen af gulalger er øget. I 9 ud af 13 søer med signifikante ændringer i middelbiomassen har der været tale om et fald.

Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de seks overvågningsår. På enkelt-søniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 5 søer. En nøjere analyse tyder på, at dette fald kan tilskrives en øget predation fra fisk, formentlig begrundet i at fiskene har haft gode rekrutterings- og overlevelsesmuligheder på grund af klimatiske betingelser.

6 Sedimentet

6.1 Indledning

I dette afsnit giver vi en beskrivelse af sedimenters indhold af fosfor i Overvågningssøerne samtidigt med, at vi søger at relatere de forskellige former af fosfor til andre af de undersøgte variable for om muligt at klarlægge mere generelle sammenhænge. Vi har fokuseret på de lavvandede søer (middeldybde < 5 m), dvs. de 32 søer eller 34 søbassiner, som normalt ikke eller kun kortvarigt er temperaturlagdelte om sommeren. Alle søer er ferske på nær 2, hvor saliniteten varierer mellem 1 og 9 promille. Hver sø er kun repræsenteret ved et sæt målinger, dvs. der er endnu ikke vurderet på de analyser fra søer, hvor der gennemført et nyt sæt målinger. Størstedelen af dette afsnit er endvidere gengivet i *Søndergaard et al.* (1995).

6.2 Metode

Fosforfraktionering

I hovedparten af de 32 søer er der foretaget sedimentanalyser fra 3 stationer, og i de fleste tilfælde er der for hver station udført analyser fra 6-7 dybder (0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30, 30-50 cm og evt. 50-70 cm). Analyserne er foretaget som beskrevet i prøvetagningsprogrammet for Overvågningssøerne (*Kristensen et al.*, 1990), dvs. ud over tørvægt (tv), glødetab (gt), jern (Fe), calcium (Ca) og total fosfor (Tot-P) er der gennemført en fosforfraktionering, hvor fosfor specificeres i 4 fraktioner: $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ (let adsorberet fosfor, som kan ekstraheres med 1 M NH_4Cl), NaOH-P (jern- og aluminium-bundet fosfor, som kan ekstraheres med 0,1 M NaOH), HCl-P (calcium-bundet fosfor, som kan ekstraheres med 0,5 M HCl) og Res-P (en restpulje, som antages at bestå af både løst og hårdt bundet organisk fosfor, og som er udregnet som differencen mellem total fosforindholdet og de 3 første fraktioner).

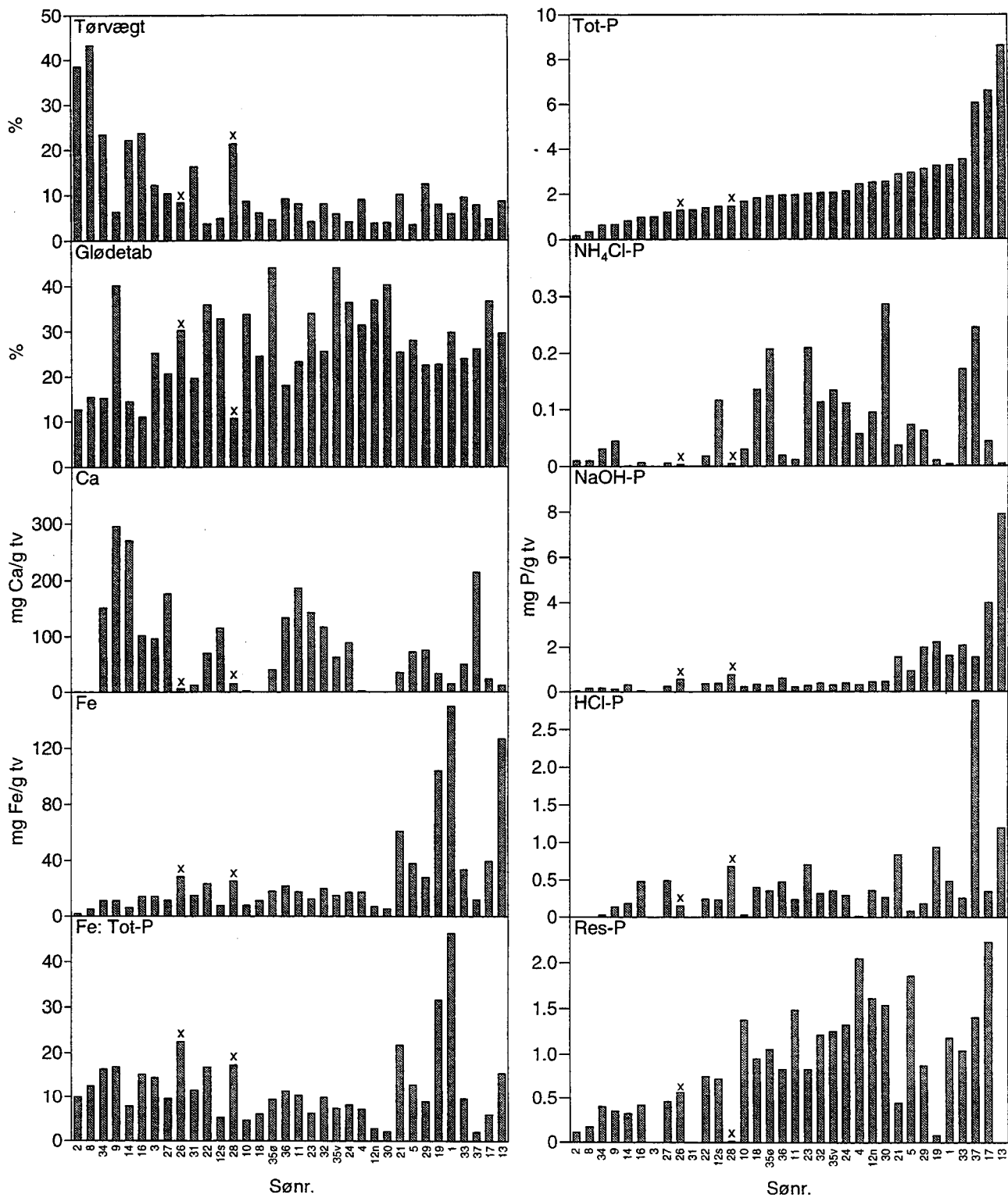
Statistisk behandling

Ud over sedimentkemiske forhold har vi i forbindelse med regressionsanalyser også medtaget en række andre variable, som har vist sig at have en statistisk signifikant relation til fosforfraktionerne. Dette gælder således den eksterne fosforbelastning (P_{ex} , målt i $\text{g P m}^2 \text{ år}^{-1}$), sommerens gennemsnitlige planteplanktonbiomasse (fyt, målt i $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$) og søens middeldybde (z , målt i m). De to førstnævnte variable er udregnet som gennemsnit for perioden 1989-1992, hvorfra også de fleste sedimentanalyser stammer. For en nærmere beskrivelse af prøvetagning og beregningsmæssige forhold henvises til *Kristensen et al.* (1990c) og de årlige overvågningsrapporter.

6.3 Sedimentets kemiske sammensætning

Totalfosfor mellem 1 og 3 mg P g^{-1} tv i de fleste søer

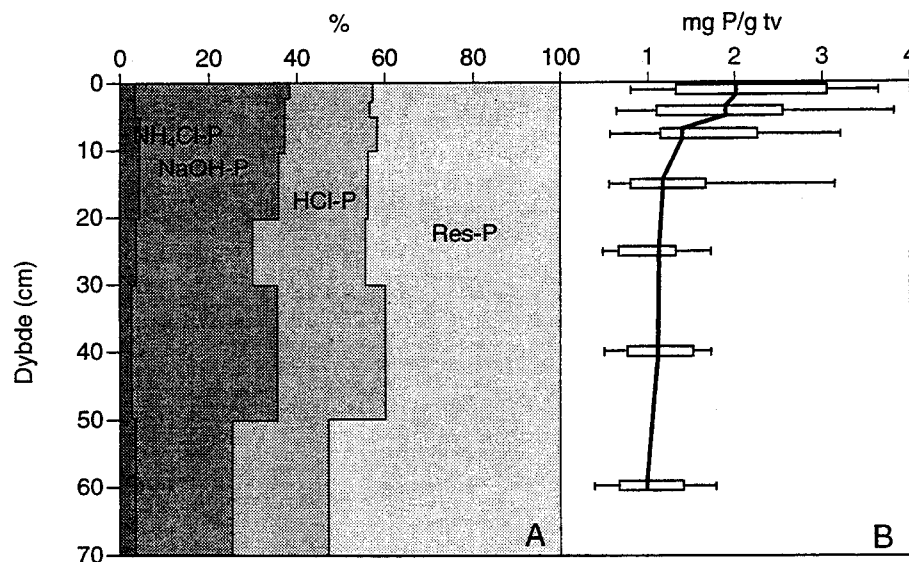
Generelt er der store variationer i overfladesedimentets kemiske sammensætning fra sø til sø (*Kristensen et al.*, 1990, Fig. 6.1). De fleste variable varierer med en faktor 10 eller mere, og når det gælder calcium og jern er der op til en faktor 100 mellem laveste og højeste koncentrationer i de undersøgte søer.



Figur 6.1 Overfladesedimentets kemiske sammensætning i de undersøgte søer rangeret efter stigende Tot-P koncentration. De to brakvandssøer er markeret med x. Sønavne fremgår af Tabel 1.2. Numrene 12n, 12s, 35ø og 35v svarer til henholdsvis Røgbølle nord- og sydbassin, Furesøen Storekalv og Utterslev Mose øst- og vestbassin.

For Tot-P's vedkommende ligger overfladesedimentets indhold i de fleste søer mellem 1 og 3 mg P g⁻¹ tv. Umiddelbart er mange af de øvrige variable ikke specielt tæt knyttet til koncentrationen af Tot-P. Dog finder man et stigende indhold af NaOH-P og Res-P ved stigende Tot-P. Desuden er der også en tendens til, at de meget lave Tot-P koncentrationer findes i sedimenter med højt tørstofindhold. En modsat tendens ses for glødetabet, selv om spredningen her er stor.

Figur 6.2 Dybdeprofiler i de 32 søer (for 30-50 cm er antallet dog kun 21 og for 50-70 cm kun 9). Venstre del viser de forskellige fosforfraktioners gennemsnitlige procentvise andel af Tot-P. Højre del viser 10, 25, 50, 75 og 90% fraktilerne af Tot-P i de forskellige dybder.



Lavt jern-fosfor forhold i de fleste søer

Jern-fosfor forholdet, der ofte antages at have stor betydning for sedimentets evne til at tilbageholde fosfor, er i de fleste overfladesedimenter lavt, og kun 7 af søerne har et forhold højere end 15. Et jern-fosfor forhold over ca. 15 (på vægtbasis) ser ud til at være nødvendigt for at kunne kontrollere fosforfrigivelsen fra sedimentet i lavvandede søer (Jensen & Andersen, 1990). Det generelt lave jern-fosfor forhold i de fleste søer understreger derfor, at mange af søerne har en dårlig evne til at tilbageholde fosfor.

Medianen ca. 2 mg P g⁻¹ tv i overfladen og 1 mg P g⁻¹ tv i lag > 20-30 cm

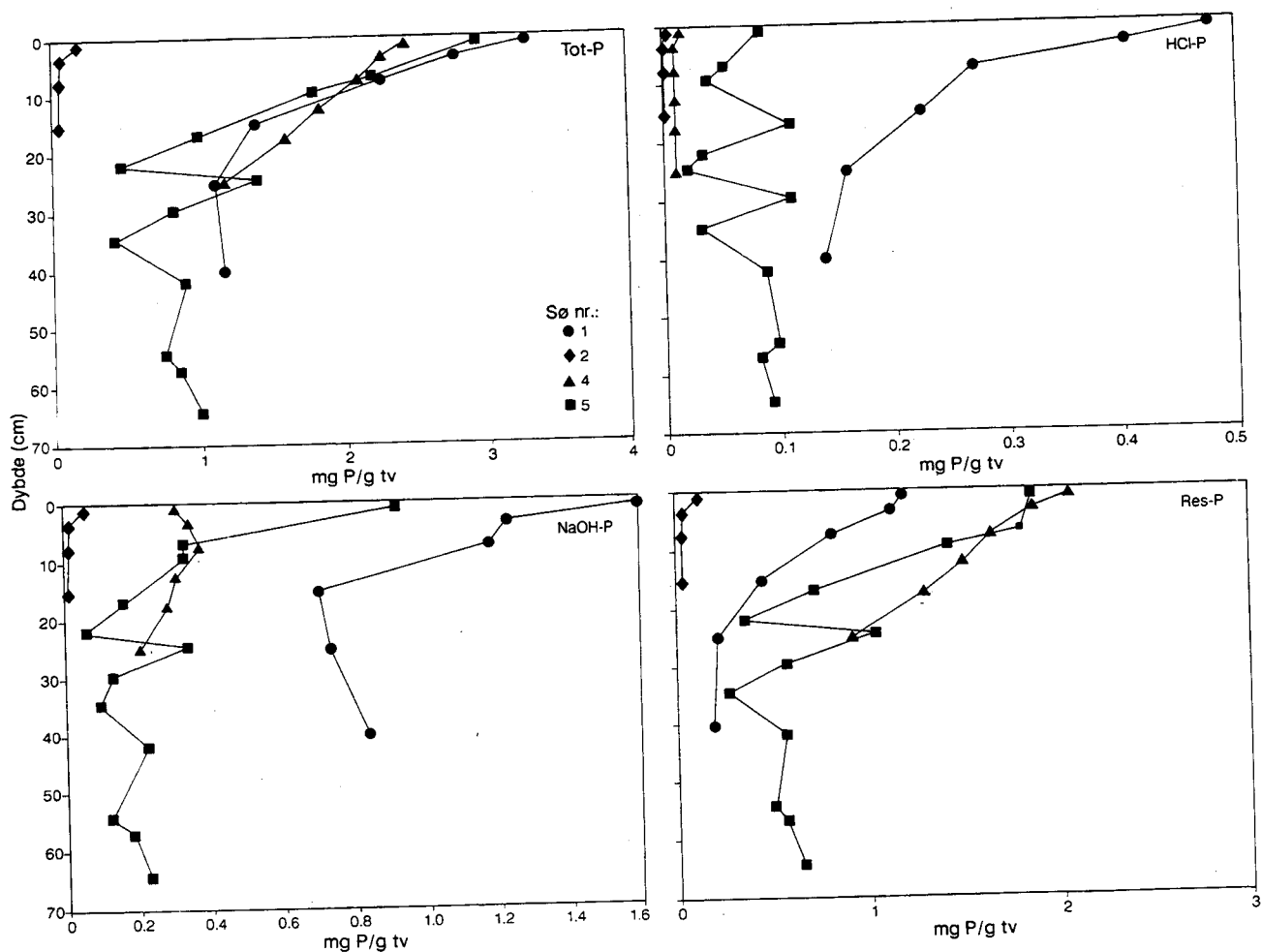
Dybdemæssigt er der en klar tendens til, at de øverste 10-20 cm har en fosforkoncentration, som er noget højere end de dybere sedimentlag (Fig. 6.2). Median-værdien for de 32 søer er omkring 2 mg P g⁻¹ tv i overfladesedimentet mod 1 mg P g⁻¹ tv i lag dybere end 20-30 cm. Som gennemsnit betragtet er der dog generelt ikke store dybdemæssige variationer i de enkelte fosforfraktioners relative andel. Den største fraktion er organisk-bundet fosfor (Res-P), der som gennemsnit udgør 40-45% af total fosforindholdet (Fig. 6.2). Den resterende del udgøres af NaOH-P (30-35%) og HCl-P (ca. 20%), mens NH₄Cl-P som oftest kun bidrager med nogle få procent.

Jernbundet fosfor også i dybe lag

Det er bemærkelsesværdigt, at der selv i de dybeste undersøgte sedimentlag findes en væsentlig koncentration af NaOH-P. Eftersom denne fraktion formodes primært at repræsentere jern-bundet fosfor, peger dette på, at fosfor kan immobiliseres permanent i sedimentet på en jern-bunden form. Anvendelsesmæssigt antyder dette, at tilsætning af jern til søsedimenter måske kan være en brugbar restaureringsmetode til at øge den permanente deposition af fosfor i sedimentet. Det må dog understreges, at en sådan metode kun vil være anvendelig, hvis fosforbelastningen ikke er for høj. I modsat fald vil man blot få akkumuleret ekstra fosfor i søbunden, som kan frigives, hvis belastningen evt. senere reduceres.

6.4 Profilmålinger i næringsfattige kontra næringsrige søer

Det højere indhold af fosfor i overfladesedimentet viser sig for næsten alle søer, hvilket i de fleste tilfælde kan forklares ved en øget ekstern fosforbelastning gennem dette århundrede (Fig. 6.3 og Fig. 6.4).



Figur 6.3 Gennemsnitlig Tot-P, NaOH-P, HCl-P og Res-P profiler i 4 af de mest næringsfattige søer, som ikke modtager nogen form for overfladeafstrømning (sø nr. 10= Søby Sø, sø nr. 20=Holm Sø, sø nr. 40=Madum Sø, Sø nr. 50=Nors Sø). Den årlige gennemsnitskoncentration af fosfor i disse søer er henholdsvis 19, 20, 35 og 25 $\mu\text{g P/l}$.

Også de mest næringsfattige søer har imidlertid et øget fosforindhold mod overfladen, selv om disse antagelig har haft en lav og stort set uændret fosfortilførsel gennem mange år-tier (Fig. 6.3). Dette tyder på, at sedimenter generelt - også uden væsentlig ændringer i tilførsel - har et højere fosforindhold i et overfladelag. Dette forhold kan næsten altid henføres til en højere koncentration af Res-P. I nogle tilfælde er der dog også tale om en øget NaOH-P og i enkelte tilfælde øget HCl-P mod sedimentoverfladen.

Betydning af organiskbundet P

Den højere koncentration af Res-P peger på, at de øverste 10-20 cm af søsedimenter generelt har en ret stor organisk fosforpulje. Under antagelse af uændrede forhold i oplandet peger de analyserede sedimentprofiler fra de 4 næringsfattige søer endvidere på, at en stor del af denne pulje i modsætning til organisk P i det dybere sediment er mobil og før eller siden mineraliseres og frigives. Som gennemsnit betragtet vil under disse forudsætninger kun omkring 30-40% af den organiske fosforpulje, som findes i overfladesedimentet, på længere sigt aflejres permanent i sedimentet som organisk fosfor.

Jernbundet fosfor måske mobilt og koncentreret i overfladen

Den øgede NaOH-P koncentration mod overfladen, som ses også i nogle af de ikke eksternt belastede søer, peger på, at også jernbundet fosfor kan være mobil og have en tendens til at opkon-

centrere sig i overfladen. Baggrunden er, at redoxpotentialer her normalt er højere, så jerns bindingskapacitet er bedre end i de dybere lag.

Empiriske sammenhænge

Tabel 6.1 Enkelt og fler-variabel regression mellem koncentrationen af de forskellige fosforfraktioner (mg P g^{-1} tv) i overfladesedimentet (0-2 cm) og udvalgte variable. Pex er den årlige eksterne fosforbelastning (g P m^{-2} år), Fe er koncentrationen af jern (mg Fe g^{-1} tv), gt er glødetabet (% af tørstof), z er søens middeldybde (m) og fyt er biomassen af planteplankton (mm^3/l). r^2 er et udtryk for, hvor godt den opstillede ligning stemmer overens med de observerede værdier (jo tættere r^2 er 1, jo bedre passer relationen), mens p-værdien angiver den statistiske sandsynlighed for, at der ikke er nogen relation mellem de undersøgte variable.

