



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Søer 2003

Faglig rapport fra DMU, nr. 515

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Søer 2003

*Faglig rapport fra DMU, nr. 515
2004*

Jens Peder Jensen

Martin Søndergaard

Erik Jeppesen

Torben L. Lauridsen

Lone Liboriussen

Frank Landkildehus

Lisbet Sortkjær

Datablad

Titel:	Søer 2003
Undertitel:	NOVA 2003
Forfattere:	Jens Peder Jensen, Martin Søndergaard, Erik Jeppesen, Torben L. Lauridsen, Lone Liboriussen, Frank Landkildehus & Lisbet Sortkjær
Afdeling:	Afdeling for Ferskvandsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 515
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser © Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2004
Redaktionen afsluttet:	November 2004
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Landkildehus, F. & Sortkjær, L. 2004: Søer 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 515. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Emneord:	Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan, NOVA 2003
Tegninger/fotos: Layout:	Grafisk værksted, Silkeborg Anne Mette Poulsen
ISBN:	87-7772-839-4
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	88
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR515.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998)
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Remtemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 7

1 Status og udvikling i NOVA-søerne 11

- 1.1 Fysisk-kemiske forhold 11
 - 1.1.1 Temperatur og afstrømningsforhold 11
 - 1.1.2 Fosfor 12
 - 1.1.3 Kvælstof 15
 - 1.1.4 Sigtdybde og klorofyl a 18
- 1.2 Planteplankton 19
- 1.3 Dyreplankton 22
- 1.4 Undervandsplanter 27
- 1.5 Fiskeyngel 29
- 1.6 Ændringer i den relative andel af fisk fanget ved elektro-fiskeri i bredzonen og gællenetsfiskeri på åbentvand 30
 - 1.6.1 Metoder 31
 - 1.6.2 Resultater 32
 - 1.6.3 Diskussion og konklusion 39
- 1.7 Søernes målsætning og aktuelle tilstand 41
- 1.8 Forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i søerne 43
 - 1.8.1 Tungmetaller 43
 - 1.8.2 Miljøfremmede stoffer 44
- 1.9 Sammenfatning 47

2 Søernes oplande samt næringsstoffdynamik 49

- 2.1 Vandbalancer for søerne 49
- 2.2 Stofbalancer for søerne 50
 - 2.2.1 Fosforbalancer for søerne 50
 - 2.2.2 Kvælstofbalancer for søerne 53
- 2.3 Oplandsbeskrivelser og kildeopsplitning 55
 - 2.3.1 Oplandsbeskrivelse 57
 - 2.3.2 Kilder til næringsstoffbelastningen – status 58
 - 2.3.3 Kilder til næringsstoffbelastningen – udviklingen i udvalgte enkeltkilder 61
- 2.4 Jernbalancer for søerne 63
- 2.5 Sediment 67
- 2.6 Sammenfatning 69

3 Klimatiske forhold 71

- 3.1 Temperatur og globalindstråling 71
- 3.2 Nedbør og fordampning 73
- 3.3 Ferskvandsafstrømning 73
- 3.4 Vindforhold 74
- 3.5 Sammenfatning 74

4 Beskrivelse af overvågningsprogrammet 77

4.1 Vandmiljøplanen 77

4.2 Overvågningsprogrammet for søer 77

4.3 Overvågningssøerne 80

Referencer 83

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

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

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landervågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

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

Rapporten "Marine områder 2003. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

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

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2003" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

[Tom side]

Sammenfatning

31 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer

Amtterne varetager drift af programmet

Det åbne land bidrager med flest næringsstoffer til søerne

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

Amtskommunerne forestår den standardiserede prøveindsamling og beskriver hvert år de enkelte søers miljøtilstand i regionale rapporter. De indsamlede data indberettes til Danmarks Miljøundersøgelser, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udviklingen i alle søerne. Dette års rapport omfatter således såvel status for miljøtilstanden i 2003 samt resultater for udviklingstendenser i perioden fra 1989 til 2003.

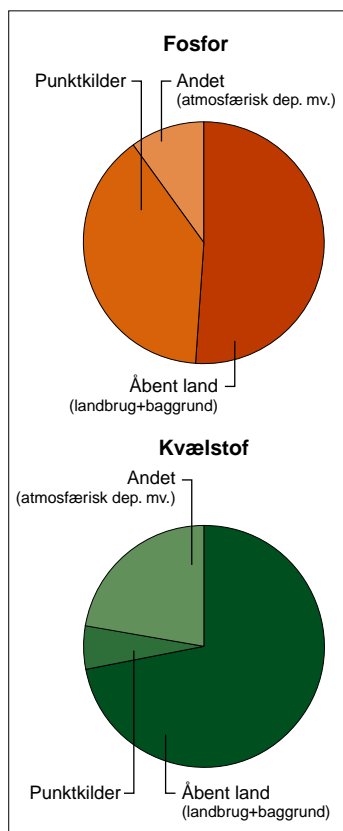
Stoftilførslen af såvel fosfor som kvælstof til søerne har i 2003 som i tidligere år været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med ca. 51 % af stoftilførslen for fosfor og 72 % for kvælstof (Fig. 0.1). Punktkildernes inkl. spredt bebyggelses andel udgjorde henholdsvis 39 % og ca. 6 %, heraf stammer en stor del fra regnvandsbetingede overløb. Spildevandsbidraget til søerne har været faldende, især for de mest belastede søer. Således er både fosfor- og kvælstofbidraget fra byspildevand og industrispildevand fra 1989 til 2003 reduceret meget markant fra ca. 22 % til nogle få procent.