Fraktion	Variable	r^2	p-værdi
Tot-P	= $1,72 + 0,28 \cdot \text{Pex}$	0,46	<0,0001
Tot-P	= $1,50 + 0,031 \cdot \text{Fe}$	0,36	<0,0001
Tot-P	= $0,92 + 0,23 \cdot \text{Pex} + 0,031 \cdot \text{Fe}$	0,68	<0,0001
Tot-P	= $-1,79 + 0,23 \cdot \text{Pex} + 0,028 \cdot \text{Fe} + 0,11 \cdot \text{gt}$	0,84	<0,0001
Tot-P	= $-2,46 + 0,26 \cdot \text{Pex} + 0,024 \cdot \text{Fe} + 0,090 \cdot \text{gt} + 0,58 \cdot \text{z}$	0,91	<0,0001
NaOH-P	= $-0,89 + 0,80 \cdot \text{Tot-P}$	0,80	<0,0001
NaOH-P	= $-0,91 + 0,67 \cdot \text{Tot-P} + 0,011 \cdot \text{Fe}$	0,83	<0,0001
NaOH-P	= $-0,37 + 0,041 \cdot \text{Fe} + 0,011 \cdot \text{Pex}$	0,77	<0,0001
HCl-P	= $0,10 + 0,12 \cdot \text{Tot-P}$	0,28	<0,0001
HCl-P	= $0,21 + 0,10 \cdot \text{Pex}$	0,68	<0,0001
HCl-P	= $-0,17 + 0,10 \cdot \text{Pex} + 0,026 \cdot \text{fyf}$	0,80	<0,0001
$\text{NH}_4\text{Cl-P}$	= $-0,043 + 0,0043 \cdot \text{gt}$	0,23	<0,0001
$\text{NH}_4\text{Cl-P}$	= $-0,010 + 0,0064 \cdot \text{gt} + 0,0045 \cdot \text{Pex}$	0,35	<0,0001

6.5 Relationer mellem fosforindhold og andre variable

Total P i overfladen styret af især den eksterne belastning og jernindholdet

Hvad er så bestemmende for sedimentets indhold af fosfor? Her tyder regressionsanalyser på, at især to forhold er vigtige for overfladesedimentets indhold af Tot-P. Det ene er størrelsen af den eksterne fosfortilførsel, og det andet er sedimentets indhold af jern (som også afhænger af den eksterne jerntilførsel). Begge disse faktorer er positivt relateret til Tot-P, og tilsammen forklarer de 68% af den variation, som findes i indholdet af Tot-P (Tabel 4.1). Derudover er der ved en multiple regression også en statistisk signifikant positiv relation til glødetab og middeldybden, således at man ved at inddrage alle 4 variable kan forklare i alt 91% af variationen i overfladesedimentets (0-2 cm) indhold af tot-P.

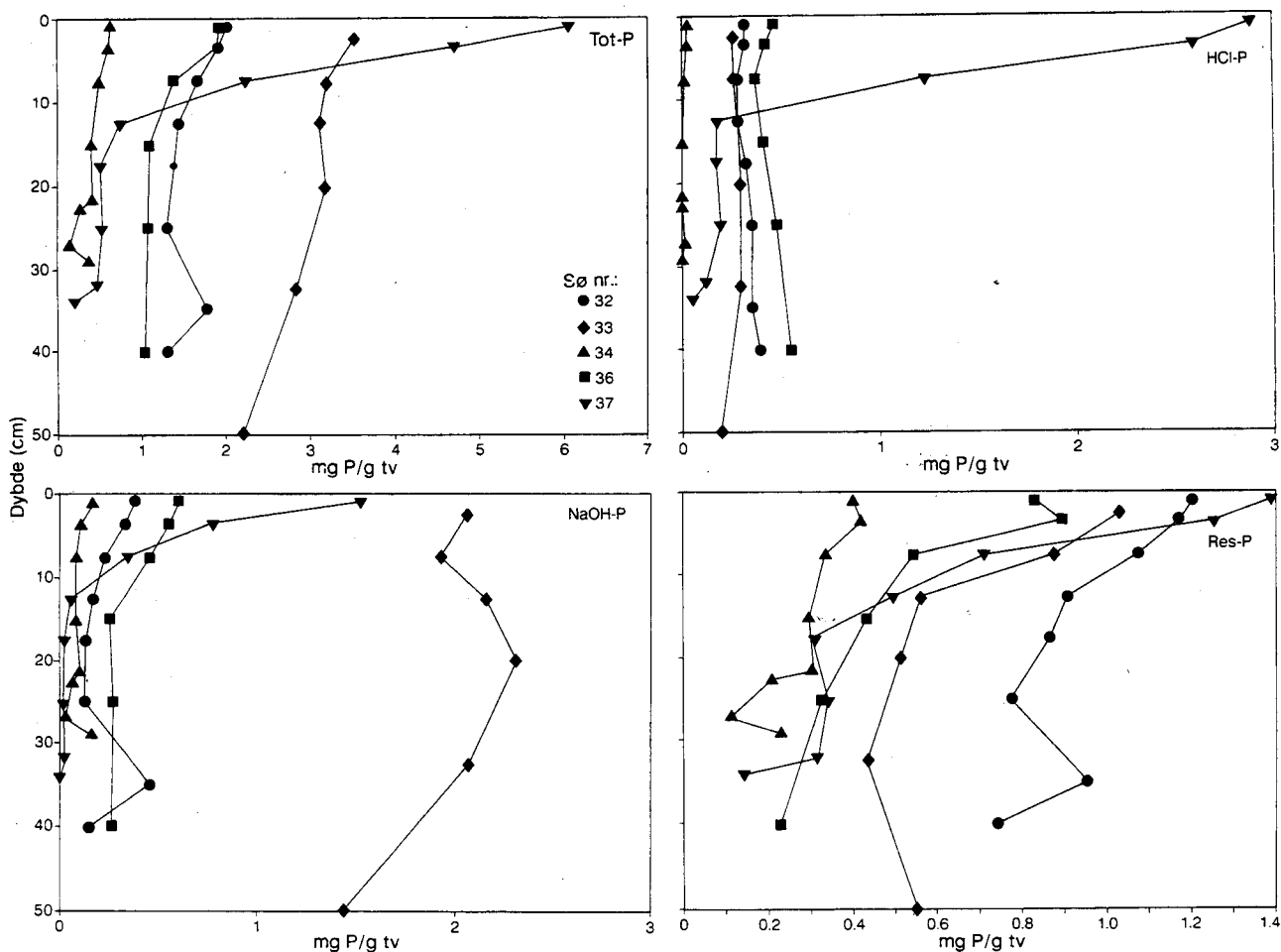


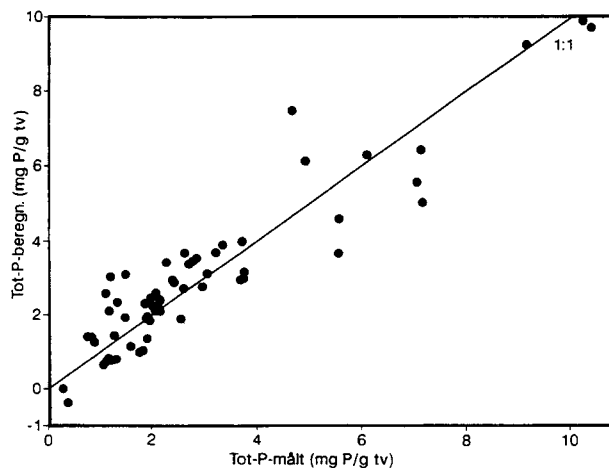
Fig. 6.4 Gennemsnitlig Tot-P, NaOH-P, HCl-P og Res-P profiler i 5 af de mest næringsrige søer (sø nr. 320=Langesø, sø nr. 330=St. Søgård Sø, sø nr. 340=Fuglesø, sø nr. 360=Søgård Sø, sø nr. 370=Gundsømagle Sø).

Denne ret gode sammenhæng, på trods af at mange søer er under aflastning, peger på, at overfladesedimenter hurtigt reagerer på ændret fosforbelastning og indstiller sig til en ny ligevægt. Endvidere har disse relationer det anvendelsesorienterede aspekt, at man principielt kan estimere den eksterne fosforbelastning på basis af søens middeldybde, overfladesedimentets indhold af fosfor og jern samt glødetabet. Estimering af den eksterne fosforbelastning tilbage i tiden er dog kun muligt, hvis man antager, at fosfor ikke er mobilt i sedimentet, og dette kan man som nævnt nok ikke altid regne med. Palaeolimnologiske studier, hvor man kigger på plante- og dyrerester i forskellige dybder af sedimenter, forventes fremover at bidrage til nærmere at belyse disse forhold. F.eks. giver kiselalgesammensætningen i forskellige dybder en mulighed for at estimere fosforkoncentrationen i søvandet tilbage i tiden (Anderson et al., 1994).

HCl-P ikke relateret til calcium

Også for de forskellige fosforfraktioner er det muligt at etablere en række sammenhænge. Ud over at være tæt relateret til Tot-P er NaOH-P, som man kunne forvente, også relateret til jern, hvis man medtager den eksterne fosfortilførsel. HCl-P er til gengæld ikke relateret til calcium ($p > 0,05$), som man måske kunne forvente. I stedet er der en ret god relation til den eksterne belastning. Årsagen til denne sammenhæng kan ikke afgøres, men skal måske søges i øget dannelse af HCl-P i forbindelse med øget kalkudfældning ved øget primærproduktion. Denne forklaring styrkes af, at også plantep planktonbiomassen i en multiple regression med Pex ligeledes er positivt relateret til HCl-P.

Figur 6.5 Målt (Tot-P-målt) versus model-beregnet (Tot-P-beregn.) Tot-P koncentration i overfladesedimentet i de 32 søer. De modelberegneede koncentrationer er foretaget på grundlag af Pex, Fe, gt og z, som angivet i Tabel 6.1.



Begrænsning for de empiriske modellers anvendelse

De opstillede relationer giver en relativ statistisk beskrivelse af fosforniveauet i sedimenter i relation til en række omgivende faktorer. De kan dermed ikke anvendes til en mere dynamisk beskrivelse af samspillet mellem sediment og vand. De gode relationer på trods af stor spændvidde i søtype giver dog forhåbninger om, at søsedimenter rummer informationer, der muliggør en generel beskrivelse af søbundens rolle for fosfordynamikken og dermed vandkvaliteten i søer. Modeller er udviklet for enkelte søer (Olsen *et al.*, 1994), og i øjeblikket arbejder vi på at udvikle mere generelle modeller (Jensen *et al.*, 1994).

7 Undervandsplanter

7.1 Indledning

Vegetationsundersøgelser i 17 søer

Vegetationsundersøgelser indgik fra og med 1993 i overvågningsprogrammet for søer. Det følgende afsnit omfatter dermed resultaterne fra de to første års undersøgelser af udbredelse og sammensætning af undervandsplanter i de 17 overvågnings søer, hvori der foretages en sådan undersøgelse.

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

I præsentationen er der i år lagt vægt på at vise, hvordan undervandsplanternes udbredelse er ændret fra 1993 til 1994. Herunder vurderes dels de generelle tendenser og dels mere søspecifikke år til år variationer.

7.2 Metode

Adskillige hundrede observationer pr. sø

I følge undersøgelsesprogrammet (*Moeslund et al., 1993*) skal der hvert år gennemføres en såkaldt "områdeundersøgelse" i hver af de 17 søer. Hver sø inddeles 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 langt de fleste søer foretages adskillige hundrede observationer.

Udover 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% (0,1-0,5%, 0,5-1%, 1-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75% og 75-100%). Fra og med 1994 har det været muligt at angive en dækningsgrad på 95-100%. 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.

Det relative plantedækkede areal

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

Det relative plantefyldte 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 RPV i de mere næringsfattige søer, hvor grundskudsplanter dominerer, ikke under selv optimale forhold for undervandsplanterne kan forventes at opnå særligt høje værdier.

Tabel 7.1. Oversigt over de 17 søers vegetationsudbredelse i 1993 og 1994 med angivelse af dybdegrænse (m) for alle planter (alle) og rodfæstede planter (rod.), det relative plantedækkede areal (RPA) og det relative plantefyldte volumen (RPV).

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

7.3 Artssammensætningen

42 arter af blomsterplanter registreret

Blandt de egentlige undervandsplanter eller flydebladsplanter er der i de undersøgte søer registreret i alt 42 arter af blomsterplanter i de to år samt de to danske arter af brasenføde (sporeplanter) (Tabel 7.2). Dertil kommer arter indenfor mosser, omfattende kildemos, seglmos og flere arter tørvemos, flere arter af både *Chara* og *Nitella* indenfor kransnålalgerne, samt diverse trådalger omfattende arter indenfor især slægterne *Cladophora*, *Spirogyra* og *Enteromorpha*.

Generelt er der kun sket mindre artsmæssige ændringer fra 1993 til 1994. Den største tilbagegang i artsantal er sket i Furesøen, hvor der blev registreret 4 arter færre i 1994. Det drejede sig om spinkel og butbladet vandaks samt krybende vandkrans og tornløs hornblad. Forarmningen i Furesøen skal formentlig ses i sammenhæng med

den generelt forringede vandkvalitet gennem de senere år. Den største fremgang i artsantal blev registreret i Magle Sø og Arreskov Sø, hvor artsantallet i 1994 var øget med 4 arter. I Arreskov Sø er årsagen formentlig den markant øgede sigtddybde gennem de senere år, som tillader kolonisering af langt større områder af søen.

Børstebladet vandaks er hyppigst registreret

Den hyppigst forekommende blomsterplante i 1994 var ligesom i 1993 børstebladet vandaks, der blev registreret i 12 af de 17 søer. Hyppigt registrerede er også trådalger (i 15 søer), kransnålalger (i 11 søer) og kruset vandaks (i 8 søer).

Der var også i 1994 store variationer i antallet af arter i de enkelte søer. Søby Sø topper med ikke færre end 19 arter af blomsterplanter eller sporeplanter, mens andre søer som Utterslev Mose vest og østbassin i den anden ende af skalaen i 1994 stadigvæk kun var repræsenteret ved flydebladsplanter og trådalger.

Tabel 7.2. Forekomst af plantearter/typer i de 17 overvågningssøer i henholdsvis 1993 (x) og 1994 (o) eller begge år (⊗). Sønavne fremgår af Tabel 7.1.

art/sø	1	3	4	5	6	7	8	10	12	14	15	16	19	20	24	35.ø	35.v
børstebladet vandaks	⊗	⊗		⊗	⊗	⊗			⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	o		⊗	
kruset vandaks	⊗	⊗		⊗	⊗	⊗			x	⊗	⊗					o	
hjertebladet vandaks	⊗			⊗	⊗					⊗	⊗		⊗	o			
glinsende vandaks		⊗								⊗	⊗						
liden vandaks	⊗	o		⊗		⊗										o	
svømmende vandaks	⊗										⊗						
græsbladet vandaks	⊗			⊗													
kortstillet vandaks	⊗			x													
spinkel vandaks				x					⊗	x							
butbladet vandaks	⊗									x							
tråd vandaks				⊗													
brodbladet vandaks				⊗													
langbladet vandaks	o	o															
rust-vandaks	o																
stillet vandkrans																⊗	
krybende vandkrans				⊗		⊗				x				o	o		
vandranunkel sp.			x					⊗									
kredsbladet vandranunkel		⊗		x	⊗	⊗				⊗		⊗	⊗				
strand vandranunkel				⊗													
storblomstret vandranunkel	⊗																
høst vandstjerne					⊗												
fladfrugtet vandstjerne							x										
smalbladet vandstjerne	o																
vandpest	⊗	o		⊗	⊗	⊗				⊗		⊗					
tomfrøet hornblad	⊗	⊗		⊗					⊗			⊗				o	
tomløs hornblad									⊗	x							
gul åkande		⊗				⊗					⊗		⊗				
hvid åkande		⊗										o	o			⊗	⊗
dværg åkande																⊗	x
aks-tusindblad				⊗	⊗					⊗			⊗	o			
hår-tusindblad	⊗			⊗													
krans-tusindblad		⊗															
liden siv	⊗		⊗				⊗	⊗									
strandbo	⊗		⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗									
lobelie	⊗		⊗				⊗	⊗									
alm. blærerod	x																
slank blærerod	⊗																
liden blærerod							x										
liden najade				⊗													
kors andemad									⊗							o	
stor andemad									x					o	o		
liden andemad	x							x	o					o	o		
sortgrøn brasenføde	⊗		⊗					⊗									
gulgrøn brasenføde							⊗										
mosser	x	⊗	⊗	x			⊗	⊗				o					
kransnålalger	⊗	⊗	x	⊗	⊗			⊗	⊗	⊗		⊗	⊗	o	⊗		
trådalger		o	o	o	⊗	⊗	x	o	⊗	⊗		⊗	⊗	o	⊗	⊗	o
Ændringer 1993-1994	-1	+4	-1	-3	0	0	-3	0	-1	-4	+2	0	+1	-	+4	0	0

7.4 Udbredelse og mængde

Tæt kobling mellem dybdegrænse og sigtddybde

Dybdeudbredelse

Undervandsplanternes dybdeudbredelse følger i store træk det mønster, der blev set ved undersøgelsen i 1993. Der er således stadigvæk en tæt kobling mellem dybdegrænsen og sigtddybden, og de forskydninger, der har været i dybdegrænse-sigtddybde relationen fra 1993 til 1994 for de enkelte søer, ser ud til at holde sig inden for den generelle sammenhæng (Fig. 7.1).

De statistiske relationer viser da også kun ringe forskel mellem de to års undersøgelser (Tabel 7.3). Hældningskoefficienten for dybdegrænse-sigtddybde relationen er således stort set uændret og ændres for de rodfæstede planter kun fra 1,95 til 2,11 fra 1993 til 1994. Skæringspunktet med y-aksen er ændret fra -0,65 m til -0,87 m fra 1993 til 1994. På det samlede materiale (1993+1994) ser de rodfæstede planter ud til at vokse ud til en dybde, der svarer til 2 gange sigtddybden minus 0,7 m. Ved eksempelvis en middelsommersigtddybde på 2 m kan man altså forvente at finde undervandsplanter ud til ca. 3,3 m.

$$\text{Dybdegrænse} = 2,0 * \text{sigtddybde} - 0,7 \text{ m}$$

Tabel 7.3 Regressionsanalyser mellem undervandsvegetations dybdegrænse (dybdegr.-alle: alle planter og dybdegr.-rod: rodfæstede planter) i forhold til sommerens middelsigtddybde (sigt) og middelvanddybde (z) for henholdsvis 1993, 1994 og 1993+1994. Alle enheder er i m. Kun statistiske signifikante relationer ($p < 0,05$) er medtaget. Hornum Sø er udeladt fra data-sættet, idet søens maksimumdybde = undervandsplanternes maksimumdybde. Tilsvarende er Madum Sø udeladt, for de rodfæstede planters vedkommende dog fordi Madum Sø her falder langt udenfor den generelle tendens (Fig. 7.1).

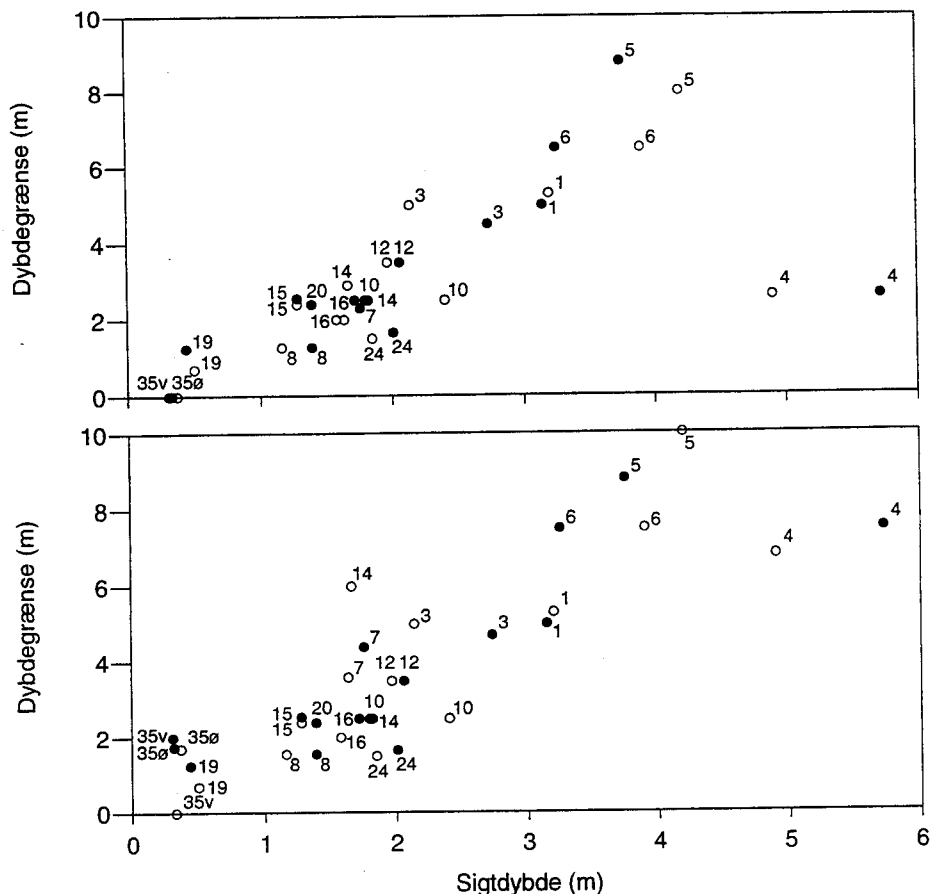
1993		
Dybdegr.-alle = $-0,27 + 2,12 * \text{sigt}$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,81$
Dybdegr.-rod = $-0,65 + 1,95 * \text{sigt}$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,92$
Dybdegr.-alle = $2,06 + 0,37 * z$,	$p = 0,0254$	$r^2 = 0,35$
Dybdegr.-alle = $-0,43 + 1,87 * \text{sigt} + 0,14 * z$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,85$
1994		
Dybdegr.-alle = $0,12 + 1,83 * \text{sigt}$	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,75$
Dybdegr.-rod = $-0,87 + 2,11 * \text{sigt}$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,87$
1993+1994		
Dybdegr.-alle = $-0,10 + 1,99 * \text{sigt}$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,78$
Dybdegr.-rod = $-0,74 + 2,02 * \text{sigt}$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,89$
Dybdegr.-alle = $2,33 + 0,29 * z$,	$p = 0,0044$	$r^2 = 0,27$
Dybdegr.-rod = $2,02 + 0,22 * z$,	$p = 0,0268$	$r^2 = 0,17$
Dybdegr.-alle = $-0,20 + 1,82 * \text{sigt} + 0,10 * z$,	$p < 0,0001$	$r^2 = 0,81$

Den tætte sammenhæng mellem dybdegrænse og sigtddybde gælder for såvel de rodfæstede planter her defineret som (alle undervandsplanter på nær trådalger og mosser) som for undervandsplanterne som helhed. Generelt er der dog lidt større spredning på sigtddybde-dybdegrænse relationerne, hvis også de ikke-rodfæstede planter inddrages.

Dybdegrænsen også koblet til middeldybden

Dybdegrænsen for undervandsplanterne er, hvis man ser på alle data (1993+1994), også positivt relateret til søernes middeldybde, omend korrelationen ikke er særlig stærk (Tabel 7.3). I en multiple regression, der medtager både sigtddybde og middeldybden til beskrivelsen af dybdeudbredelsen, øges forklaringsprocenten ligeledes lidt i forhold til, hvis kun sigtddybden bruges som forklarende variabel (Tabel 7.3). Ved ens sigtddybder når undervandsplanterne altså generelt lidt længere ud i de dybe søer end i de lavvandede søer.

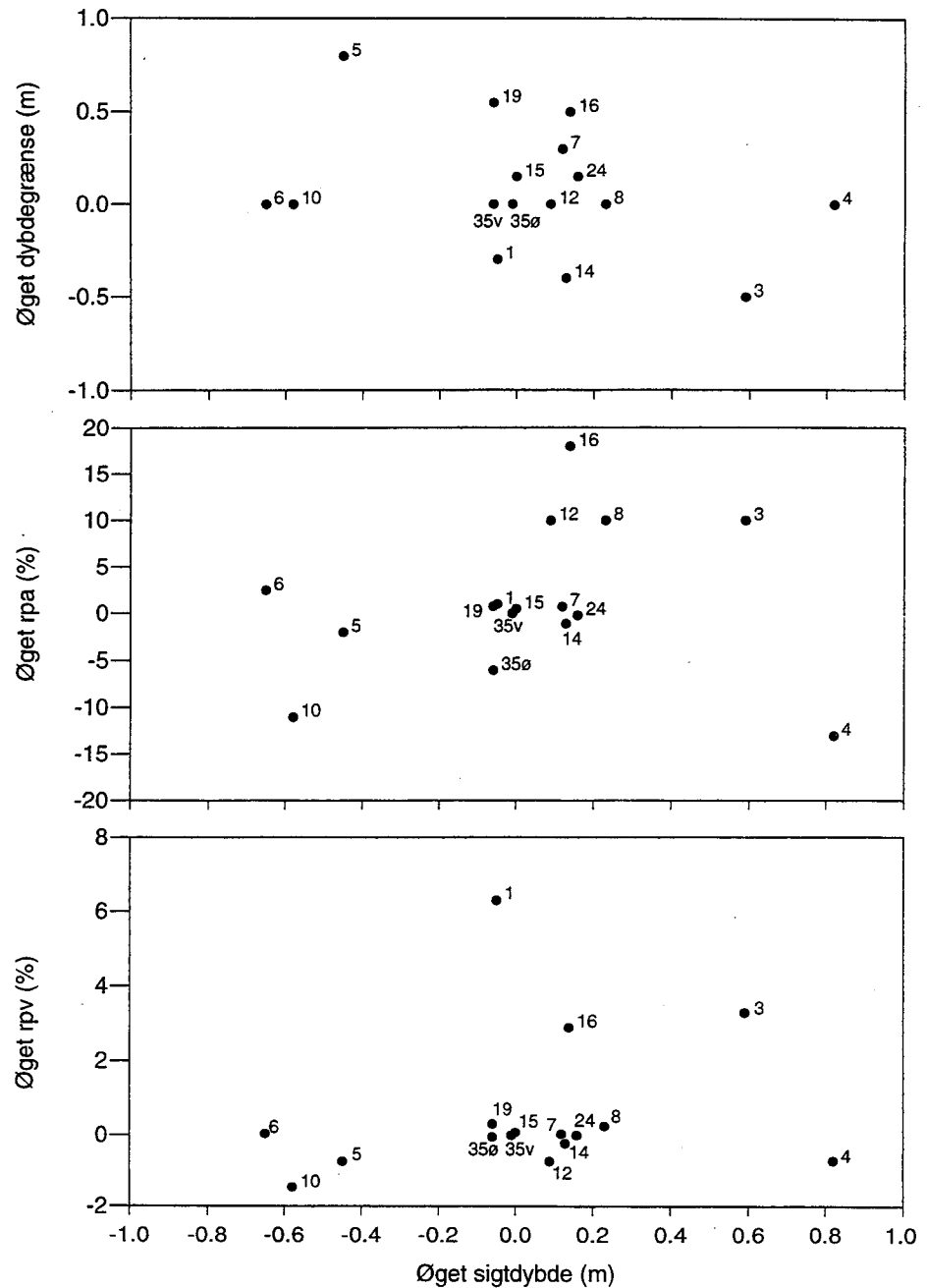
Figur 7.1 Undervandsplanternes dybdegrænse i forhold til sommerens middelsigtddybde for henholdsvis rodfæstede planter (øverst) og alle planter (nederst). Data fra 1994 er markeret med o og data fra 1993 med •. Det efterfølgende tal refererer til de forskellige sønumre, som angivet i Tabel 7.1.



Som det fremgår af Figur 7.1 er der for de fleste søers vedkommende kun sket mindre ændringer i dybdeudbredelsen fra 1993 til 1994. De største positive ændringer er sket i Nors Sø, hvor dybdegrænsen for de rodfæstede planter er øget med 0,8 m og i Madum Sø, hvor dybdegrænsen er øget med 0,7 m. I Nors sø er der dog kun tale om en ændring for de rodfæstede planters vedkommende, og de observerede ændringer kan eventuelt være betinget af, i hvor høj grad man har været opmærksom på løsrevne planteskud. I Madum sø når planterne (mosser) begge år ud til største vanddybde og årsagen til den øgede dybdeudbredelse i 1994 skyldes en øget vandstand (Nordjyllands amt, upub.). Madum Sø adskiller sig fra de øvrige søer ved at have en meget lav dybdegrænse for de rodfæstede planter i forhold til sigtddybden. En af forklaringerne kan være den varierende sigtddybde i søen (5,0 m i 1991; 2,7 m i 1992 og 4,8 m i 1994), som grundskudsplanterne (dominerende) ikke når at indstille sig på. En anden forklaring kan være, at de rodfæstede planter efterhånden udkonkurreres af mosserne (Nordjyllands amt, upub.). De største negative ændringer er observeret i Maglesø og Furesøen, hvor dybdeudbredelsen af de rodfæstede planter er reduceret med henholdsvis 0,5 og 0,4 m fra 1993 til 1994. I Maglesø

er denne ændring sket på trods af en øget sommersigt dybde. I Furesøen er sigt dybden stort set uændret fra 1993 til 1994, mens der har været en tendens til reduceret sigt dybde de senere år.

Figur 7.2 Ændringer (fra 1993 til 1994) i de rodfæstede planters dybdegrænse (øverst), det plantedækkede areal (rpa, midten) og det plantefyldte volumen (rpv, nederst) i forhold til ændringer i sommerens middelsigt dybde (fra 1993 til 1994). De forskellige tal refererer til de forskellige sønumre, som angivet i Tabel 7.1.



Ingen sammenhæng mellem øget dybdeudbredelse og øget sigt dybde

Ser man mere detaljeret på de observerede ændringer i planternes dybdegrænse i forhold til ændringer i sommersigt dybden (Fig. 7.2), tegner der sig ikke noget klart billede. Dette er i modsætning til, hvad man kunne forvente ud fra den ret stærke positive sammenhæng mellem sigt dybde og dybdegrænse omtalt ovenfor. Årsagen til de tilsyneladende tilfældige ændringer i dybdegrænsen skyldes eventuelt, at der for de fleste søers vedkommende er tale om ret små ændringer (kun 5 søer har en ændring i sigt dybden, der er større end 0,2 m), således at sammenhængen drukner i støj og metodeusikkerhed. En anden forklaring kunne være, at dybdegrænsen ikke er så følsom over for år til år ændringer, men måske i højere grad afspejler udviklingen over nogle år svarende til, at undervandsplanterne har en lidt forsinket respons både på øget og reduceret sigt dybde.

Plantedækket areal

Plantedækket areal

I lighed med 1993 var der store variationer i de enkelte søers plantedækkede areal (RPA) i 1994. I flertallet af de undersøgte søer var RPA dog beskedent, og kun 8 ud af de 17 søer havde et RPA over 10%. Største dækningsgrad havde ligesom i 1993 Søby Sø med 80% tæt fulgt af Damhussøen med 73% (Tabel 7.1). Ligesom i 1993 opnås de største dækningsgrader i de mindst næringsrige søer og i de forholdsvist lavvandede søer.

Der er sket forholdsvis markante ændringer i RPA fra 1993 til 1994 i flere af de undersøgte søer. Således er det plantedækkede areal reduceret med 13% i Madum Sø og med 11% i Hornum Sø (Figur 7.2). Til gengæld er RPA øget med 18% i Damhussøen og med 10% i Magle Sø, Kvie Sø og Røgbølle Sø. Umiddelbart ser ændringerne i RPA ligesom dybdegrænserne ikke ud til at være særlig klart relateret til ændringer i sigtddybde fra 1993 til 1994 (Fig. 7.2). Ser man bort fra den markante tilbagegang i RPA i Madum Sø på trods af øget sigtddybde, er der dog, som man ville forvente, et statistisk signifikant positivt øget plantedække ved øget sigtddybde ($p=0,027$, $r^2=0,32$). Årsagen til at Madum Sø falder udenfor, skyldes evt. at planterne på dybt vand i 1993 blev vurderet med dykker men ved hjælp af en Olsen-rive i 1994 (Nordjyllands amt, 1995).

For flere af søerne med lavt plantedække er der sket væsentlige relative ændringer. Dette gælder f.eks. Søholm Sø (øget med en faktor 16) og Hinge Sø (øget med en faktor 27).

Plantedækket areal positivt relateret til sigtddybde og negativt til middeldybde

RPA er positivt korreleret til sigtddybden, men negativt til middeldybden, hvis denne medtages i en multiple regression (Tabel 7.4). Som forventet øges det plantedækkede areal således ved øget sigtddybde, men mindskes jo større middeldybden er. Der er forholdsvis store forskelle i de estimerede parametre på basis af data fra 1993 og 1994, men dette skyldes formentlig, at der ikke opnås en særlig høj korrelationskoefficient nogen af årene.

Tabel 7.4 Lineær regression mellem det plantedækkede areal (RPA) og middelsommersigtddybde (sigt) og middelvanddybde (z) for henholdsvis 1993, 1994 og 1993+1994. Kun statistiske signifikante relationer ($p<0,05$) er medtaget.

1993		
RPA = -1,69 + 12,4*sigt,	p=0,016	r ² =0,35
RPA = 5,4 + 16,1*sigt - 3,6*z,	p=0,009	r ² =0,62
1994		
RPA = 3,43 + 10,2*sigt,	p=0,045	r ² =0,24
RPA = 12,1 + 12,2*sigt - 3,1*z,	p=0,025	r ² =0,43
1993 + 1994		
RPA = 0,97 + 11,3*sigt,	p=0,001	r ² =0,29
RPA = 8,8 + 14,0*sigt - 3,3*z,	p=0,002	r ² =0,52

Plantefyldt volumen

Plantefyldt volumen

I de fleste af de undersøgte søer var det plantefyldte volumen (RPV) i 1994 lavt ligesom i 1993, og kun i tre søer var RPV større end 10%,

mens 11 søer havde et RPV mindre end 1% (Tabel 7.1). Søby Sø toppede med 37% RPV.

I forhold til 1993 er der kun sket mindre ændringer i det absolutte plantefyldte volumen (Figur 7.2). Største absolutte ændring er sket i Søby Sø (øget med 7%), mens Magle Sø og Damhussøen er øget med 3-4%. Største tilbagegang er sket i Hornum Sø med 1,4%. Der er tilsyneladende ikke nogen sammenhæng mellem de registrerede ændringer i RPV og sigtddybden (Figur 7.2).

Ligesom RPA er der i flere af søerne med lavt RPV dog tale om store relative ændringer. RPV er således øget med en faktor 50 i Hinge Sø, faktor 40 i Søholm Sø, faktor 5 i Magle sø og faktor 3 i Fårup Sø. De største relative ændringer i RPV (Hinge Sø og Søholm Sø) er sammenfaldende med de største relative ændringer i RPA. I ingen af disse søer er der sket væsentlige ændringer i sigtddybden fra 1993 til 1994, men i Søholm Sø har der dog været en tendens til øget sigtddybde siden 1989.

7.5 Vegetationens år til år variationer i udvalgte søer

Vegetationsundersøgelserne foretages foreløbigt hvert år. Et af formålene hermed er at dokumentere i hvor høj grad vegetationen er stabil, både hvad angår dækningsgrad og artssammensætning. Efter de to første års undersøgelser har vi mulighed for at danne os et lille indtryk af dette. I det følgende er derfor udvalgt en række forskellige søtyper, hvori undervandsvegetationens år-til-år variationer er forsøgt beskrevet. Der er primært fokuseret på udviklingen i vegetationens dækningsgrad.

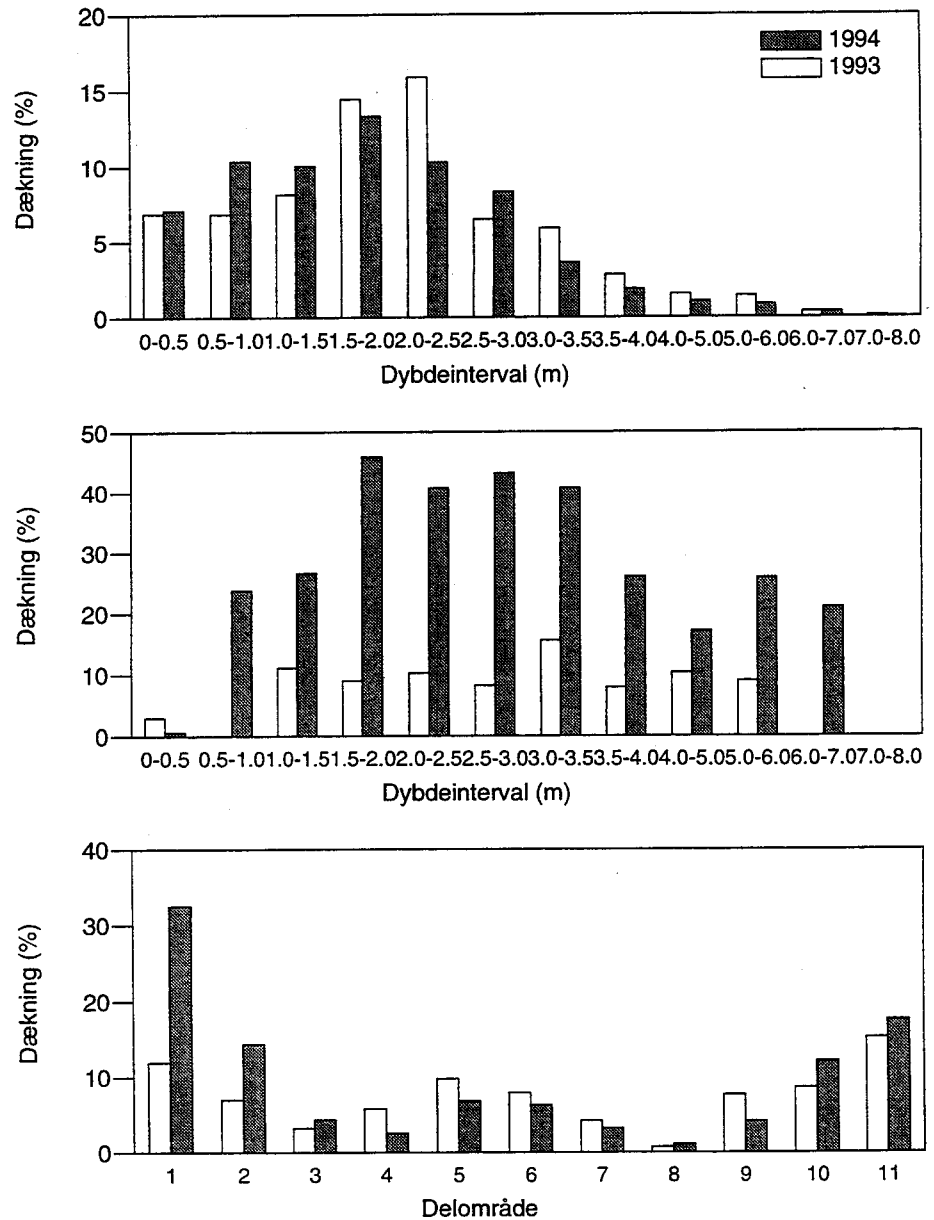
En fordobling af det vegetationsdækkede areal i Ravn Sø

Ravn Sø er et eksempel på en dyb sø med udbredt undervandsvegetation i littoralzonen. Det har hidtil været antaget, at der kun ville være minimale år-til-år ændringer i vegetationssammensætningen og udbredelsen. Ser vi på søen som en helhed er dette til dels rigtigt, således synes der ikke sket nogen væsentlige ændringer i dækningsgrad i de enkelte dybdeintervaller (Fig. 7.3a), alligevel er den totale dækning i søen fordoblet i forhold til i 1993. Betragtes de enkelte delområder kan der ske meget store ændringer fra år til år. Således er der f.eks. i delområde 2 sket en generel tilvækst i alle dybdeintervaller (Fig. 7.3b). Betragtes alle delområder fremgår det, at kun i delområderne 1 og 2 er der sket en så kraftig tilvækst (figur 7.3c). Ravn Sø er ikke blot et eksempel på den variation der kan foregå fra år til år, det er også et eksempel på, at man ikke blot kan udtage et enkelt eller nogle få delområde og lade disse repræsentere vegetationens udvikling eller sammensætning i hele søen.

I 1993 og 1994 blev Kredsbladet vandranunkel, Akstusindblad og Hjertebladet vandaks fundet næsten overalt i søen. I 1993 blev der desuden på dybder typisk større end 1,5 m fundet Høstvandstjerne og Vandpest. I 1994 synes Høstvandstjernes plads imidlertid overtaget af Kruset vandaks. Denne udvikling kan tilskrives en

dårligere sigtdybde i 1994 end i 1993, hvilket har favoriseret langskudsplanten fremfor Høstvandstjernen (*Århus Amt, 1995*).

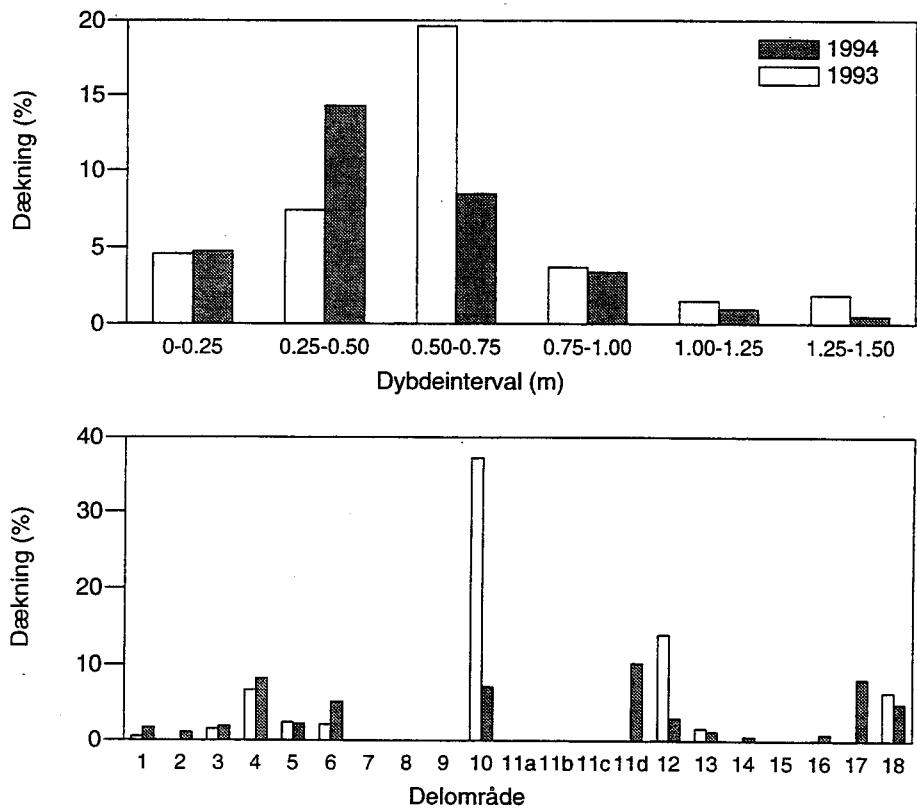
Figur 7.3 Undervandsplantens dækningsgrad i Ravn Sø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I dybdeintervaller i delområde 2, c: I delområderne.