Den relative kvælstoftilbageholdelse i søerne falder med faldende opholdstid. Uafhængigt af ændringerne i de hydrologiske forhold er kvælstoftilbageholdelsen steget i nogle af overvågningssøerne, efter at søerne er blevet klarvandede som følge af ændringer i fiskebestanden. I halvdelen af søerne var kvælstoftilbageholdelsen i 2003 over 35 %. Og medianen og gennemsnittet for den absolutte kvælstoftilbageholdelse var 62 og 82 mg N m⁻² dag⁻¹ svarende til 226 og 299 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Jerntilbageholdelsen i søerne er tilsvarende høj, søerne tilbageholder typisk mellem 50 og 70% af den tilførte jernmængde. Jern udgør en væsentlig faktor for tilbageholdelsen af fosfor i søerne, men den jernbundne fosfor i sedimentet kan frigives igen i forbindelse med nedsettelsen af fosfortilførslen til søerne.

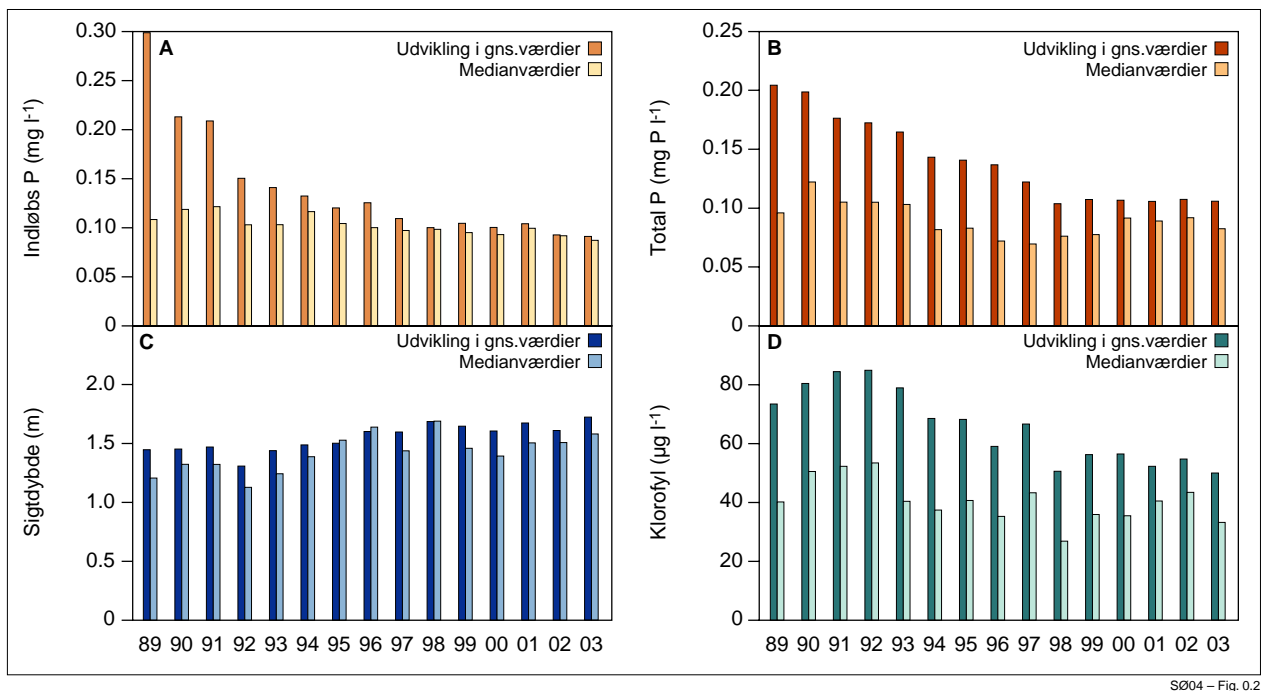
Fosfortilbageholdelsen i overvågningssøerne er kun i mindre grad afhængig af opholdstiden i søerne. I 2003 havde omkring 1/3 af søerne en negativ fosforbalance, dvs. de afgav mere, end de modtog, som følge af frigørelse af fosfor fra søbunden, efter at belastningen er reduceret. Men det ser ud til, at effekten af den interne fosforfrigivelse fra sedimentet er på retur i flere af søerne.