Lille fremgang i Arreskov Sø

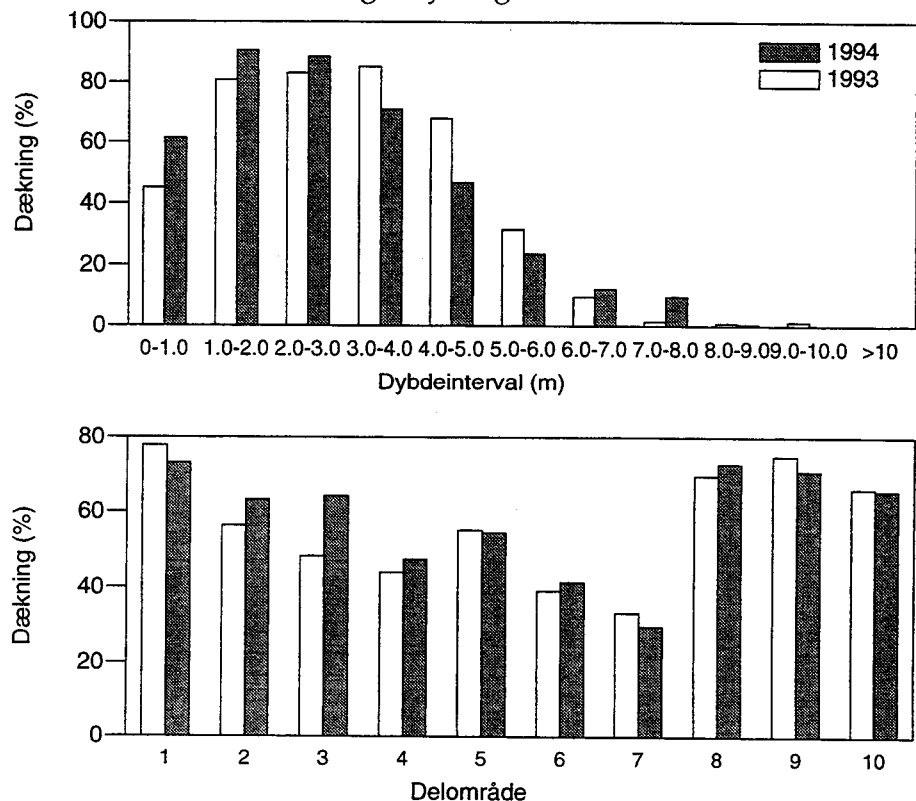
Arreskov Sø er en stor lavvandet sø, hvor sigtdybden er forbedret kraftigt siden 1992, hvilket har skabt grundlag for en betydelig fremgang for undervandsvegetationen. I 1994 blev der i den sydlige del af søen fundet vegetation i 4 delområder, hvor der ikke var registreret vegetation året forinden, hvilket demonstrerer at en kolonisering foregår, omend den foregår langsom. Vegetationsundersøgelserne i 1994 giver ikke indtryk af en stor fremgang i de delområder som allerede i 1993 var koloniseret. Der er således ikke nogen generel tilvækst i de enkelte dybdeintervaller (Fig. 7.4a), ligesom det er vanskeligt at finde en generel tendens når de enkelte delområder betragtes (Fig. 7.4b). At der ikke registreres en fremgang skyldes, at der før undersøgelserne blev foretaget, var en periode med kraftig blæst, som tilsyneladende bevirkede at meget vegetation blev revet op (*Fyns Amt, 1995*). Af Fig. 7.4b fremgår det også, at hvor der blev registreret en tilbagegang i forhold til i 1993 er i den sydlige ende (delområderne 10-14), som var eksponeret i forbindelse med blæsevejret.

Figur 7.4 Undervandsplanternes dækningsgrad i Arreskov Sø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I delområderne.



Samlet synes undervandsvegetationen at have bredt sig og etableret sig med flere arter i den nordlige del af søen, men stadig med Stilket vandkrans som den mest udbredte art ligesom i 1993. Liden vandaks, Børsteblandet vandaks og formentlig Skør kransnål er andre arter, som har udviklet sig betydeligt i forhold til i 1993.

Figur 7.5 Undervandsplanternes dækningsgrad i Nors Sø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I delområderne.



Nors Sø, en stor upåvirket sø

Nors Sø har store lavvandede arealer som gør den har en forholdsvis ringe middeldybde. På trods af en største dybde på 19,5 m kan søen således ikke betegnes som en dyb sø. Den hører til blandt de mest næringsfattige søer i overvågningsprogrammet og søen kan

betegnes som en ren uforstyrret sø, som næsten er upåvirket af menneskelige aktiviteter. På grund af disse ideelle forhold findes der i søen en meget artsrig undervandsvegetation.

Betydning af ændret dækningsgradsskala

Af Fig. 7.5a fremgår det at der i dybdeintervallerne 1-2 m og 2-3 m har været større dækning i 1994 end i 1993, denne forskel er ikke reel idet den skyldes at den anvendte dækningsgradsskala blev ændret fra 1993 til 1994. Af samme årsag er forskellen mellem 1993 og 1994 data i intervallet 3-4 m også større end det fremgår af Fig. 7.5a.

Mindre nedgang p.g.a. reduceret dybdegrænse

I 1994 var mere end 50% af søbunden dækket af undervandsvegetation. I forhold til 1993 er der sket en mindre nedgang i mængden af vegetation, hvilket ikke fremgår tydeligt af Fig. 7.5b (p.g.a. den foromtalte dækningsgradsskala). Nedgangen skyldes primært en reduceret dybdegrænse for den fastsiddende vegetation. Årsagerne hertil er, at sommervandstanden i 1994 har været 0,4 m højere, at sommervanddybden har været 0,4 m lavere, og at der midt på sommeren, i forbindelse med kraftig blæst, skete løsrivning af store mængder vegetation i den ydre del af vegetationsbæltet (*Viborg Amt, 1995*), altså samme fænomen som blev observeret i Arreskov Sø.

Den kraftige blæst har bevirket en iøjnefaldende sammenskylning af vegetation, fortrinsvis Vandpest og Tornfrøet hornblad. Sammenskylningerne har ligget som store massive grødeøer fra bunden til overfladen, typisk på vanddybder under 4 m. Hvor sammenskylningerne var størst har de trukket brede spor efter sig, hvor al lavvandsvegetation var forsvundet.

Naturligt betinget variation

Lokalt er der sket ændringer fra 1993 til 1994, men generelt er der ikke sket betydelige ændringer i søens niveauer for dækningsgrad og plantefyldt volumen. Resultaterne viser dog at selv i en ren og forholdsvis upåvirket sø som Nors Sø sker der nogen naturlig variation. Søen kan derfor med rette betegnes som en referencesø, hvor ændringer i vegetationens sammensætning og dækning er naturligt betinget.

Stabil artssammensætning

Der blev i 1994 fundet 26 arter af undervandsplanter, heraf 8 vandaksarter. De dominerende arter var ligesom i 1993 Tornfrøet hornblad og Vandpest. Af mere sjældne arter skal nævnes Liden najade og Kortstilket vandaks. Sidstnævnte blev observeret i 1993 men ikke i 1994, formentlig fordi den er blevet overset.

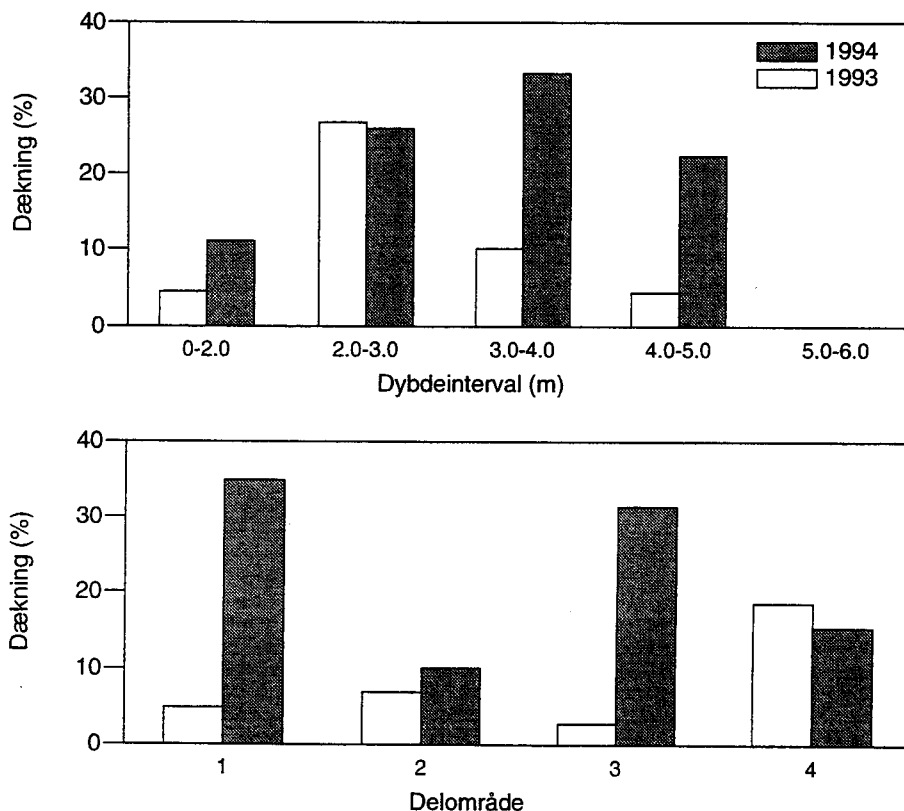
Dækningsgraden øget fra 10% til 20% i Maglesø

Som eksempel på en lille forholdsvis lavvandet sø med veludviklet undervandsvegetation er valgt Maglesø i Vestsjællands Amt. Den relative dækningsgrad blev i 1994 vurderet til ca. 20%, hvor den i 1993 kun var ca. 10%. Der er altså sket en fordobling af dækningsgraden på kun et år, hvilket må siges at være en stor år til år variation i en sø, som man umiddelbart ville forvente var rimelig stabil.

Delvis betinget af undersøgelsestidspunktet

Den store variation kan til dels skyldes at undersøgelsen i 1994 blev udført næsten en måned tidligere end i 1993. Erfaringerne fra de øvrige søer viser at undersøgelsestidspunktet i sensommeren kan være meget afgørende for hvor stor dækningsgraden og det plantefyldte volumen bliver. Undersøgelsestidspunktet kan dog ikke være hele årsagen til forskellen.

Figur 7.6 Undervandsplanternes dækningsgrad i Maglesø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I delområderne.



Af Fig. 7.6a fremgår det at specielt på dybderne større end 3 m er dækningsgraden større i 1994 end i 1993, hvorimod der på lavere vand ikke registreres en tilsvarende forskel. Skyldes forskellen alene henfald burde vi finde et tilsvarende henfald blandt planter voksende på vanddybder under 3 m. Dvs. der skal findes en medvirkende årsag til den store forskel, som specielt er udtalt i delområderne 1 og 3 (Fig. 7.6b). Det kan være forskelle i sigtddyben, som var bedre i forårsmånederne 1994 sammenlignet med i 1993 (Vestsjællands Amt, 1995).

Der er i Maglesø registreret 17 arter/slægter af vandplanter med Tornfrøet hornblad som den dominerende art i både 1993 og 1994. Den hyppigst fundne vandaksart er Børsteblandet vandaks. Af mere sjældent forekommende arter er fundet Krans-tusindblad og Nålesumpstrå, mens arterne Glinsende vandaks og Almindelig kildemos har vist betydelig fremgang fra 1993 til 1994.

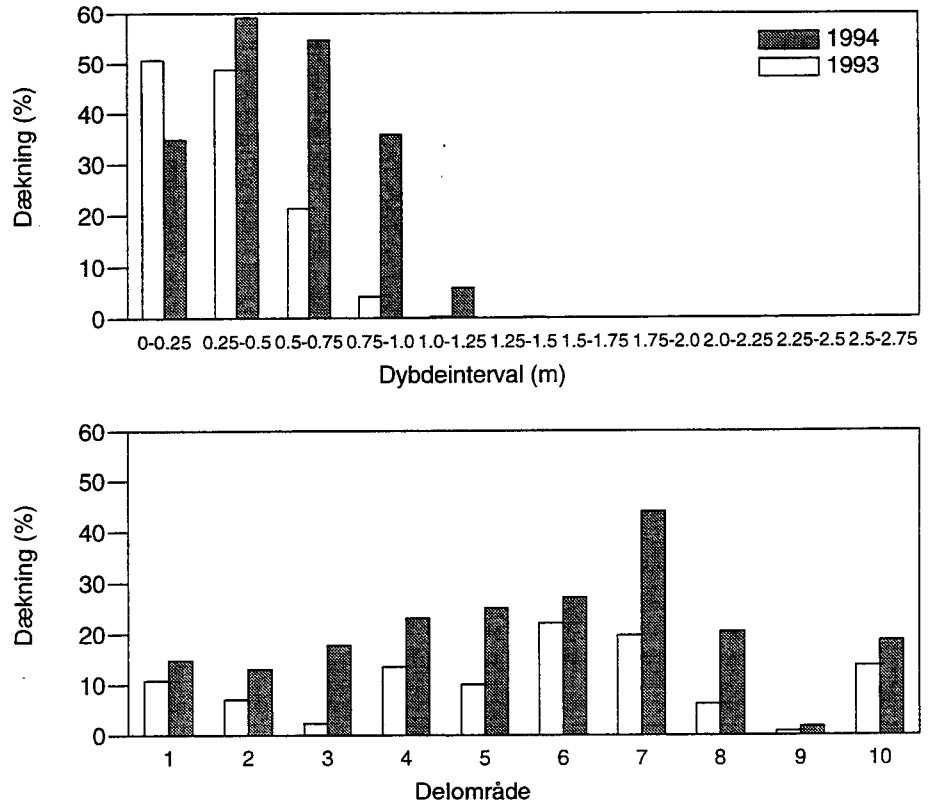
Lobeliesøer, Kvie Sø

Den sidste søtype der skal omtales her er lobeliesøerne. Som eksempler er valgt Kvie Sø og Hornum Sø. Kvie Sø er en lille lavvandet næringsfattig sø, hvor undervandsvegetationen totalt er domineret af grundskudsplanter og mosser. I 1993 udgjorde det plantedækkede areal 10% af det totale areal. Dette areal blev i 1994 øget til ca. 20%, dvs. der skete en fordobling af det plantedækkede areal på bare et år.

Gulgrøn brasenføde har stort spredningspotential

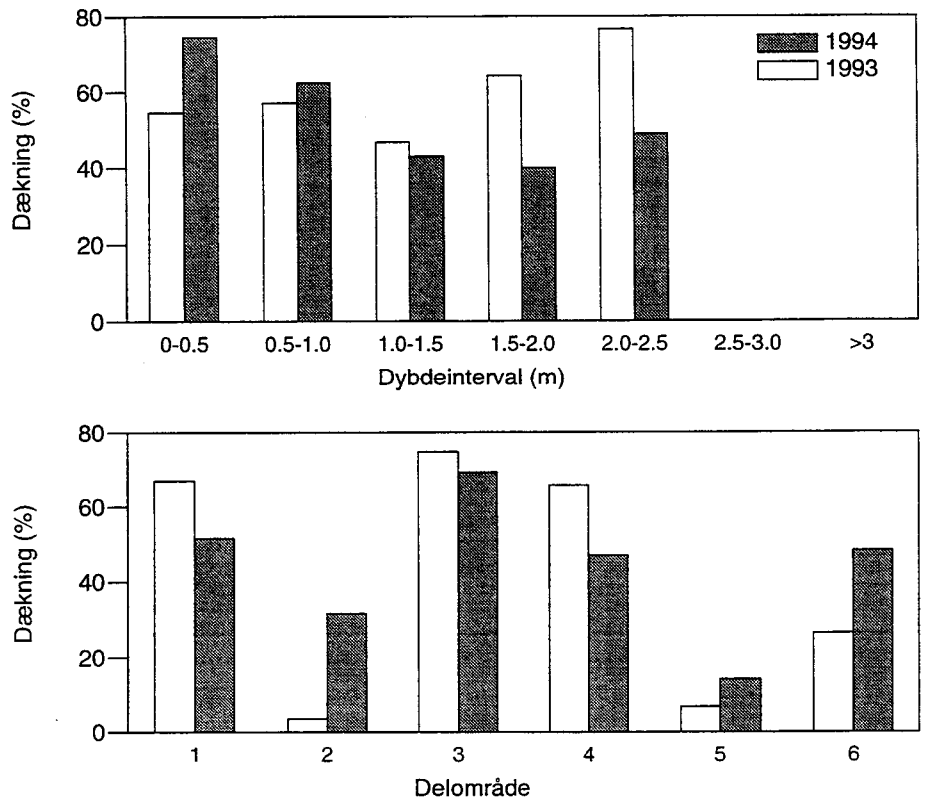
Tilvæksten er sket specielt i den dybere del af det plantedækkede område (Fig. 7.7a), og det er stort set i alle delområder der er sket en tilvækst (Fig. 7.7b). Den øgede dækningsgrad skyldes først og fremmest øget individtæthed af Gulgrøn brasenføde, som tilsyneladende har et så betydeligt spredningspotential, at det er af stor vigtighed for den totale dækningsgrad i søen. I modsætning hertil udviser Lobelie kun små ændringer fra 1993 til 1994.

Figur 7.7 Undervandsplanternes dækningsgrad i Kvie Sø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I delområderne.



Hvad der er årsagen til den øgede udbredelse vides ikke med sikkerhed, men det er sandsynligt at både mossernes forsvinden i søens centrale del og en forbedret sigtddybe har været en medvirkende årsag (Ribe Amt, 1995). Hvad angår artssammensætningen, så er Kvie Sø meget stabil, idet den er uændret i forhold til i 1993.

Figur 7.8 Undervandsplanternes dækningsgrad i Hornum Sø fra 1993 til 1994. a: I dybdeintervaller (hele søen), b: I delområderne.



Hornum Sø

I Hornum Sø er der ikke sket så store ændringer som det er tilfældet i Kvie Sø. Dog er der sket en forholdsvis stor tilbagegang på dybder over 1,5 m (Fig. 7.8a). Betragtes de enkelte delområder finder man således også det billede, at i de små delområder, som primært ligger

på mindre vanddybder, registreres en tilvækst (delområderne 2, 5 og 6), mens i de større delområder (1, 3 og 4), hvor en stor del af arealet ligger på dybere vand, registreres en tilbagegang fra 1993 til 1994 (Fig. 7.8b). Det betyder at der totalt set er sket en tilbagegang i dækningsgraden fra ca. 60% til 50%. Denne tilbagegang kan formentlig tilskrives en ringere sigtddybde i 1994 end i 1993.

Stabil artssammensætning

Ligesom for Kvie Sø's vedkommende er artssammensætningen meget stabil i Hornum Sø. Den er således uændret i forhold til både 1993 og 1983, med Lobelie, Strandbo og Sortgrøn brasenføde som de dominerende arter (*Nordjyllands Amt, 1995*).

Stor variation i lobeliesøer

Inden vegetationsundersøgelserne blev iværksat i 1993 var det almindeligt at lobeliesøer blev anset for at være meget stabile, hvad angår variationer i vegetationen, idet denne består af langsomtvoksende, flerårige arter. Ovenstående to eksempler viser at denne antagelse er forkert, og der registreres mindst lige så store år-til-år variationer i lobeliesøerne som i søer domineret af langskudsplanter.

7.6 Konklusion

Generelt er der kun sket små ændringer i artssammensætningen fra 1993 til 1994 i de 17 overvågningssøer, hvor vegetationsundersøgelsen gennemføres.

Den tætte sammenhæng mellem undervandsplanternes dybdegrænse og sommersigtddybden, der blev registreret ved undersøgelsen i 1993, er ligeledes stort set uændret i 1994. De rodfæstede planter vokser således generelt ud til 1,2 gange sigtddybden minus 0,7 m.

I absolutte tal er der hverken sket markante ændringer i det plantedækkede areal eller det plantefyldte volumen. I flere af søerne er der dog sket betydelige ændringer i de relative værdier fra 1993 til 1994.

Undervandsvegetationen kan tilsyneladende vandre fra et delområde til et andet, og på den måde kolonisere forholdsvis store områder indenfor kun et år.