Analyser af data fra sedimentundersøgelser i søerne viser, at de højeste søkoncentrationer af fosfor findes i søer med både en høj fosfortilførsel og en høj jerntilførsel, mens der ved høje fosfortilførsler og lave



SØ04 - Fig. 0.1

Figur 0.1 Kildefordeling for stoftilførslen til søerne i 2003. Punktkilder er inklusiv spredt bebyggelse



SØ04 – Fig. 0.2

Figur 0.2 Udviklingen i gennemsnits- og medianværdier (sommer) for de 27 ferske overvågnings søer igennem årene fra 1989 til 2003. Der er vist indløbskoncentrationen af fosfor samt søernes sigtdybde og indhold af totalfosfor og klorofyl a. Gennemsnitsværdier er vist til venstre og medianværdier til højre.

jerntilførsler typisk findes væsentligt lavere søkoncentrationer af fosfor.

Fald i fosfor og kvælstof

Siden overvågningsprogrammets iværksættelse i 1989 er fosforkoncentrationen i det vand, der strømmer til søerne, som helhed faldet markant (Fig. 0.2). Samstemmende er årsmiddelværdien af totalfosfor i søvandet stort set halveret fra 0,204 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,106 mg P l⁻¹ i 2003. Faldet har været størst i de mest næringsrige og spildevandsbelastede søer. I 12 af de 27 ferskvandssøer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet som årsgennemsnit.

Koncentrationen af tilført kvælstof til søerne er tilsvarende blevet reduceret signifikant for 20 af de 27 søer.

Sigtdybde og klorofyl

Den sommergennemsnitlige sigtdybde er i perioden 1989 til 2003 steget fra 1,5 til 1,7 m. Dette skyldes et fald i den gennemsnitlige klorofyl a koncentration fra 73 til 50 µg l⁻¹ i samme tidsrum. For henholdsvis 12 og 10 søer er der registreret signifikante forbedringer i sigtdybden og klorofylmængden. Og kun for en enkelt sø er der registreret signifikante forværringer.

Plantepilankton

Biomassen af plantepilankton er faldet signifikant i 9 af de 27 søer, mens den er steget i en enkelt sø. Det er især inden for gruppen af blågrønalger og grønalger, men også fure- og gualger, at ændringerne har fundet sted. Biomassen af blågrønalger og grønalger er generelt faldet, mens biomassen af fure- og gualger er steget i overvågningsperioden. Den relative sammensætning af plantepilanktonet har også ændret sig i mange søer, bl.a. er procenten af blågrønalger steget i 7 søer, mens den er faldet i 6 søer. Rentvandsgruppen gualger er også gået væsentligt frem i mange søer – især i de seneste år

Dyreplankton

Den gennemsnitlige totale biomasse af dyreplankton er faldet med ca. 0,1 mg TV l⁻¹ fra perioden 1989-95 til 2003. Tilsvarende er også medianværdien af biomassen af dyreplankton faldet fra 0,73 til 0,47 mg TV l⁻¹ i samme periode, hvilket især kan tilskrives den aftagende biomasse af planteplankton. Der ses en reduktion i biomassen af små cladoceer, hjuldyr og især vandlopper.

Tabel 0.1 Miljøtilstanden i 2003 i overvågnings søerne illustreret ved udvalgte nøgleparametre. Kvælstof og fosfor er angivet som årgennemsnit, mens de øvrige er sommergennemsnit (1. maj-30. september).

Parameter	n	Gns	25 %	Median	75 %
P-indløbskonc. (mg P l ⁻¹)	27	0,091	0,052	0,087	0,123
P-søkoncentration (mg P l ⁻¹)	27	0,106	0,058	0,082	0,140
P-tilbageholdelse (%)	16	6	-12	15	29
N-indløbskonc. (mg N l ⁻¹)	27	3,9	2,2	4,2	5,1
N-søkoncentration (mg N l ⁻¹)	27	1,8	0,9	1,5	2,5
N-tilbageholdelse (%)	16	40	22	35	57
Sigt dybde (m)	27	1,7	0,7	1,6	2,7
Klorofyl a (µg l ⁻¹)	27	50	13	33	69
Planteplankton (mm ³ l ⁻¹)	27	10,1	2,2	4,8	10,7
Blågrønalger (%)	27	32	4	32	48
Dyreplankton (mg TV l ⁻¹)	27	0,75	0,35	0,47	1,17
Dyreplanktons græsning (% d ⁻¹)	27	36	16	22	47

Tabel 0.2 Statistisk signifikante udviklinger i miljøtilstanden i 27 overvågnings søer i perioden 1989-2003 for udvalgte nøgleparametre. Med hensyn til fosfor og kvælstof er angivet udviklingen for årgennemsnit, mens det for de øvrige er for sommergennemsnit (1. maj-30. september).

Parameter	Forbedret	Forværret
P-indløbskoncentration	13	1
P-søkoncentration	12	5
P-tilbageholdelse (%)	2	2
N-indløbskoncentration	20	0
N-søkoncentration	9	0
N-tilbageholdelse (%)	3	0
Sigt dybde	12	1
Klorofyl a	10	1
Planteplanktonbiomasse	9	1
Blågrønalger (%)	7	5
Dyreplanktonbiomasse	5	7
Dyreplanktons græsning	3	1

Dyreplanktons græsning

Betragtet under et er der tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplankton er øget i overvågnings søerne. Statistisk set kan der dog endnu ikke registreres væsentlige signifikante ændringer i søernes samlede græsningstryk.

Undervandsplanter

Undervandsplanterne har generelt været i fremgang fra undersøgelsen af disse startede i 1993/94 indtil 1999. I 1999 reduceredes dækningsgraden i mange søer, og medianen faldt kraftigt. Efter 1999 er der atter fremgang, og niveauet for undervandsplanternes udbredelse er stort set tilbage på niveauet i 1997/98.

Fiskene og deres fordeling

Analyser af resultaterne fra fiskeundersøgelser viser store forskelle i fiskenes fordeling i søerne og langs en fosfor- (klarheds-) gradient, og i mindre grad med dybden. Det er velkendt, at visse arter primært forekommer i littoralzonen (fx gedde, rudskalle, grundling, suder, karuds), mens andre primært er pelagiske (fx sandart og hork). Disse forhold bekræftes også af analysen af datamaterialet.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

I 8 søer er forekomsten af tungmetaller og miljøfremmede stoffer undersøgt. Med en enkelt undtagelse forekommer tungmetallerne i søerne med koncentrationsniveauer, der ikke indikerer, at stofferne kan påvirke søernes økologi. For de miljøfremmede stoffer er koncentrationsniveauerne meget lave, og det vurderes, at det enkelte stof ikke vil give anledning til økologiske effekter i søerne.

Tilstand og målsætning

På baggrund af resultaterne fra undersøgelserne af miljøtilstanden i 2003 har amtskommunerne vurderet, om overvågningssøernes målsætninger er opfyldt. Heraf fremgår, at hovedparten af de 31 søer ikke lever op til deres målsætninger, kun for 7-8 af de 31 søer var målsætningen opfyldt i 2003. Nogle af søerne vil dog i løbet af en årrække få en forbedring i tilstanden, når den interne fosforfrigivelse er væk. Men det er også nødvendigt med yderligere reduktioner i fosfortilførslerne, herunder tilførslen fra landbrugsarealer samt fra spredt bebyggelse, for at opnå en tilstrækkelig god miljøtilstand i søerne, svarende til kravene i målsætningerne.

Ikke desto mindre er miljøtilstanden samlet set forbedret væsentligt i overvågningssøerne fra 1989 til 2003, især på grund af reduktioner i fosfortilførslen. Forbedringer i miljøtilstanden er registreret især for de vandkemiske parametre (bl.a. fosforkoncentration og sigtddybde) og også i den biologiske struktur (især planteplankton). Reduktionen i fosfortilførslen til søerne hidrører både fra regionale tiltag til forbedring af spildevandsrensningen fra før 1989 og fra kravene til samme i medfør af Vandmiljøplanen. Kun den diffuse fosfortilførsel inklusiv landbrugsbidraget fra det åbne land er ikke reduceret igennem perioden og er således sammen med eventuel spredt bebyggelse i oplandene en af de sidste væsentlige kilder, der kan justeres på, for at tilstanden i søerne kan forbedres yderligere. Som situationen er i dag, har de hidtidige forbedringer i miljøtilstanden ikke været tilstrækkelige til, at søernes målsætninger generelt har kunnet opfyldes.

1 Status og udvikling i NOVA-søerne

Tidsserien for overvågnings søerne er nu oppe på 15 år (1989 til 2003), og omfatter for hele perioden data fra 27 ferskvandssøer. Fra 1998 er tillige 4 brakvandssøer blevet inddraget overvågningsprogrammet for søer.

I dette afsnit gives en oversigt over søernes tilstand i 2003 samt en statistisk vurdering af udviklingen i en række fysiske, kemiske og biologiske parametre siden 1989. Udviklingen præsenteres som enkeltår og derudover som en sammenligning af perioderne 1989-95 og 1996-2002 samt året 2003. Afslutningsvis er NOVA-søernes målsætninger og målopfyldelse beskrevet, og der er foretaget en vurdering af behovet for yderligere tiltag over for næringsstofftilførslen til søerne.

Udviklingen i søernes tilstand er især vurderet på grundlag af tidsvægtede gennemsnit af de enkelte variable på års- eller sommerbasis (1. maj-31. september). For plante- og dyreplankton er der taget udgangspunkt alene i sommergennemsnit, og for undervandsplanter (siden 1993/94) benyttes en enkelt måling gennem sæsonen. For fiskeyngel (siden 1998) benyttes en enkelt måling pr. sæson, og udviklingen i fiskebestanden er baseret på 1-3 målinger gennem overvågningsperioden.