Meget tyder på, at variationerne dels er klimatisk betingede og dels betinget af ændrede fysiske forhold som f.eks. vandstandvariationer og ændrede lysforhold.

Der er forholdsvis store år-til-år variationer i både Ravn Sø og Maglesø, begge søer hvor der burde være forudsætninger for et rimeligt stabilt vegetationsdække. Der er en noget mindre variation i Nors Sø, der må betegnes som upåvirket, men alligevel er variationen større end først antaget. Endelig er der også en overraskende stor variation i lobeliesøerne. Inden undersøgelserne blev iværksat i 1993, var det således foreslået kun at undersøge lobeliesøerne én gang hvert 5. år, da der her var tale om meget langsomt voksende plantearter, der ikke kunne brede sig meget i løbet af et enkelt år.

Der er tilsyneladende tale om et meget dynamisk system, når vi taler om undervandsvegetation. Der er på ingen måde tale om at vegetationens dækning inden for et givet område er stabilt. Derimod synes artssammensætningen at være mere stabil.

8 Miljøtilstand og biologiske samspil - dybe versus lavvandede søer

8.1 Indledning

Lavvandede kontra dybe søer

I flere af de tidligere overvågningsrapporter er det vist, at fisk spiller en overordentlig stor rolle for miljøtilstanden i især de næringsrige søer. I overvågningsprogrammet indgår både data fra dybe og lavvandede søer, omend sidstnævnte er i overtal. Ved at sammenholde overvågningsdata og enkelte andre data fra især dybe søer med en række resultater fra udlandet vises i dette kapitel, at fiskenes rolle er størst i lavvandede søer. Endvidere viser vi, at der i søer med ens årsmiddelkoncentration af totalfosfor er stor forskel på næringstofniveauet, klorofyl *a* og sigtddybden om sommeren i dybe og lavvandede søer, og at denne forskel øges med øget eutrofieringsniveau. En mere detaljeret beskrivelse er givet i *Jeppesen et al. (submitted)*.

8.2 Resultater og diskussion

Fiskenes rolle

Fiskebiomassen stiger med stigende totalfosfor

Med stigende næringstofniveau sker der markante forandringer i fiskebestandens mængde og sammensætning. Antallet og biomassen pr. arealenhed øges med øget fosforniveau (*Hanson & Leggett, 1982; Quiros, 1990, Fig. 8.1*) og andelen af rovfisk aftager gradvist (*Persson et al., 1988, Fig. 8.1*). Samtidig stiger predationstrykket på dyreplanktonet. Dette underbygges af, at forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton og dermed græsningstrykket på planteplanktonet mindskes (*Fig. 8.1*). Der er dog flere forhold som peger på at fiskenes indvirkning på søernes økosystem er størst i lavvandede søer.

Tabel 8.1 Regressionsligning, der relaterer fiskebiomassen (FISK BIO, kg VV ha⁻¹) til den totale fosforkoncentration (TP, µg P l⁻¹) og middeldybde (m) (Fra *Hanson & Leggett, 1982*).

	Skæringspunkt	Log ₁₀ (TP)	Log ₁₀ (MID)	r ²	P
Log ₁₀ (FISK BIO)	2,38	-	-0,70	0,27	<0,02
Log ₁₀ (FISK BIO)	0,774	0,708	n.s.	0,75	<0,001

*T-test

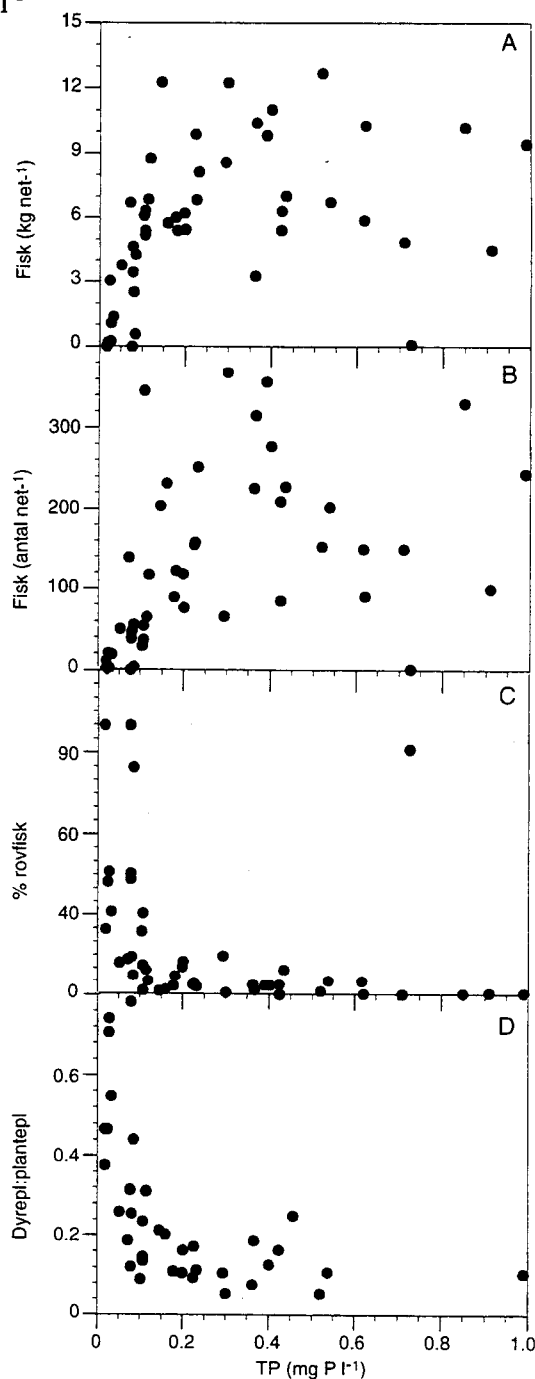
Ingen effekt af dybde på fiskebiomassen pr. arealenhed

Det ser nemlig ud til, at fiskenes predationstryk på dyreplanktonet alt andet lige stiger med aftagende middeldybde. I en analyse af data fra 29 søer, som dækkede et bredt spektrum af fosforniveauer (TP = 0,008-0,54 mg P l⁻¹) og middeldybder (2,4-148 m), fandt *Hanson & Leggett (1982)* således, at fiskebiomassen pr. arealenhed kun var svagt aftagende med middeldybden. En væsentlig del af faldet i biomasse pr. arealenhed kan dog tilskrives en samtidig formindskelse i TP, da dybdeafhængigheden forsvandt, hvis TP blev

Derfor mange flere fisk pr. liter vand i lavvandede søer

inddraget i analysen (Tabel 8.1). Anvendes denne sidste formel fåes en fiskebiomasse på 155 kg VV ha⁻¹ ved 0,1 mg P l⁻¹. Dette svarer til - omregnet til volumenenhed - 1,55 og 1,6 mg VV l⁻¹ ved en middeldybde på hhv. 1 og 10 m. Downing (1990) fandt ligeledes, at biomassen pr. arealenhed var uafhængig af middeldybden, hvis TP blev medtaget i relationen. Fiskebiomassen pr. volumenenhed aftager altså proportionalt med middeldybden og er 10 gange større i en sø med en middeldybde på 1 m i forhold til en med en middeldybde på 10 m. I brasen-dominerede, næringsrige og meget lavvandede søer kan biomassen være så høj som 600-1000 kg VV ha⁻¹ (Meijer et al., 1990; Grimm & Backx, 1990), hvilket svarer til 60-100 mg VV l⁻¹

Figur 8.1 Biomasse (A) og antallet af planktivore fisk (B) fanget i gællenet i en række danske søer versus middeldybden af totalfosfor om sommeren (maj-okt.). I (C) vises rovfiskeandelen (%) af det totale antal fangede fisk og i (D) forholdet mellem biomasse af dyreplankton og planteplankton.



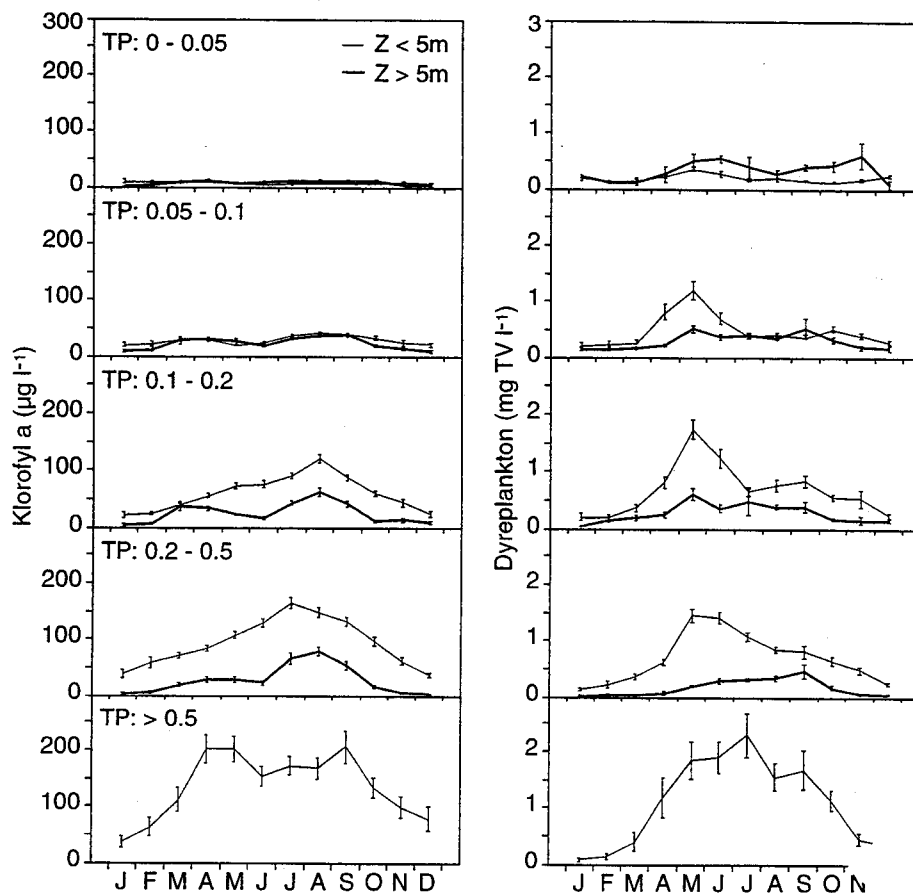
Biomassen af dyreplankton pr. liter vand stiger med stigende totalfosfor og aftager med stigende middeldybde

Det er forventeligt, at den meget højere volumenspecifikke biomasse af fisk pr. volumenenhed i lavvandede søer må have stor effekt på dyreplanktonet. Dette forstærkes yderligere af, at dyreplanktonets muligheder for at foretage vertikale vandringer med henblik på at undgå predation fra fisk er ringere i disse søer. Man

må derfor antage, at dyreplanktonets biomasse aftager med aftagende middeldybde.

Hvis man alene betragter biomassen pr. volumenenhed, er det imidlertid kun tilfældet i den lave TP-kategori (0-0,05 mg P l⁻¹), mens biomassen i de mere næringsrige søer er væsentligt større i de lavvandede søer (Fig. 8.2). Det kan måske umiddelbart synes mærkeligt, når der er så mange flere fisk pr l. vand i disse søer, men det skyldes, at fødegrundlaget for dyreplanktonet er bedre, idet mængden af planteplankton (Fig. 8.2) og disses specifikke produktion pr. volumenenhed er større. Der produceres derfor mere føde pr. l vand i de lavvandede søer. Betragtes alle søerne under ét stiger dyreplankton biomassen med stigende TP og aftager med middeldybden (Tabel 8.2). Hældningen på middeldybden er imidlertid kun 0,14. Regner man derfor i stedet pr. arealenhed, stiger biomassen af dyreplankton derfor markant med stigende middeldybde. Anvendes formel nr. 1 i Tabel 8.2 fås, at biomassen pr. arealenhed stiger med en faktor 7, når middeldybden øges fra 1 til 10 m; f.eks. ved 0,1 mg P l⁻¹ fra 0,6 til 4,3 g TV m⁻² (Fig. 8.3).

Figur 8.2 Sæsonvariationerne i biomassen af planteplankton (til venstre) og dyreplankton i danske søer med forskelligt årsmiddel totalfosfor koncentration i danske søer opdelt i søer med middeldybde henholdsvis større end eller mindre end 5 m.



Resultaterne fra overvågningssøerne bekræftes af data fra andre søer. Hanson & Peters (1984) fandt samstemmende, at dyreplanktonbiomassen steg med stigende TP og aftog med maksimumsdybden med en hældning på sidstnævnte på 0,16 (Tabel 8.3) omtrent som for de danske søer. Den lavere biomasse pr. arealenhed i de lavvandede søer stemmer godt med at predationstrykket fra fisk er større end i de dybe søer.

Klorofyl aftager mere brat med middeldybden end dyreplanktonbiomassen

Med et større predationstryk fra fisk er det forventeligt, at dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet er lavere i de lavvandede søer, hvilket også synes at være tilfældet. Ligesom for dyreplank-

ton stiger planteplanktonet biomassen målt som klorofyl *a* med stigende TP og aftager med middeldybden (Tabel 8.2). Hældningen på sidstnævnte er imidlertid større end for dyreplankton, nemlig 0,26. Anvendes formel nr. 3 i Tabel 8.2 fås, at klorofyl ved 0,1 mg P l⁻¹ falder fra 46 µg l⁻¹ ved en middeldybde på 1 m til 25 mg l⁻¹ ved 10 m (eller 54%). Det betyder, at klorofyl pr. arealenhed kun stiger med en faktor 5 mod en faktor 7 for dyreplanktonet (Fig. 8.3). Samme resultat fandt vi ved en analyse på klorofylldata fra et polsk datasæt (Tabel 8.2), mens Pridmore et al. (1985) fandt en hældning på dybden på 0,5 på klorofylldata for en række New Zealandske søer, hvilket vil give en faktor 3 forøgelse i mængden af klorofyl *a*, når middeldybden øges fra 1 til 10 m.

Tabel 8.2 Regressionsligninger, der relaterer dyreplanktonbiomasse (ZOOPLB, µg TV l⁻¹), klorofyl *a* (KLA, µg l⁻¹) og sigtdybde (SECCHI, m) til totalfosfor (TP, mg P l⁻¹), totalkvælstof (TN, mg N l⁻¹) og middeldybden (ZMID, m) i danske søer (P-interval: 0,017-1,91, middeldybdeinterval: 0,7-16,5 m) og polske søer (P-interval 0,020-0,94 mg P l⁻¹, middeldybdeinterval: 11-39 m). Desuden vises r², mindste kvadratsafvigelse (RMSE) og antallet af søer, n.

	Skæringspunkt	Log _e (TP)	Log _e (TN)	Log _e (ZMID)	R ²	RMSE	n	Formel
Danske søer								
Log _e (ZOOPLB)	7,51±0,18****	0,47±0,08****	-	-0,14±0,10 ^{ns}	0,59	0,46	35	(1)
Log _e (ZOOPLB)	7,29±0,26****	0,39±0,10***	0,17±0,1 ^{is}	-0,16±0,10 ^{ns}	0,60	0,46	35	(2)
Log _e (KLA)	5,78±0,17****	0,85±0,08****	-	-0,26±0,10**	0,72	0,61	60	(3)
Log _e (KLA)	5,16±0,26****	0,65±0,10****	0,46±0,16**	-0,26±0,10**	0,74	0,58	59	(4)
Log _e (SECCHI)	-1,23±0,11****	-0,45±0,05****	-	0,42±0,06****	0,76	0,38	59	(5)
Log _e (SECCHI)	-0,83±0,16****	-0,33±0,06****	0,31±0,10**	0,42±0,06****	0,79	0,35	59	(6)
Polske søer^{o)}								
Log _e (KLA)	5,38±0,26****	0,84±0,12****	-	-0,34±0,13*	0,62	0,74	67	(7)
Log _e (KLA)	4,56±0,44****	0,67±0,14****	0,77±0,33*	-0,25±0,14 ^{ns}	0,65	0,71	65	(8)
Log _e (SECCHI)	-1,36±0,18****	0,41±0,08****	-	0,50±0,08****	0,67	0,48	65	(9)
Log _e (SECCHI)	-0,98±0,30**	0,33±0,10**	-0,34±0,22 ^{ns}	0,46±0,10****	0,66	0,66	63	(10)

^{o)} Data fra Zdanowski et al. (1982).

P* = p<0,05, ** p<0,01, *** = p<0,001, **** p<0,0001, ns. = ikke signifikant

Forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton øges med middeldybden

Den generelt større indflydelse af middeldybden på klorofyl *a* end på dyreplanktonbiomassen betyder, at forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton og dermed også græsningstrykket på planteplanktonet stiger med stigende middeldybde (Fig. 8.3).

Hvorfor flere fisk pr. l vand

Men hvorfor kan der opretholdes en større biomasse af fisk pr. volumenenhed og et større predationstryk på dyreplankton i de lavvandede søer? En af grundene er som nævnt, at klorofyl *a* og dermed primærproduktionen pr. volumenenhed er højere. Dermed er der mere føde pr. volumenenhed for det dyreplankton, som de planktivore fisk lever af (Fig. 8.2).

Tabel 8.3 Regressionsligninger, der relaterer dyreplanktonbiomassen (ZOOPLB, mg TV l⁻¹) og bunddyrsbiomassen (ZOOBEN SVV m⁻²) til totalfosfor koncentrationen (TP, µg l⁻¹) samt søens maksimum- eller middeldybde (ZMAKS og ZMID, m). Ligningerne er baseret på søer i Nordamerika, Europa og Afrika (fra *Hanson & Peters, 1984*).

	Skæringspunkt	Log ₁₀ (TP)	Log ₁₀ (ZMAKS)	Log ₁₀ (ZMID)	r ²	Formel
Log ₁₀ (ZOOPLB)	1,13	0,98	-0,16	-	0,75	(11)
Log ₁₀ (ZOOBEN)	-0,38	0,65	-0,22	-	0,54	(12)
Log ₁₀ (ZOOBEN)	+0,38	0,65	-	-0,22	0,54	(13)

Større kontrol af dyreplankton i lavvandede søer, fordi der er flere bunddyr

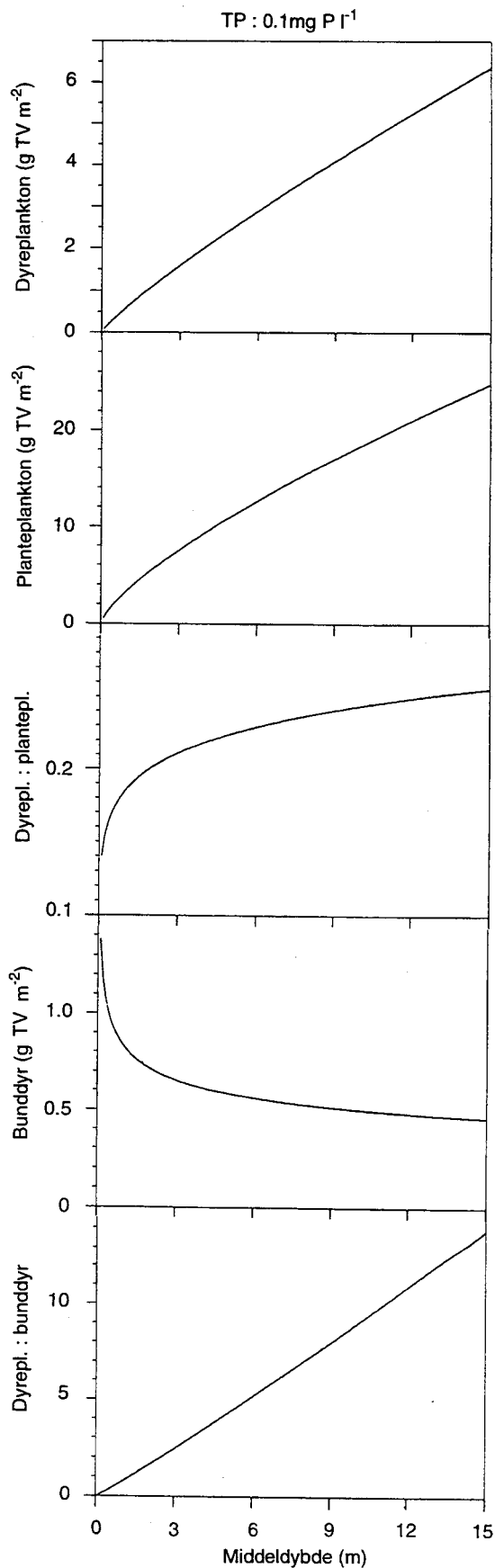
Imidlertid lever de dominerende fisk i næringsrige søer som f.eks. brasen, skalle og rudskalle også af bunddyr og dem er der flere af i de lavvandede søer (Tabel 8.3, Fig. 8.3). En væsentlig årsag hertil er, at der sedimenterer mere materiale end i de dybe søer bla. fordi sedimentationsvejen er kortere, og fordi græsningstrykket og dermed omsætningen via dyreplankton er mindre. Desuden er kvaliteten af det materiale som sedimenterer bedre fordi det ikke i samme grad som i de dybe søer når at blive nedbrudt af mikroorganismer, før det når søbunden.