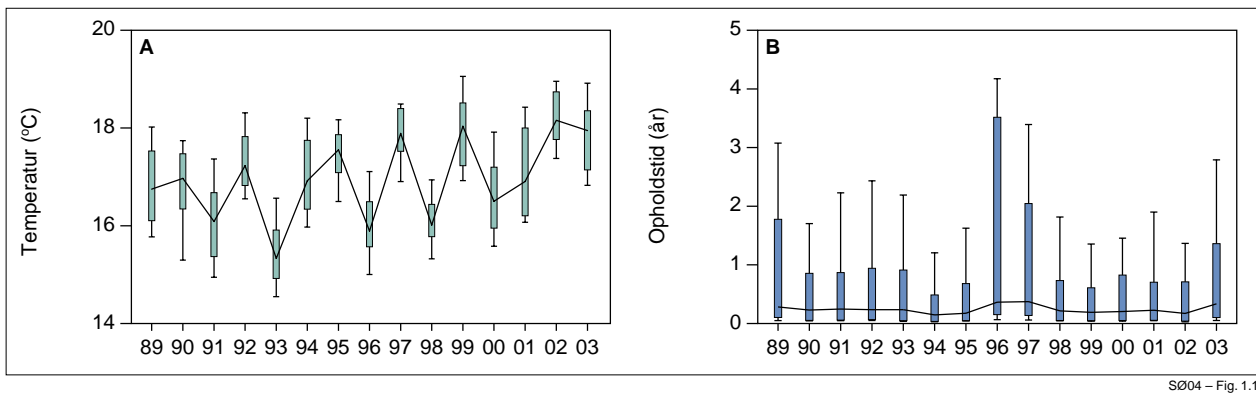
De statistiske beregninger er baseret på log-lineær regression på de udregnede middelværdier og er testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen, dvs. om der gennem de 15 år har været en statistisk sikker ændring. Responsvariablen er logaritmetransformeret især for at sikre varianshomogenitet. På grund af de relativt korte tidsserier samt valget af en lineær responsmodel har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10 % signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. I præsentationen er der dog opdelt i 4 klasser baseret på testsandsynligheden: <10 %, <5 %, <1 % og <0,1 %. Man skal naturligvis være opmærksom på, at det med denne metode vil være lettere statistisk at påvise en jævn udvikling over en årrække end pludselige ændringer.

1.1 Fysisk-kemiske forhold

1.1.1 Temperatur og afstrømningsforhold

Klimatiske forhold, herunder specielt temperaturen, har ofte en betydelig indflydelse på såvel den kemiske som den biologiske struktur og funktion i søerne. Påvirkningen sker via ændringer i vækst, græsning, næringsstofomsætning, gydesucces mv. Vandafstrømningen og dermed søernes opholdstider er også en afgørende faktor for bl.a. næringsstofftilbageholdelsen i søerne.

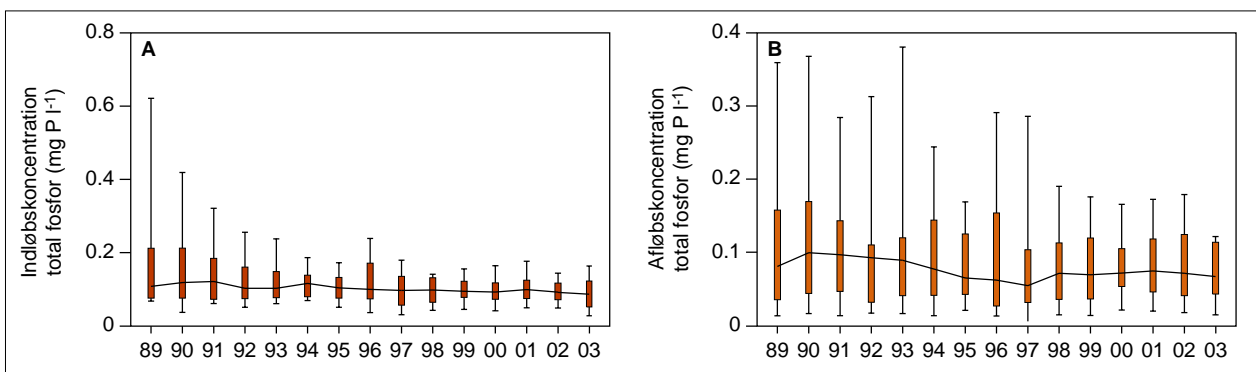
Sommeren 2003 var ikke så varm som i 2002, men stadig blandt de varmeste år i tidsseriens 15-årige historie. Således var vandtemperaturerne i 2003 på niveau med niveauet i 1997 og 1999 (Fig. 1.1A). I modsætning hertil har somrene 1993, 1996 og 1998 været de markant koldeste.



SØ04 – Fig. 1.1

Figur 1.1 A: *Udviklingen i søernes vandtemperatur (sommer-middel, °C) i perioden 1989 til 2003.* B: *Udviklingen i vandets opholdstid (år) i søerne i perioden 1989 til 2003. Bjælkerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier.*

I 2003 var opholdstiderne længere end normalt. De har generelt kun været længere i årene 1989 og 1997 samt specielt 1996 (Fig. 1.1B). Sammenlignes 2003 med de to perioder 1989-95 og 1996-2002, var opholdstiden generelt længere i 2003 (se også kapitel 2.1). En mere uddybende beskrivelse af de klimatiske forhold i året 2003 samt overvågningsperioden 1989 til 2003 findes i kapitel 3. I kapitel 2 er afstrømningsforholdene samt vand- og næringsstoftilførsler beskrevet detaljeret.



SØ04 – Fig. 1.2

Figur 1.2 *Udviklingen i søernes ind- og udløbskoncentration af totalfosfor (mg P l⁻¹) i perioden 1989 til 2003. A. Indløbskoncentration. B. Afløbskoncentration. Bjælkerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier.*

1.1.2 Fosfor

Alle søer

Faldende fosforkoncentration i indløb, søvand og udløb

Koncentrationen af fosfor i søernes indløb og udløb har generelt været faldende siden overvågningsprogrammets start i 1989 (Fig. 1.2, Tabel 1.3). Årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor i indløbene er omtrent halveret fra 0,181 mg P l⁻¹ i perioden 1989-95 til 0,091 mg P l⁻¹ i 2003, mens medianen kun er reduceret med 26 % (Tabel 1.1). 75%- og 90%-fraktilerne er reduceret signifikant i perioden fra 1989 til 2003, således er reduktionen af tilløbskoncentrationen størst i søerne med de højeste koncentrationer.

Koncentrationen i udløbene er faldet knapt så meget, idet årsmiddel og median er reduceret med hhv. 44 % og 24 % i 2003 i forhold til perioden 1989-95. Denne forskel kan i søerne med reduceret punkt-kildebetinget fosfortilførsel hovedsagelig relateres til intern frigivelse af fosfor fra sedimentet (Fig. 1.2, Tabel 1.1).

Tabel 1.1 Totalfosforkoncentration i indløb og afløb. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er mg P l⁻¹.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max
<i>Årsværdier</i>							
Indløb,	1989-95	0,181	0,022	0,078	0,118	0,178	1,073
Total-P	1996-02	0,107	0,019	0,076	0,098	0,129	0,236
	2003	0,091	0,022	0,052	0,087	0,123	0,183
Udløb,	1989-95	0,138	0,008	0,044	0,089	0,144	0,900
Total-P	1996-02	0,090	0,003	0,040	0,071	0,110	0,237
	2003	0,077	0,011	0,044	0,068	0,114	0,248

Statistisk set er der registreret et signifikant fald i indløbs- og udløbskoncentrationen som årsmiddel for henholdsvis 13 og 14 af de 27 overvågningssøer, mens koncentrationerne er øget for kun henholdsvis 1 og 2 søer (Tabel 1.3). I overensstemmelse med faldet i indløbs- og udløbskoncentrationen viser de tidsvægtede værdier af fosforindholdet i søvandet for året som helhed også en faldende tendens gennem de 15 år (Fig. 1.3). Således er årsgennemsnittet for totalfosfor reduceret fra 0,171 mg P l⁻¹ i perioden 1989-95 til 0,106 mg P l⁻¹ i 2003 og opløst fosfat fra 0,070 til 0,038 mg P l⁻¹. Årsværdier af totalfosfor og opløst fosfat i overvågningssøernes overfladevand er således reduceret med henholdsvis 38 og 45 % siden overvågningsprogrammets start i 1989, mens sommerværdierne udviser en reduktion på henholdsvis 36 og 37 % (Tabel 1.2). For opløst fosfat har der især om sommeren været en tendens til stigende koncentrationer efter faldende værdier siden starten af 90'erne (Fig. 1.3B). Dette kan hænge sammen med et mindre optag fra planteplanktonet, idet mængden af planteplankton generelt har været faldende. Frigivelse af fosfor fra sedimentet spiller dog i flere af søerne også en væsentlig rolle for fosfordynamikken.

Tabel 1.2 Koncentrationen af totalfosfor og opløst fosfor angivet som middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er mg P l⁻¹.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
<i>Årsværdier</i>							
Total-P	1989-95	0,171	0,017	0,062	0,094	0,229	0,905
	1996-02	0,113	0,022	0,056	0,080	0,156	0,329
	2003	0,106	0,020	0,058	0,082	0,140	0,267
PO ₄ -P	1989-95	0,070	0,006	0,013	0,029	0,071	0,494
	1996-02	0,042	0,004	0,010	0,020	0,045	0,178
	2003	0,038	0,003	0,009	0,021	0,064	0,144
<i>Sommerværdier</i>							
Total-P	1989-95	0,200	0,017	0,055	0,106	0,241	1,052
	1996-02	0,137	0,023	0,042	0,076	0,176	0,566
	2003	0,129	0,015	0,040	0,086	0,177	0,408
PO ₄ -P	1989-95	0,067	0,005	0,010	0,019	0,091	0,445
	1996-02	0,043	0,004	0,006	0,016	0,046	0,315
	2003	0,042	0,002	0,004	0,015	0,063	0,201