Tabel 8.4 Regressionsligninger, der relaterer klorofyl *a* (KLA, µg l⁻¹) til totalfosfor (TP, µg l⁻¹), totalkvælstof (TN, µg l⁻¹), og middeldybden (m) i 16 New Zealandske søer. TP varierede mellem 10 og 153 µg P l⁻¹, middeldybden mellem 2 og 97 og klorofyl *a* mellem 0,6 og 54 µg l⁻¹ (fra *Pridmore et al., 1985*).

	Skæringspunkt	Log ₁₀ (TP)	Log ₁₀ (TN)	Log ₁₀ (ZMID)	r ²
Log ₁₀ (KLA)	-1,26	1,50	-	-	0,73
Log ₁₀ (KLA)	-1,43	1,40	0,11	-	0,73
Log ₁₀ (KLA)	-0,11	1,00	-	-0,50	0,80

På grund af den større mængde bunddyr er fiskene derfor ikke i samme grad afhængige af dyreplanktonet som i de dybe søer (Fig. 8.3). De kan derfor opretholde en høj tæthed selv i perioder med en ringe dyreplanktontæthed, hvilket gør det vanskeligere for dyreplanktonet at klare sig, selv i perioder hvor de har gode fødebetinger. De er latent i fare for at blive ædt, fordi fiskene let kan skifte fra bunddyr til dyreplankton. I de dybe søer vil en nedgang i dyreplanktonet i højere grad indvirke på fiskebestandens tæthed, hvorfor dyreplanktonet lettere vil kunne klare sig, når fødebetinger er gunstige.

Figur 8.3 Relationer mellem biomassen pr. m² af dyreplankton, planteplankton, forholdet mellem biomasse pr. m² af dyreplankton og planteplankton, biomassen af bunddyr og forholdet mellem biomassen pr. m² af dyreplankton og bunddyr på den ene side og søernes middeldybde. Relationen er baseret på regression på især data fra Overvågningsøer (Tabel 8.2). For bunddyr på Hanson & Peters (1984). Det er antaget at tørvægten for bunddyr udgør 10% af vådvægten.



Indirekte effekter af fisk på dyreplanktonets græsningskapacitet

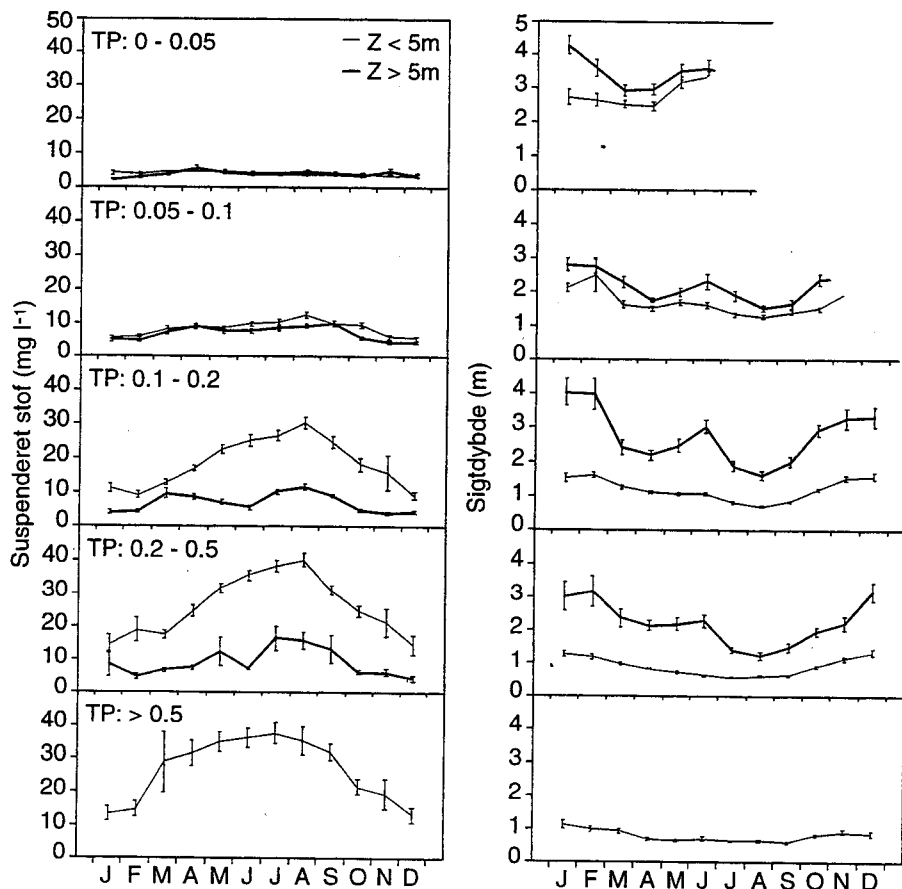
Fiskene kan også svække dyreplanktonets kontrol af planteplanktonet mere indirekte. Benthivore fisk som brasen hvirvler bundmateriale op ved fødesøgningen og ved høje tætheder af disse fisk kan mængden af suspenderet organisk og uorganisk stof øges væsentligt. Den mindskede gennemsigtighed af søvandet forringer

hvilket reducerer deres evne til at regulere de planktivore byttefisk. Predationstrykket fra de planktivore fisk på dyreplanktonet er derfor forventeligt højere end i søer med mindre suspenderet materiale i vandet og dermed på mængden af dyreplankton. Desuden kan en høj suspenderet koncentration også have negativ indflydelse på væksten af *Daphnia*, fordi deres filtreringseffektivitet reduceres. Endelig kan en høj koncentration af suspenderet stof svække dafniernes konkurrenceevne overfor hjuldyr (Kirk & Gilbert, 1990; Kirk, 1991), som typisk er mindre effektive græssere på planteplanktonet. Med færre dafnier mindskes mulighederne for en effektiv kontrol af planteplanktonet yderligere.

Fiskeinduceret resuspension aftager med stigende middeldybde

Effekten af de bentivore fisk på resuspensionen må formodes at aftage med stigende middeldybde, dels på grund af et højere vandvolumen/sedimentoverflade forhold og dels fordi det materiale, som er hvirvlet op af fiskene bedre holdes i suspension af vinden i en lavvandede sø. Endvidere vil den vindinducerede påvirkning af suspenderet stof formentlig være større i de søer, hvor der foregår en hyppig ophvirvling fra fisk. Det skyldes, at det øverste sedimentlag vil være mindre konsolideret: Sedimentet når ikke at blive kemisk-biologisk sammenkittet mellem de vind- og fiskeinducerede resuspensionshændelser.

Fig. 8.4 Sæsonvariationerne i suspenderet stof i overfladevandet (til venstre) og sigtdybden i danske søer med forskelligt årsmiddel totalfosfor koncentration opdelt i søer med middeldybde henholdsvis større end eller mindre end 5 m.



Betydningen af vind- og fiskeinduceret resuspension fremgår ved sammenligning af Fig. 8.2 og Fig. 8.4. Figurerne viser, at der ikke er en væsentlig forskel i koncentrationen af suspenderet stof i dybe og lavvandede søer, når TP er mindre end 0,1 mg P l⁻¹. I disse søer er mængden af bentivore fisk relativ lav, og de fleste af søerne har undervandsvegetation, som beskytter mod vindinduceret resuspension. Når TP er større end 0,1 mg P l⁻¹, hvor undervandsvegetatio-

sion. Når TP er større end $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, hvor undervandsvegetationen typisk er uden betydning, og biomassen af benthivore fisk er høj, er der derimod stor forskel i mængden af suspenderet stof, denne er væsentligt højere i de lavvandede søer. Noget af forklaringen er den højere klorofyl, men ikke alene det, idet forskellen i suspenderet stof er væsentligt større end i klorofyl *a*, hvilket tyder på øget betydning af resuspension.

Empirisk model underbygger dette

Betydningen af vanddybden og benthivore fisk understøttes også af empiriske relationer opstillet for overvågningssøerne (Windolf *et al.*, 1993). For lavvandede søer steg mængden af suspenderet stof således med stigende koncentration af totalfosfor og søarealet, som her fungerer som udtryk for vindpåvirkningen, og aftog med græsningstrykket på planteplanktonet og middeldybden. Selv efter at disse faktorer var inddraget i modellen, bidrog mængden af brasen stadig signifikant til relationen. For de dybe søer indgik de samme variable, men brasen bidrog nu ikke signifikant til relationen ligesom betydningen af søarealet (vindpåvirkningen) var mindre.

Næringsstoffrigivelsen fra søbunden stimuleres af fisk

Fiskeinduceret ophvirvling af bundmateriale påvirker ikke alene "top-down" kontrol kræfterne negativt, men stimulerer formentlig også "bottom-up" faktorer. Ved ophvirvlingen kan der således frigøres næringsstoffer, som kan stimulere algevæksten (Havens, 1991).

Betydningen af fiskene og de bentiske samfund for næringsstofniveauet i lavvandede søer understøttes af data fra flere af søerne, hvor fiskebestanden enten naturligt eller ved manipulation er blevet reduceret markant. Udviklingen i Arreskov Sø efter fiskedød er et godt eksempel (Fyns Amt, 1995; kap. 9).

Top-down faktorer også større fordi bottom-up faktorer er svagere

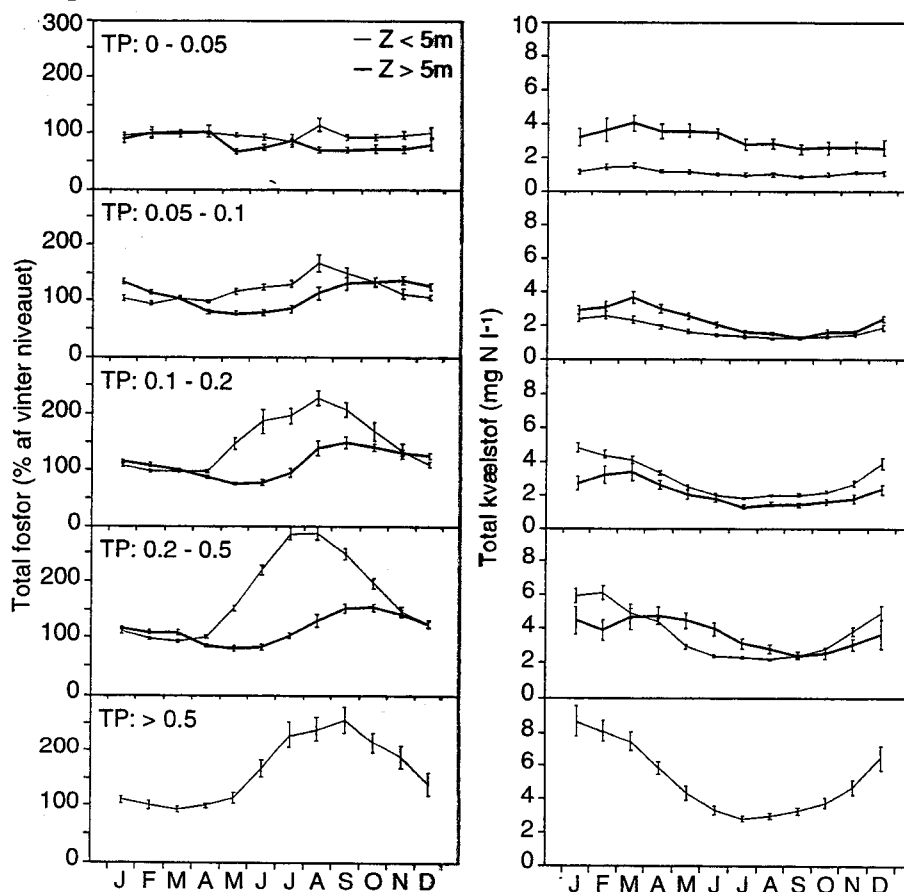
Næringsstoffernes rolle

"Top-down" kontrol er også påvirket af styrken af "bottom-up" kontrollen, og meget tyder på, at denne er svagere i lavvandede søer. De lavvandede søer er således typisk fuldt opblandede hele året, medens vandmassen i de fleste dybe søer er lagdelt. Dette har stor betydning for næringsstofftilgængeligheden for planteplanktonet. På grund af tab af næringsstoffer til hypolimnion via sedimentation sker der i lagdelte overvågningssøer typisk et fald i fosforkoncentrationen i forsommeren fulgt af en gradvis stigning til et maksimum i efteråret i forbindelse med at lagdelingen svækkes eller helt brydes (Fig. 8.5). I de lavvandede søer er der i de mere næringsfattige søer ($0-0,05 \text{ mg P l}^{-1}$) ligeledes en tendens til et svagt fald i totalfosfor i forsommeren fulgt af et mindre maksimum i august, medens TP i de mere næringsrige søer stiger markant i løbet af sommeren med maksimum i august. Forskellen mellem vinter og sommerniveau øges markant med stigende næringsstofniveau, og i de mest næringsrige søer er TP 2,5-3 gange større om sommeren end om vinteren. Den stigende amplitude afspejler i høj grad en øget intern belastning, men for en række af søerne med kort opholdstid også en øget fosforkoncentration i indløbsvandet som følge af at bidraget fra grundvand og dræn til vandføringen i vandløbene er reduceret, hvorfor spildevandsandelen bliver større (Kristensen *et al.*, 1991).

Kvælstof i søer med forskelligt fosforniveau og middeldybde

For kvælstof er samspillet mere **komplekst**, fordi kvælstof både kan dannes ved nitrogenfiksering og **tabes** ved denitrifikation. Massebalancer på totalkvælstof på en række af overvågningssøerne viste entydigt, at kvælstoftabet ved **passage** af søen foruden at være proportional med N-tilførslen var **omvendt** proportional med vandets opholdstid og middeldybden, og at denitrifikationen var den væsentligste tabsfaktor (Jensen et al., 1991; Windolf et al., 1993). Denitrifikation kræver iltfrie forhold for at **forløbe**, hvorfor man umiddelbart skulle have forventet, at den blev **stimuleret** af en lagdeling, som i eutrofe søer resulterer i lave iltkoncentrationer i bundvandet. Men dette er ikke nødvendigvis tilfældet, da muligheden for en koblet nitrifikation og denitrifikation **samtidig** formindsket. Desuden mindskes nitratnedblandingen **til bundvandet**, hvilket også mindsker denitrifikationen. På grund af den større vanddybde er kontakttiden mellem bunden, hvor denitrifikationen primært foregår og et givet vandvolumen mindre **end** i lavvandede søer, hvilket også påvirker denitrifikationen negativt. Nettoresultatet er derfor en øget tabsprocent i lavvandede søer.

Fig. 8.5 Sæsonvariation i totalfosfor i procent af vinterniveaue (jan-marts), samt sæsonvariationer i totalkvælstof (højre) i danske søer med forskelligt årsmiddel totalfosfor koncentration opdelt i søer med middeldybde henholdsvis større end eller mindre end 5 m.



Alligevel synes der kun i den **lave** fosforkategori (0-0.05 mg P l⁻¹), hvor fosfor typisk er det vækst**begrænsende** stof, at være tale om højere totalkvælstofkoncentrationer i overfladelaget i de dybe søer, medens billedet er mere **komplekst** for de mere eutrofe søer (Fig. 8.5).

Større næringsstof tilgængelighed i lavvandede søer

Set under et peger resultaterne på, at der er flere tilgængelige næringsstoffer om sommeren i de næringsrige fuldtopblandede lavvandede overvågningssøer **end** i tilsvarende overvejende sommerlagdelte dybe søer. **Alene** af den grund kan der være mere planteplankton pr. volumenenhed i de lavvandede søer, hvilket også synes at være tilfældet (Fig. 8.2). I fosforintervallet 0,2-0,5 mg P l⁻¹

er klorofylniveauet således 2-3 gange større end i de dybe søer (Fig. 8.2). Resultaterne peger ligeledes på, at forskellen i mængden af tilgængelige næringsstoffer mellem lavvandede og dybe søer øges med øget fosforniveau, og dette afspejles også i forskellen i klorofyl *a* (Fig. 8.2), selv om en del af stigningen også kan forklares ved et større fald i græsningstrykket på planteplanktonet i de lavvandede søer.

*Negativ virkning af blågrøn-
alger på dyreplanktonet*

Blågrønalgernes betydning

Selv om fiskene som omtalt ovenfor nok er hovedansvarlige for nedgangen i græsningstrykket fra middelnæringsrige til næringsrige søer, kan blågrønalger også påvirke græsningskapaciteten negativt, fordi de kan hæmme dyreplanktonets filteringsmuligheder og evt. periodisk virke toksiske. Blågrønalger dominerer ofte i eutrofe lavvandede søer om sommeren, men resultaterne fra overvågnings-søerne tyder på, at deres dominans lettere brydes i fuldtopblandede typisk lavvandede søer end i dybe lagdelte søer.

*Blågrønalger betyder min-
dre i lavvandede søer*

Blågrønalger er således gode til at holde på næringsstoffer og kan desuden via vakuoledannelse reducere sedimentationstab. Det gør dem konkurrencedygtige i lagdelte søer, hvor sedimentationstab er kritisk, fordi de næringsstoffer, som tabes til bundvandet og sedimentet, først igen vender tilbage når lagdelingen brydes. I fuldtopblandede søer er der derimod en hurtig tilbageførsel af næringsstoffer fra sedimentet og som nævnt ovenfor ofte et højere næringsstofniveau om sommeren (Fig. 8.5), hvilket gør tab ved sedimentation mindre kritisk. På grund af bl.a. meget skiftende temperaturer vindinduceret resuspension er der endvidere tale om en mere pulsvis tilførsel af næringsstoffer til den fotiske zone i de lavvandede søer. Dette gør det lettere for hurtigtvoksende arter at konkurrere med blågrønalger (Sommer, 1985). Den negative indflydelse, som blågrønalger har på dyreplanktonet, er derfor forventeligt af mindre betydning i lavvandede søer, fordi blågrøn-algerne forekommer i et mere snævert næringsstofinterval i lavvandede søer (Jensen *et al.*, 1994), og fordi deres dominans her lettere brydes, f.eks. hvis predationstrykket fra fiskene på dyreplanktonet reduceres. Dette øger mulighederne for "top-down" kontrol via dyreplanktonet.

*Makrofyterne dæmper effek-
ten af fisk*

Makrofyternes rolle

Der er således meget, der tyder på, at "top-down" kontrollen via fiskene er væsentlig større i de lavvandede søer. Men fiskenes predationstryk på dyreplanktonet mindskes i søer med udbredt undervandsvegetation. Dette skyldes dels, at undervandsplanterne fremmer en bedre balance mellem rovfisk og byttefisk, og dels at de virker som skjul for dyreplanktonet i dagtimerne, hvor risikoen for at blive ædt af fisk ellers er stor. Om natten vandrer det større dyreplankton så ud på åbent vand for at græsse planktonalger. Det mindskede predationstryk på dyreplanktonet kan være en væsentlig årsag til, at klorofyl *a*, TP og sigtddybden ikke er væsentligt forskellige i dybe og lavvandede søer, når TP er lavere end 0,1 mg P l⁻¹ (Fig. 8.4).

8.3 Konklusion

Resultaterne peger på, at kontrollen fra oven i fødekæden er størst i lavvandede søer. Det skyldes dels, at predationstrykket fra planktivore fisk er højere, og at kontrollen "fra nedenu" via næringsstofferne er lavere.

På grund af den større kontrol "fra oven" må indgreb i fiskebestanden forventes at have størst effekt i de lavvandede søer. Omvendt er der også en større risiko for, at systemet hurtigt vender tilbage til udgangspunktet, hvis ikke betingelserne for en ny ligevægt er tilstede, f.eks. hvis næringsstofniveauet er for højt.

9 Biomanipulation ved indgreb i fiskebestanden

9.1 Indledning

Biomanipulation i overvågnings søerne

Med henblik på at forbedre miljøtilstanden er der i enkelte af overvågnings søerne foretaget et indgreb i fiskebestanden enten i form af en opfiskning af skidtfisk eller en udsætning af rovfisk. Desuden er der i Arreskov sket dramatiske ændringer som følge af fiskedød i 1991.

I dette afsnit foretages der en kort gennemgang af effekterne heraf på fiskebestand, de lavere trofiske niveauer samt sigt dybden og næringsstofkoncentrationerne. For en mere udførlig beskrivelse henvises til de amtskommunale rapporter samt en rapport om danske sørestaureringer, som er under udarbejdelse i et samarbejde mellem DMU, amtskommunerne og Miljøstyrelsen. Rapporten forventes udgivet i begyndelsen af 1997.