De enkelte søers udvikling

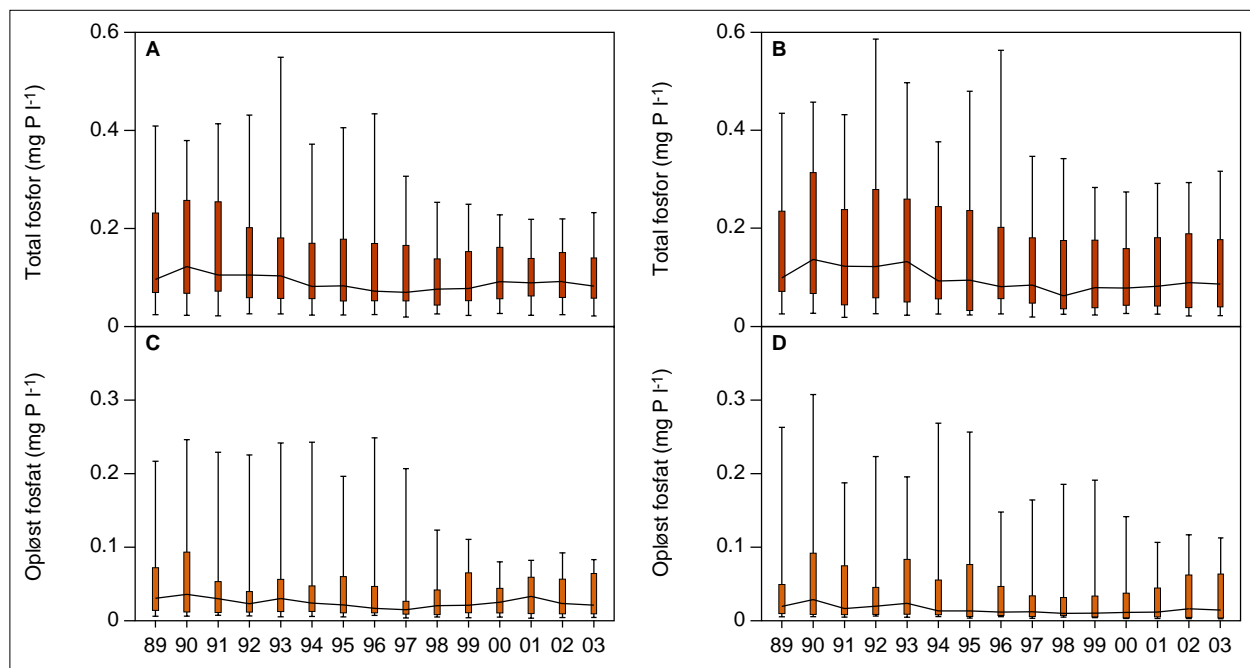
På enkeltstående niveau (1989-2003) fortsætter udviklingen også i retning af lavere fosforindhold. I 16 ud af de 27 søer er årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor signifikant reduceret, mens der kun i Tissø er en svagt stigende tendens (Tabel 1.3).

Totalfosfor er reduceret i 16 ud af 27 tilfælde

Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor er også mindsket i 16 af søerne. Faldet er gennemgående større på årsbasis end om sommeren, hvilket især skyldes, at en del af søerne stadig har en væsentlig intern belastning i sommerperioden. For to søer (Søby Sø og Nors Sø) har der dog været en stigende tendens i sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor.

Tabel 1.3. Udviklingen i indholdet af totalfosfor (total-P) i indløb og udløb og total-P og opløst fosfat (PO₄-P) i overfladevand for overvågningssøerne fra 1989 til 2003. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel				Sommermiddel	
	Indløb	Udløb	Søvand		Søvand	
	Total-P	Total-P	PO ₄ -P	Total-P	PO ₄ -P	Total-P
Søby Sø	0	0	----	0	----	+
Holm Sø	----	0	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	---	0	--	++
Ravn Sø	----	---	0	----	-	----
Søholm Sø	+++	0	0	---	----	---
Kvie Sø	--	0	++	0	+	0
Bastrup Sø	0	+++	+	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0
Ørnsø	--	----	----	----	----	----
Furesøen	----	--	----	----	---	---
Fårup Sø	0	--	+	---	0	---
Damhussøen	0	-	--	---	--	----
Bryrup Langsø	---	---	---	----	-	-
Hinge Sø	0	0	0	0	----	0
Tissø	----	++	++	+	0	0
Engelsholm Sø	0	----	+++	----	0	--
Bagsværd Sø	0	---	----	----	----	----
Borup Sø	0	0	0	---	0	-
Arreskov Sø	--	0	++	0	0	0
Tystrup Sø	----	---	----	----	---	---
Arresø	----	----	0	----	0	--
Vesterborg Sø	0	-	----	----	--	----
St. Søgård Sø	--	----	----	----	---	---
Utterslev Mose	----	0	0	0	0	0
Søgård Sø	0	--	0	----	0	---
Gundsømagle Sø	----	----	----	----	----	----
I alt +/++/+++/++++	1	2	5	1	1	2
I alt -/--/---/----	13	14	12	16	14	16