9.2 Opfiskning af skidtfisk

Opfiskning i Engelsholm Sø

Forsøg i Engelsholm Sø (Vejle amtskommune, 1995)

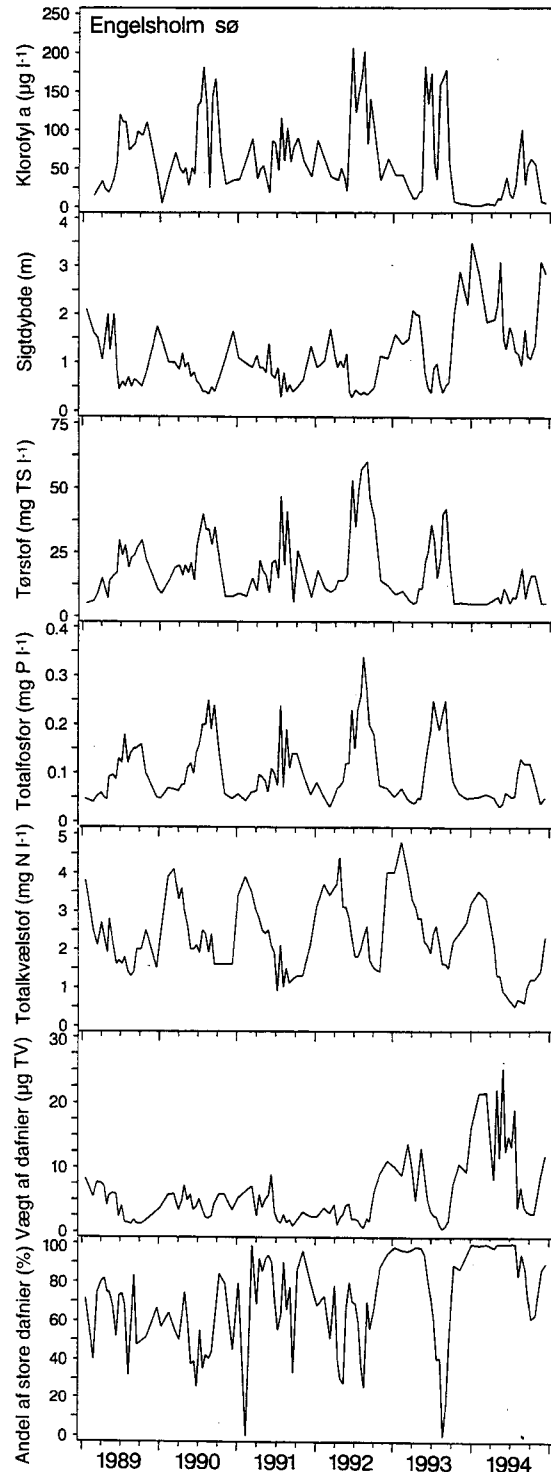
I søen blev der i 1992 fjernet 11,6 tons fredfisk eller 265 kg ha⁻¹. I 1993 blev der yderligere fanget 2 tons og i 1994 5,7 tons. I alt er der således i de tre år fjernet 19,3 tons eller 440 kg ha⁻¹. Denne opfiskning har ført til en næsten total eliminering af store brasen og skalle, som nu næsten udelukkende består af 0-2 årige fisk med gode vækstbetingelser. Aborre har haft gode vækstbetingelser og udgjorde i 1994 15% af den beregnede fiskebiomasse i søen. Det må formodes, at aborrebiomassen ikke er tilstrækkelig høj til at kontrollere fredsfisken på sigt, hvorfor yderligere indgreb i fiskebestanden må forventes.

Stor effekt i det andet år efter indgrebet

Effekten af fiskeindgrebet har været overordentlig stor to år, efter at opfiskningen blev påbegyndt (Fig. 9.1). Middelklorofyl, som i perioden 1989-1993 varierede mellem 68 og 108 µg l⁻¹ faldt til 36 µg l⁻¹ i 1994 og sigt dybden steg til 1,6 m mod 0,6-0,9 m i de foregående år. Samtidig faldt både totalfosfor og totalkvælstof til henholdsvis 0,073 mg P l⁻¹ og 0,8 mg N l⁻¹ mod 0,116-0,166 mg P l⁻¹ og 1,7-2,5 i 1989-1993. Desuden halveredes jernkoncentration i søvandet. Der er ikke sket en stigning i biomasse af dyreplanktonet, snarere tværtimod. Til gengæld er græsningstrykket på planteplanktonet øget markant fra 12-19% d⁻¹ i 1992-1993 til 33% d⁻¹ i 1994. Som et yderligere tegn på et mindsket predationstryk fra fisk er middelbiomassen af cladoceer øget markant fra 1992 til 1994.

Selv om sigt dybden øgedes, skete der imidlertid ikke en indvandring af undervandsplanter. Vejle Amt har derfor i 1995 i samarbejde med DMU igangsat forsøg med udplantning i områder med eller uden beskyttelse mod fuglegræsning.

Figur 9.1 Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a*, sigtddybden, koncentrationen af tørstof, totalfosfor, totalkvælstof samt middelmassen af cladoceer og %-andelen af *Daphnia* blandt cladocerne i Engelsholm Sø i de seks overvågningsår. I 1992 blev en opfiskning af fredfisk påbegyndt (omarbejdet efter Vejle amtskommune, 1995).



Stor effekt af fiskedød i Arreskov Sø

Fiskedød i Arreskov Sø (Fyns Amtskommune, 1995)

I Arreskov sø forsvandt af en stor del af fiskene (især store brasen) fra søen i 1991 af hidtil uafklarede årsager. Det betød dramatiske ændringer i den biologiske struktur og vandkvaliteten, der i mange henseender minder om de ændringer, som blev observeret i Engelsholm Sø fra 1993 til 1994 (Fig. 9.2). Der skete således et markant fald i klorofyl *a*, og sigtddybden øgedes betydeligt. Desuden faldt både totalfosfor, totalkvælstof, jern og uorganisk suspenderet stof markant. Årsagerne hertil skal som i Engelsholm bl.a. søges i et øget græsningstryk på plantep planktonet, fordi vilkårene for det større dyreplankton (*Daphnia*) forbedres som følge af et mindsket predationstryk fra fisk. Dette sidste afspejles i en betydelig forøgelse i middellængden af cladocerer og i en øget andel af slægten *Daphnia*

blandt cladocererne. Endvidere er der konstateret en begyndende indvandring af undervandsplanter, selv om udbredelsen endnu er beskedent.

9.3 Udsætninger af rovfisk

Udsætning af geddeyngel

I flere af overvågningssøerne er der i 1993 eller 94 udsat geddeyngel med henblik på at øge predationstrykket på de dyreplanktonædende fisk, specielt på årets yngel. Baggrunden herfor er, at det især er yngelen, som yder et stort predationstryk på dyreplanktonet i middelnæringsrige søer (Windolf *et al.*, 1993; Jeppesen *et al.*, submitted). Ved at mindske årets yngel og dermed øge dyreplanktonets græsning på planteplanktonet er det hensigten at skabe bedre lysforhold i søvandet (øget sigtddybde) og dermed bane vejen for en indvandring af undervandsplanter. Det forudsætter dog, at næringsstofftilførslen til søen er reduceret så meget, at en indvandring kan forventes - i lavvandede søer typisk, når fosforkoncentrationen i ligevægt med den nuværende belastning er nede på 0.55-0.1 $\mu\text{g l}^{-1}$ som årsgennemsnit.

Erfaringer fra Polen og Lyng Sø

Forsøg i en polsk sø og i Lyng Sø ved Silkeborg har således vist, at udsætninger på over 1000 gedder pr. ha har en betydelig indvirkning på årsyngelen af fredfisk (Prejs *et al.*, 1994, Berg *et al.*, submitted). I Lyng Sø var der en betydelig afsmittende virkning på dyreplanktonet, planteplanktonet, sigtddybden og fosforniveauet (Søndergård *et al.*, submitted). Ved udsætninger på over 1000 gedder pr. ha var klorofyl *a* niveauet således under halvdelen af niveauet før udsætningen. Sigtddybden var fordoblet, og fosforniveauet i overfladevandet reduceret med ca. en tredjedel. Virkningen var imidlertid kortvarig, da gedderne forsvandt i løbet af vinteren formentlig på grund af kannibalisme, og metoden kan derfor kun anvendes til i en overgangsperiode at skabe højere sigtbarhed i vandet og dermed bane vejen for undervandsplanterne og med dem aborren. Der er dog kun ringe erfaring om virkningen i store søer.

487 ha⁻¹ udsat i Søndersø med ringe effekt

Forsøg i Søndersø (Københavns Amtskommune, 1995)

I Søndersø med et søareal på 123 ha blev der i juni 1994 udsat 60.000 gedder eller 487 ha⁻¹. Effekten heraf på fiskebestanden kan ikke vurderes da data fra en fiskeundersøgelse i 1995 endnu ikke foreligger. Derimod kan effekten på de lavere trofiske niveauer vurderes. Der er ikke sket nogen stigning i biomassen af dyreplankton. *Daphnia*-biomassen er ganske vist øget fra 0,10 $\mu\text{g TV l}^{-1}$ i 1993 til 0,18 $\mu\text{g TV l}^{-1}$ i 1994, men den har været væsentlig højere de foregående år, og græsningstrykket på algerne er ikke steget.

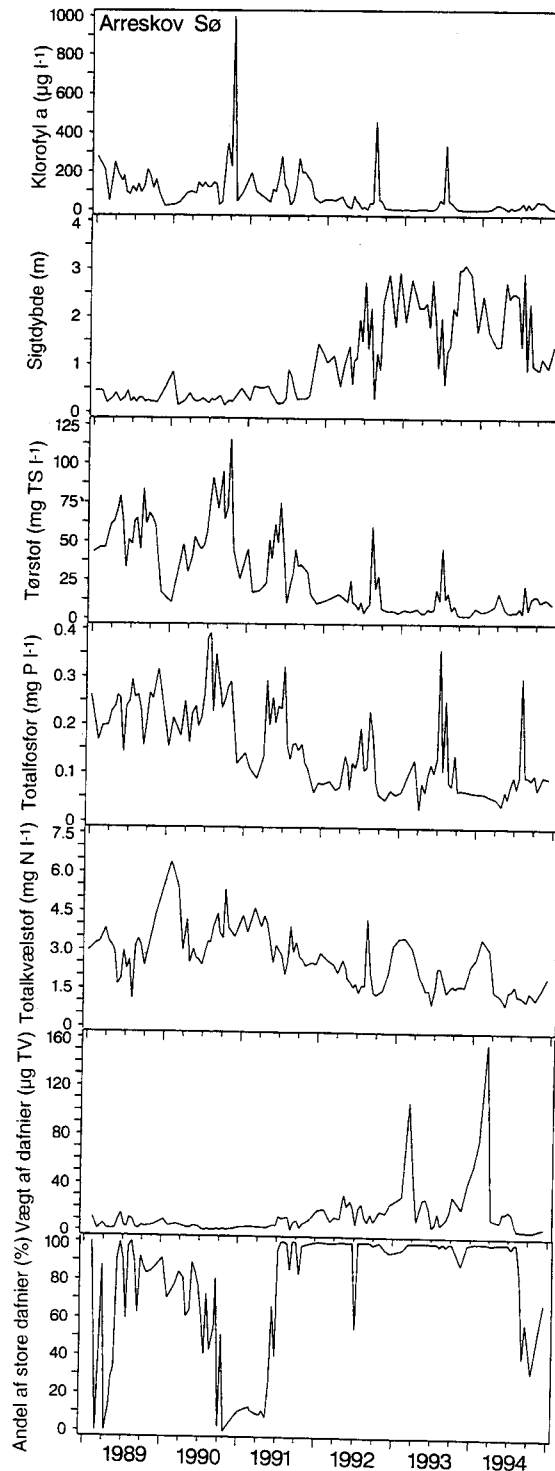
49 ha⁻¹ udsat i Arreskov Sø

Forsøg i Arreskov Sø (Fyns Amt, 1995)

I Arreskov Sø blev der i maj 1993 udsat 15.000 geddeyngel eller 49 gedder pr ha⁻¹. Det er vanskeligt at vurdere effekten heraf på fiskebestanden (Fyns Amt). 1993-årgangen af årsyngel af fredfisk var lav, men det kan skyldes de klimatiske forhold med en lav sommertemperatur. Ud fra erfaringerne fra Lyng Sø og Søndersø må man dog forvente, at virkningerne af en så lav udsætningstæthed er ringe. Dog er bestanden af rovorre forøget voldsomt i søen i årene efter fiskedøden, hvilket mindsker behovet for en høj geddetæthed. I

1994, hvor der ikke er udsat gedde, steg mængden af yngel igen, uden at det dog kan vurderes, om det skyldes klimatisk betingede år til år variationer, eller det er et resultat af den manglende geddeudsætning.

Figur 9.2 Udviklingen i koncentrationen af klorofyl *a*, sigtddybden, koncentrationen af tørstof, totalfosfor, totalkvælstof samt middelmassen af cladoceer og %-andelen af *Daphnia* blandt cladoceerne i Arreskov Sø i de seks overvågningsår. I 1991 blev der konstateret fiskedød i søen (fra Fyns Amt, 1995).



Det er ligeledes vanskeligt at vurdere om geddeudsætningen har haft virkning på de lavere trofiske niveauer og næringstofniveauet, fordi der som vist ovenfor i forvejen er sket meget dramatiske ændringer i søen som følge af fiskedøden i 1991. Men hvis stigningen i fiskeyngelen i 1994 er et resultat af en manglende geddeudsætning, så er der en effekt på dyreplanktonet, planteplanktonet og sigtddybden (Fig. 9.2).

9.4 Konklusion

Opfiskningen i Engelsholm Sø har haft en betydelig effekt på den biologiske struktur og miljøtilstanden to år efter, at opfiskningen blev påbegyndt. Der er dog formentlig behov for yderligere indgreb, idet der er tegn på en stigning i antallet af planktivore småfisk. Hvorvidt yderligere indgreb kan skabe varige forbedringer er det endnu for tidligt at udtale sig om.

Der synes ikke være sket væsentlige ændringer i Søndersø og Arreskov sø som følge af udsætning af geddeyngel, hvilket måske skyldes at udsætningstætheden har været for lav. De kommende års udsætninger i forskellige danske søer og længere tidsserier vil kunne give et mere sikkert billede af effekterne. Hvis metoden viser sig effektiv vil den være et godt supplement og/eller et billigt alternativ til en opfiskning.

I Arreskov Sø er der sket meget markante ændringer i både den biologiske struktur, sigtddybden og næringstofniveauet som følge af fiskedød. Dette understreger den store betydning som fisk har som strukturerende faktor i næringsrige lavvandede søer (se også kap 8).

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994

Tilførsel af fosfor og kvælstof til vandmiljøet

Stor ferskvandsafstrømning og næringsstofbelastning i 1994

I 1994 blev der målt den største ferskvandsafstrømning fra danske landområder til indre danske farvande i mere end 50 år. Afstrømningen var ekstrem stor i januar, marts og september, og også den samlede vinterafstrømning fra dec. 1993 til maj 1994 var rekord stor. Den store afstrømning medførte en stor næringsstofbelastning af de marine områder.

Markant fald i fosfortilførslen til de marine kystafsnit fra midten af 1980'erne til 1994

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, i 1989 ca. 6.800 tons fosfor og i 1994 4.490 tons. Faldet kan alene tilskrives en bedre rensning af spildevandet.

Indikationer på en stigende fosfortilførsel til vandområderne fra det åbne land

Fosfortilførslen fra naturarealer og dyrkede arealer (eksklusiv tilførsel fra spredt bebyggelse) var i middel for perioden 1989-94 på 1.150 tons mod 800 tons i 1980'erne. En meget høj fosforafstrømning fra det åbne land i 1994 kan blandt andet tilskrives den rekordhøje ferskvandsafstrømning, der har givet stor stoftransport i vandløbene, men der er også indikationer for, at fosforafstrømningen fra det åbne land generelt er blevet større.

Søer kan både tilbageholde og frigive fosfor

En del af det fosfor, der udledes til vandløbene, når ikke frem til de kystnære områder, men tilbageholdes bl.a. på bunden af søerne. Fosfortilbageholdelsen i søer varierer dog meget og i ganske mange søer frigives der i disse år fosfor fra en ophobet pulje fra tidligere tiders spildevandstilførsler.

Kvælstoftilførsel til marine kystafsnit var i det våde år 1994 den højest målte siden 1989

Kvælstoftransporten i vandløb er stærkt relateret til vandafstrømningen det enkelte år. I nedbørsrige år er der en større kvælstoftransport i vandløb og dermed en større tilførsel til fjorde og marine områder. Den samlede landbaserede kvælstoftilførsel til fjorde og kystnære områder var i 1994 på ca. 128.000 tons og den højest målte siden 1989.

Korrigeret for forskelle i vandafstrømning var kvælstoftransporten i vandløb i 1984/95 den laveste efter Vandmiljøplanens vedtagelse

Hovedparten af kvælstoftilførslen til vandløb kan tilskrives dyrkningsbetingede tab. Den afstrømningskorrigerede nitrattransport i 1994/95 var den laveste efter Vandmiljøplanens vedtagelse. Det kan imidlertid ikke på baggrund af resultatet fra et enkelt meget nedbørsrigt år med sikkerhed konkluderes, at kvælstofbelastningen af de danske vandløb generelt er mindsket.

Kvælstofdepositionen på de marine områder er en be-

De marine områder tilføres også næringsstoffer ved atmosfærisk deposition. På baggrund af målinger og modelberegninger er kvæl-

tydningsfuld kilde

stofdepositionen til de danske indre farvande (37.500 km²) beregnet til 40.600 tons i 1994. Hovedparten af kvælstofdepositionen kommer fra udenlandske kilder.

Vandløb og kilder

Kilder i dyrkede områder har

10 gange højere nitratindhold end kilder i naturområder

Vandkvaliteten i kilder, der overvejende ligger i naturområder og i dyrkede områder er forskellig. Således er nitratindholdet i kildevandet i dyrkede områder i gennemsnit en faktor 10 større end i kilder, der ligger i naturolande. Der er i knap halvdelen af kilderne i naturområder og i en tredjedel af kilderne i dyrkede områder påvist en stigning i nitratindholdet i perioden siden 1989. Der er påvist en øget forsurening i enkelte kilder i Ribe og Århus amt. Det er således tydeligt, at de danske kilders vandkvalitet i naturområder er påvirket af atmosfærisk deposition (sur nedbør) og arealanvendelse.

Vandløb i dyrkede områder har et 4 gange højere kvælstofindhold end vandløb i naturområder

Vandløb, der dræner dyrkede oplande, har ca. 4 gange højere kvælstofkoncentrationer end vandløb i naturolande. I ingen oplandstype er der signifikante tendenser i udviklingen i vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i perioden 1989-1994.

Mindre udvaskninger af kvælstof fra rodzonen fra planteavlbrug end fra husdyrbrug

I 6 intensivt undersøgte, dyrkede oplande udgjorde udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i gennemsnit 75 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for lerbjergsoplandene og 137 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordsoplandene. Mindst var udvaskningen fra planteavlbrugene, og for husdyrbrugene steg udvaskningen med stigende husdyrtæthed.

Modelberegninger af kvælstofudvaskning fra rodzonen ved "normalt" klima viser en reduktion på 14% fra 1989/90 til 1993/94

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er yderligere beregnet med en empirisk model. Modellen vurderes at afspejle de relative forskelle mellem ler- og sandjorde samt forskelle i landbrugspraksis. En beregning for alle markerne i oplandene for 5 driftsår og ved normal klima viste en reduktion af udvaskningen på ca. 14% fra 1989/90 til 1993/94. Den mindskede modelberegnete udvaskning fra rodzonen har dog ikke med sikkerhed kunnet spores i en mindsket kvælstoftransport i vandløbene.

Klare forbedringer i landbrugspraksis, men stadig overgødskning på ca. 30% af arealet

Landbrugspraksis i de 6 oplande viste klare forbedringer. I 1994 udgjorde grønne marker 81% af det dyrkede areal, og ca. 65% af husdyrbrugene havde en opbevaringskapacitet til husdyrgødningen på 9 måneder eller derover. Forårs/sommerudbringningen er steget fra 54% i 1990 til 80% i 1994. Fra 1990 til 1994 blev handelsgødningens forbrug reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødningen steg fra 15% udnyttelse til 30% udnyttelse. Husdyrgødningen fordeltes bedre i 1994 end tidligere, men der blev dog stadig overgødsket på ca. 30% af arealet.

Fald i kvælstofforbruget på de dyrkede arealer

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mio. kg N i 1985 til 320 mio. kg N i 1994. Tilførsel af husdyrgødning var omtrent uændret i perioden. Derved er det samlede kvælstofinput til de dyrkede arealer faldet fra 745 mio. kg N i 1985 til 660 mio. kg N i 1994. I samme periode faldt afgrødernes kvælstofbehov med 31 mio. kg N, hvorved den reelle nedgang i tildelt kvælstof, set i forhold til afgrødernes behov, er 62 mio. kg N svarende til 7 %. Der er altså sket forbedringer i gødningsan-

vendelsen, men forbedringerne er små i forhold til den samlede kvælstofcirkulation i dyrkningssystemet.

Modelberegninger viser en 20% reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen hvis kravene i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug opfyldes

I et scenarie, hvor kravene i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedr. udnyttelsesgrader er opfyldt og hvor husdyrgødningen inden for de enkelte ejendomme er fordelt optimalt, viser en modelberegning en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 20% i forhold til udvaskningen ved aktuel gødningspraksis i 1994. Vandmiljøplanens reduktionsmål for kvælstofudledning på 50% vil således næppe kunne opnåes med de iværksatte initiativer.

Vandføringsvægtet fosforkoncentration er mere end halveret fra 1989-94 i vandløb, der belastes med spildevand

De laveste fosforkoncentrationer findes i vandløb i naturoplande og de højeste i spildevandsbelastede vandløb. I vandløb, der modtager spildevand fra punktkilder, er den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor mere end halveret fra 1989 til 1994 fordi spildevandet nu renses bedre. I dambrugsbelastede vandløb er den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor ligeledes faldet i overvågningsperioden 1989-1994.

Fosfortabet fra landbrugsarealer har været underurderet

En ny prøvetagningsstrategi har vist, at fosfortransporten i små vandløb generelt har været undervurderet. Dette indebærer bl.a., at fosfortilførslen fra landbrugsarealer hidtil har været undervurderet.

41% af 215 overvågningsvandløb blev i 1994 bedømt til at have faunaklasse I, I-II og II

I 1994 blev der foretaget biologiske vandløbsbedømmelser efter Dansk Fauna Indeks på 215 overvågningsstationer i foråret og på 193 i efteråret. Faunaklasse I, I-II og II blev fundet i 41% af alle bedømmelser, 49% havde Faunaklasse II-III, og 10% af bedømmelserne havde klasse III eller værre. Miljøtilstanden er bedst i de vandløb, der afvander naturarealer, mens der ikke er større forskel på tilstanden i vandløb, der afvander landbrugsoplande og spildevandsbelastede oplande.

Trådalger forekom i stor mængde på 30% af de undersøgte vandløbsstationer i 1994

Trådalgeforekomsten på ca. 100 overvågningsstationer er blevet undersøgt i 1994. Undersøgelserne har vist, at på 30% af stationerne opnåede algerne en maksimal dækningsgrad på mere end 80%. Analyserne af de indsamlede trådalgedata viste også, at dækningsgraden af trådalger var størst i vandløb med stenbund og i vandløb med høje koncentrationer af fosfor.

Fosforkoncentrationen er faldet fra 1989-94 i knap halvdelen af de 37 overvågningsøer

Søer

I 16 af de undersøgte 37 søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationerne i søvandet siden 1989, primært fordi spildevandstilførslerne til disse søer er nedbragt. I dag er tilførslerne af fosfor og kvælstof fra det åbne land generelt den mest betydende enkeltkilde.

*Faldet er overvejende sket i de i forvejen mest fosforbelastede søer
Den biologiske struktur i søer har også betydning for mængden af alger og vandets klarhed*

Faldet i fosforkoncentrationer er overvejende sket i de mest forurenede søer, og har ikke været stort nok til markant at mindske mængden af algeplankton i søerne og dermed øge vandets klarhed. Mængden af algeplankton 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 indirekte rolle for sammensætningen og mængden af algeplankton i søerne og dermed for vandets klarhed.

Biomanipulation i form af indgreb i fiskebestanden i søer har positiv effekt på mængden af algeplankton og vandets klarhed

Indgreb i fiskebestandens sammensætning (biomanipulation) er derfor i en del søer en åbenlys mulighed for at forbedre søernes miljøtilstand. I to af overvågnings søerne er fiskebestanden ændret markant siden 1989. I Arreskov sø som følge af fiskedød og i Engelsholm sø ved biomanipulation. I begge søer resulterede ændringerne i fiskebestanden også i markante ændringer i dyreplankton, højere sigtdybde og lavere koncentrationer af kvælstof og fosfor.

De marine områder

Høje koncentrationer af næringssalte i fjorde, kystnære og åbne havområder i 1994

Den store samlede belastning med næringssalte i 1994 medførte både i fjorde, kystnære og åbne havområder højere kvælstof- og fosforkoncentrationer i vinter og forårsmånederne end i tidligere år. Det er ikke muligt at påvise nogen generelle ændringer i vinter- og sommermiddelkoncentrationerne af kvælstof siden 1980'erne. Der er derimod påvist et signifikant fald i fosforkoncentrationerne i de fleste fjorde og kystnære områder siden slutningen af 1980'erne. Det skyldes, at fosforbelastningen er nedbragt betydeligt som følge af bedre spildevandsrensning.

Masseforekomster af plankton i næsten alle fjorde og kystvande i 1994

De store mængder næringssalte, der blev tilført de danske farvande i 1994 i kombination med en længere periode med usædvanlig stor solindstråling og høje sommertemperaturer førte til masseforekomster af plankton i næsten alle fjorde og kystvande. I mange fjordområder blev der registreret de hidtil største mængder af planteplankton siden overvågningen blev iværksat.

Værste iltsvindsproblemer i 1994 siden 1988 pga. store mængder planteplankton, rekordvarmt vand og lange vindstille perioder

I de fleste danske fjordområder gav de store mængder af planteplankton, i kombination med det rekordvarme vand og en lang vindstille periode i juli og august med stærk lagdeling af vandmasserne anledning til de værste iltsvindsproblemer siden 1988. Også mange kystnære marine områder blev ramt af iltsvind. Specielt i Bælthavet, forekom der nogle alvorlige iltsvind med iltfrie forhold og svovlbrintefrigivelse fra bunden. I de åbne farvande blev specielt Arkonahavet påvirket af alvorligt iltsvind, hvorimod megen blæst i Kattegat i sensommeren og i efteråret, fik blandet vandmasserne før der opstod kritiske forhold.

Siden de omfattende iltsvind i 1988 kunne der generelt spores en fortsat fremgang for bundfaunaen frem til foråret 1994. Konsekvenserne af de omfattende iltsvind i sommeren 1994 er foreløbig dokumenteret fra en række farvandsområder. I Limfjorden og det Sydfynske Øhav blev der således registreret omfattende bundfaunadød. I Roskilde Fjord og Isefjord blev der konstateret døde blåmuslinger og effekter på fiskebestandene og ud for den jyske vestkyst var der tegn på fiskedød.

Omfattende reduktioner i udbredelsen af ålegræs og flerårige rød- og brunalger i 1994

I mange fjorde og kystnære områder konstateredes i 1994 omfattende reduktioner i udbredelsen af ålegræs og af flerårige rød- og brunalger. Det generelle indtryk er, at der er tale om den mest omfattende tilbagegang siden 1989. Det formodes, at ekstreme forhold med iltsvind, svovlbrinteutslip, høje vandtemperaturer, nedslag af muslinger og dårlige lysforhold, er de primære årsager.

I de åbne farvande havde algevegetationen på havbunderimod forbedrede vækstforhold hen over sommeren 1994. Årsagen er formodentlig den store solindstråling kombineret med en lav planktonmængde i de øvre vandlag forårsaget af næringsmangel og udsynkning af alger på grund af en lang vindstille periode.

Tilbageslag for miljøforholdene i kystområderne i 1994

De senere års forbedrede miljøforhold i kystområderne blev således i 1994 vendt til et alvorligt tilbageslag. Tilstanden i de danske farvande i 1994 viser med al tydelighed nødvendigheden af at reducere primært kvælstofudvaskningen.

11 Referencer

Andersson N.J., Odgaard, B.V. & Jeppesen, E., (1994): Søernes tilstand før og nu. Det Strategiske Miljøforskningsprogram, Miljøforskning nr. 12: 16-17.

*Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M., submitted: Pike (*Esox Lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 1. effects on the fish population in Lake Lyng. (Denmark). Hydrobiologia.*

Danmarks Miljøundersøgelser (1994): Vegetationsundersøgelser i 1994 og 1995. Justeringer til: Vegetationsundersøgelser i søer - Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Notat udarbejdet af arbejdsgruppe. 6 s.

Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M., (1990): The restoration of shallow eutrophic lakes and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentrations. Hydrobiologia 200/201: 557-566.

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.

Hanson, J.M. & Leggett, W.C., (1982): Empirical prediction of fish biomass and weight. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 257-263.

Hanson, J.M. & Peters, R.H., 1984: Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass

Havens, K.E., 1991: Fish-induced resuspension effects on phytoplankton biomass and community structure in a shallow hypereutrophic lake. J. Plank. Res. 13: 1163-1176.

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

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.

Jensen H. S. & Andersen, F.Ø. (1990): Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. Npo-projekt C4. Miljøstyrelsen, 96 s.

Jeppesen et al. (submitted): Top-down regulation in freshwater lakes with special emphasis on the role of fish, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia.

- Kirk, K.L. & Gilbert, J.J. (1990):* Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71: 1741-1755.
- Kirk, K.L., (1991):* Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. *Ecology* 72: 915-923.
- Kristensen, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990a):* Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. Afdeling 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., Jensen, J.P., Jeppesen, E. & Erlandsen, M. (1991):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 38.
- Kristensen, P., Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Sortkjær, L. (1992):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. 111 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 63.
- 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., de Hann, W., Breukelaar, A.W. & Buiteveld, H. (1990):* Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303-316.
- 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 (1995):* Paradigma for rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Miljøstyrelsen. 147 sider.
- Miljøstyrelsen (1994):* STANDAT V. 1.1. Vejledning nr 1. 1994 fra Miljøstyrelsen. 64 s.
- Miljøstyrelsen (1993):* Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993-1997. 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. Afdeling for Ferskvandsøkologi. 45 s.

Moeslund, B., Løjtnant, B. Mathiesen, H. Mathiesen, L., Pedersen, A., Thyssen, N. (red), Schou J.C. (1990): Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. Miljønyt nr. 2, 1990. Miljøstyrelsen. 119 s.

Mortensen, E., Jensen, H.J., Müller, J.P. & Timmermann, M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgellesprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Afdeling 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.

Olrik, K. (1993): Planteplankton - økologi. Økologiske faktorer for planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt 243. Miljøstyrelsen. 166 s.

Olsen, M.S., Mejer, H., Grevy, P. & Grevy, I.T. (1994): Spådomme om danske søer. Vand og Jord. 1.2: 58-60

Persson, L., Anderson, G., Hamrin, S.F. & Johansson, L., (1993): Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In S.R. Carpenter (ed.): Complex interactions in lake communities. Springer forlag, 45-65.

Pridmore, R.D., Vant, W.N. & Rutherford, J.C. (1985): Chlorophyll-nutrient relationships in North Island lakes (New Zealand). Hydrobiologia 121: 181-189.

Quiros, R. (1990): Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 928-939.

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

Sommer, U., (1995): Comparison between steady state and non-steady state competition: experiments with natural phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 30: 335-346.

Svendsen, L.M. & Rebsdorf, Aa. (1994): Kvalitetssikring af overvågningsdata. Retningslinier for kvalitetssikring af ferskvandskemiske data i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Afdeling for Ferskvandsøkologi. 87 s.

Svendsen, L. M. (1995): Notat vedrørende fordampning fra en sø. 1. Februar 1995. 2 sider. Danmarks Miljøundersøgelser.

Søndergaard, M., Windolf, J. & Jeppesen, E., (1995): Fosfor i søbunden af overvågningsøerne. Vand og Jord 2.4: 175-178.

*Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S., submitted: Pike (*Exocoetia lucius* L.) effects as a biomanipulation tool. 2: Effects on lower trophic levels in Lake Lyng (Denmark). Hydrobiologia.*

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.

Zdanowski, B., (1982): Variability of nitrogen and phosphorus contents and lake eutrophication. Pol. Arch. Hydrobiol. 29: 3-4.

12 Oversigt over amtsrapporter

FREDERIKSBORG AMT:

Frederiksborg Amt, 1995: Vedr. forespørgesel til amterne om fortsat drift af intensiv-stationer. Teknik og Miljø. Notat.

Hansen, L.R., Hansen, R.S., 1995: Bastrup Sø. Tilstand og udvikling 1994. Teknik og Miljø, 72 sider + bilag. ISBN 87-7781-063-5.

Hansen, L.R., Hansen, R.S., 1995: Fuglesø. Tilstand og udvikling 1994. Teknik og Miljø, 60 sider + bilag.

Lindhardtzen, M., 1995: Vandløb og kilder. Tilstand og udvikling 1994. Teknik og Miljø, 70 sider. ISBN 87-7781-071-6.

Thomsen, H.U. & Hansen, R.S., 1995: Arresø. Tilstand og udvikling 1994. Teknik og Miljø, 35 sider + bilag. ISBN 87-7781-065-1.

FYNS AMT:

Fyns Amt, 1995: Vegetationsundersøgelser i Arreskov Sø, 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 8 sider + bilag. Notat.

Fyns Amt, 1995: Søholm Sø 1994 - Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 16 sider + bilag. Notat. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns Amt, 1995: Fiskebestanden i Langesø - august 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 85 sider + bilag. ISBN 87-7343-243-1.

Fyns Amt, 1995: Arreskov Sø 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 96 sider + bilag. ISBN 87-7343-238-5.

Fyns Amt, 1995 Langesø 1994 - Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 14 sider + bilag. Notat. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns Amt, 1995 Langesø 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 92 sider + bilag. ISBN 87-7343-236-9.

Fyns Amt, 1995 Søholm Sø 1994 - Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 88 sider + bilag. ISBN 87-7343-237-7.

Fyns Amt, 1995 Arreskov Sø 1994 - Plante- og dyreplankton. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 16 sider + bilag. Notat. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Fyns Amt, 1995: Vandløb 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 88 sider + bilag. ISBN 87-7343-239-3.

KØBENHAVNS AMT:

Københavns Amt, 1995: Overvågning af søer, 1994. Teknisk Forvaltning, 107 sider + bilag.

KØBENHAVNS KOMMUNE:

Københavns Kommune, 1995: Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1994. Stadsingeniørens direktorat, Afløbsafdelingen, 58 sider + bilag.

Københavns Kommune, 1995: Damhussøen 1994. Stadsingeniørens direktorat, Afløbsafdelingen. Bilag.

Københavns Kommune, 1995: Miljøtilstanden i Damshussøen 1994. Stadsingeniørens direktorat. 58 sider + bilag.

Københavns Kommune, 1995: Miljøtilstanden i Damshussøen 1994. Stadsingeniørens direktorat. 63 sider.

Københavns Kommune, 1995: Utterslev Mose 1994. Stadsingeniørens direktorat. Bilag.

Københavns Kommune, 1995: Miljøtilstanden i Utterslev Mose 1994. Stadsingeniørens direktorat. 59 sider.

NORDJYLLANDS AMT:

Jepsen, J.B., 1995: Søer 1994. Forv. for teknik og miljø, Miljøkontoret. 54 sider + bilag. ISBN 87-7775-245-7.

RIBE AMT:

Ribe Amt, 1995: Holm Sø 1994 - Plante- og dyreplankton. Teknik- og Miljøområdet. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Ribe Amt, 1995: Kvie Sø 1994 - Plante- og dyreplankton. Teknik- og Miljøområdet. Udarbejdet af Miljøbiologisk Laboratorium.

Ribe Amt, 1995: Vegetation i Kvie Sø 1994. Teknik- og Miljøområdet. Udarbejdet af Bio/consult.

Hansen, C.M., 1995: Kvie Sø, Holm Sø. Teknik- og Miljøområdet, 37 sider + bilag. ISBN 87-7342-733-0.

RINGKØBING AMT:

Ringkjøbing Amt, 1995: Sedimentundersøgelser i Lemvig Sø, 1994. Vandmiljøafdelingen, 12 sider + bilag. Udarbejdet af Carl Bro Miljø as. ISBN 87-7743-198-7.

Ringkjøbing Amt, 1995: Kilen 1994. Grundvands- og industrimiljøafdeling, 25 sider + bilag.

Ringkjøbing Amt, 1995: Sæby Sø 1994. Grundvands- og industrimiljøafdeling, 23 sider + bilag.

Ringkjøbing Amt, 1995: Lemvig Sø 1994. Grundvands- og industrimiljøafdeling, 23 sider + bilag.

ROSKILDE AMT:

Helmgaard, P., 1995: Borup Sø 1989-1994. Teknisk forvaltning, 52 sider + bilag. ISBN 87-7800-150-1.

Roskilde Amt, 1995: Fiskebestanden i Borup Sø, august 1993. Teknisk Forvaltning, 68 sider + bilag. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium. ISBN 87-7800-085-8.

Rasmussen, J.V., 1995: Gundsømagle Sø, Borup Sø 1989-1994. Teknisk Forvaltning, 64 sider + bilag. ISBN 87-7800-154-4.

STORSTRØMS AMT:

Lindhardt, L., Myssen, P., Norby, V. & Fugl, K., 1995: Hejrede Sø, Overvågningsdata 1994. Teknik- og miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 30 sider + bilag. ISBN 87-7726-190-9.

Storstrøms Amt, 1995: Vesterborg Sø, Overvågningsdata 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 40 sider + bilagsrapport.

Storstrøms Amt, 1995: Fiskebestanden i Røgbølle, 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 84 sider + bilag. Udarbejdet af Mohr-Markmann og Fiskebiologisk Rådgivning.

Storstrøms Amt, 1995: Fyto- og zooplankton i Hejrede Sø 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 19 sider + bilag.

Storstrøms Amt, 1995: Røgbølle Sø, Overvågningsdata 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 37 sider + bilagsrapport.

Storstrøms Amt, 1995: Fiskebestanden i Hejrede Sø, 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 80 sider + bilag. Udarbejdet af Mohr-Markmann og Fiskebiologisk rådgivning.

Storstrøms Amt, 1995: Fyto- og zooplankton i Røgbølle Sø, 1994. Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret, 19 sider + bilag. Udarbejdet af Carl Bro Miljø as.

SØNDERJYLLANDS AMT:

Sønderjyllands Amt, 1994: Jels Oversø. Miljø- og vandløbsvæsenet, 44 sider + bilag.

Sønderjyllands Amt, 1994: Store Søgård Sø. Miljø- og vandløbsvæsenet, 45 sider + bilag.

VEJLE AMT:

Marsbøll, S., Pedersen, L.E. & Møller, P.H., 1995: Rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram for søer. Teknik og Miljø.

Møller P.H., Pedersen, L.E. & Marsbøll, S., 1995: Overvågning af søer 1994. Næringssalte, belastning, biologi. Teknik og Miljø, 126 sider + bilag. ISBN 87-7750-216-7.

VESTSJÆLLANDS AMT:

Angantyr, L.A., Sørensen, A. & Olrik, K., Miljøbiologisk Laboratorium, 1995: Tissø 1987-1994. Plante- og dyreplankton. Natur og Miljø, 67 sider + bilag.

Vestsjællands Amt, 1995: Tystrup Sø 1994. Natur og Miljø, 30 sider + bilag.

Vestsjællands Amt, 1995: Vandmiljøovervågning Maglesø 1994. Natur og Miljø, 50 sider + bilag.

Vestsjællands Amt, 1995: Vandmiljøovervågning. Fiskebestanden i Maglesø august 1994. Natur og Miljø, 60 sider + bilag. Udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Vestsjællands Amt, 1995: Tissø 1994. Natur og Miljø, 37 sider + bilag.

VIBORG AMT:

Moeslund, B., 1994: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Hinge Sø 1994. Miljø og Teknik, 64 sider.

Moeslund, B., 1995: Nors Sø. Miljø og teknik, 64 sider.

Viborg Amt, 1995: Nors Sø 1994. Miljø og Teknik, bilag.

Viborg amt, 1995: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Hinge Sø 1994 Bilag 5.1-5.5. Miljø og Teknik.

Viborg Amt, 1995: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Hinge Sø 1994. Bilag 1-5.0 + bilag 6. Miljø og Teknik.

ÅRHUS AMT:

Jørgensen, T.B., 1995: Ørn Sø 1994. Natur og Miljø, 50 sider + bilag.

Skovgaard, H., Schacht, K., 1995: Bryrup Langsø 1994. Natur og Miljø, 40 sider + bilag. ISBN 87-7295-451-5.

Skovgaard, H., Schacht, K., 1995: Ravn Sø 1994. Natur og Miljø, 47 sider + bilag. ISBN 87-7295-449-3.

Århus Amt, 1995: Biologiske data i Bryrup Langsø. Natur og Miljø.

Århus Amt, 1995: Biologiske data. Ørn Sø 1994. Natur og Miljø.

Århus Amt, 1995: Biologiske data. Ravn Sø 1994. Natur og Miljø.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Ferskvandsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Vejløvej 25	
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 14 14.

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Flora- og Faunaøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 15 14.

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Arktisk Miljø</i>
Tagensvej 135, 4.	
2200 København N	

Tlf. 35 82 14 15
Fax 35 82 14 20

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, tema-rapporter, 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.