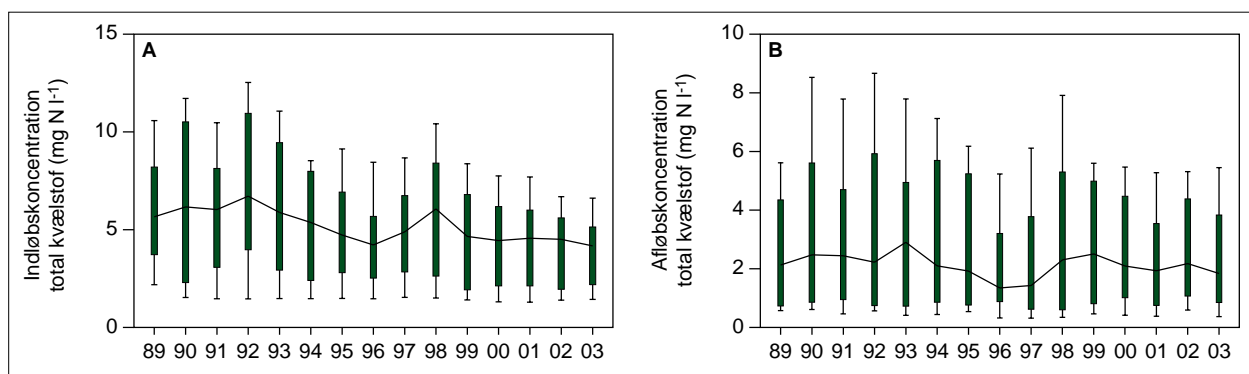
SØ04 – Fig. 1.3

Figur 1.3 Udviklingen i søkoncentrationen af totalfosfor (mg P l^{-1}). A: Årsgennemsnit. B: Sommergennemsnit. Udviklingen i søkoncentrationen af opløst fosfat (mg P l^{-1}). C: Årsgennemsnit. D: Sommergennemsnit.

1.1.3 Kvælstof

Alle søer

Koncentrationen af totalkvælstof i søernes ind- og udløb har vist faldende tendens i overvågningsperioden. Der er dog tydelige nedbørsafhængige år til år variationer (Fig. 1.4). Gennemsnitskoncentrationen af totalkvælstof i ind- og udløb er i 2003 reduceret med hhv. 35 og 24 % i forhold til perioden 1989-95 (Tabel 1.4).



SØ04 – Fig. 1.4

Figur 1.4 A: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof (mg N l^{-1}) i perioden 1989 til 2003. B: Udviklingen i afløbskoncentrationen af totalkvælstof (mg N l^{-1}) i perioden 1989 til 2003.

I år 2003 er ind- og udløbskoncentrationen af totalkvælstof som årsmiddel reduceret signifikant i perioden fra 1989 for hhv. 20 og 13 af søerne (Tabel 1.5). Denne klare tendens til en reduceret indløbskoncentration til søerne er blevet kraftigere de senere år. Eksempelvis blev der frem til 2000 kun registreret et signifikant fald i 13 søer.

Tabel 1.4 Totalkvælstofkoncentration i indløb og udløb. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er mg N l⁻¹.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Årsværdier							
Indløb, Total-N	1989-95	6,08	1,40	3,65	5,68	8,90	11,71
	1996-02	4,85	1,23	2,37	4,70	6,68	8,93
	2003	3,93	1,16	2,19	4,17	5,14	8,32
Udløb, Total-N	1989-95	3,23	0,43	0,83	2,46	4,99	8,98
	1996-02	2,59	0,23	0,75	2,03	3,84	7,72
	2003	2,46	0,26	0,85	1,84	4,07	5,96

Den reducerede kvælstoftilførsel til søerne afspejles i søernes koncentration af kvælstof (Fig. 1.5). Således er årsgennemsnittet i år 2003 for både totalkvælstof og nitrat faldet med henholdsvis 35 og 47 % i forhold til niveauet i perioden 1989-95 (Tabel 1.6). Sommerværdierne for nitrat er yderligere reduceret, idet gennemsnittet og medianen er henholdsvis 49 og 79 % lavere i år 2003 i forhold til perioden 1989-95.

Tabel 1.5 Udviklingen i indholdet af totalkvælstof (total-N) i indløb og udløb og total-N og nitrat (NO₃-N) i søvand for overvågningssøerne fra 1989 til 2003. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel			Sommermiddel		
	Indløb		Udløb	Søvand		Søvand
	Total-N	Total-N	NO ₃ -N	Total-N	NO ₃ -N	Total-N
Søby Sø	0	0	0	0	0	0
Holm Sø	--	-	--	0	--	0
Maglesø	0	--	0	---	0	--
Nors Sø	--	0	---	0	---	-
Ravn Sø	----	0	---	----	---	---
Søholm Sø	0	0	0	0	0	0
Kvie Sø	--	0	0	0	0	0
Bastrup Sø	----	0	0	----	0	----
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0
Ørnsø	---	---	0	----	0	---
Furesøen	----	0	---	----	--	-
Fårup Sø	--	--	0	---	0	---
Damhussøen	0	0	0	0	--	0
Bryrup Langsø	0	--	0	---	0	0
Hinge Sø	----	---	----	----	--	--
Tissø	---	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	---	----	----	----	----	----
Bagsværd Sø	0	0	0	0	-	---
Borup Sø	---	--	--	----	---	----
Arreskov Sø	---	--	0	0	0	0
Tystrup Sø	----	0	---	---	--	---
Arresø	----	---	0	----	0	---
Vesterborg Sø	--	0	0	---	0	----
St. Søgård Sø	----	----	0	---	0	---
Utterslev Mose	----	++	---	0	--	0
Søgård Sø	---	---	0	---	-	---
Gundsømagle Sø	----	---	0	----	0	---
I alt +/++/+++/++++	0	1	0	0	0	0
I alt -/--/---/----	20	13	9	16	12	17

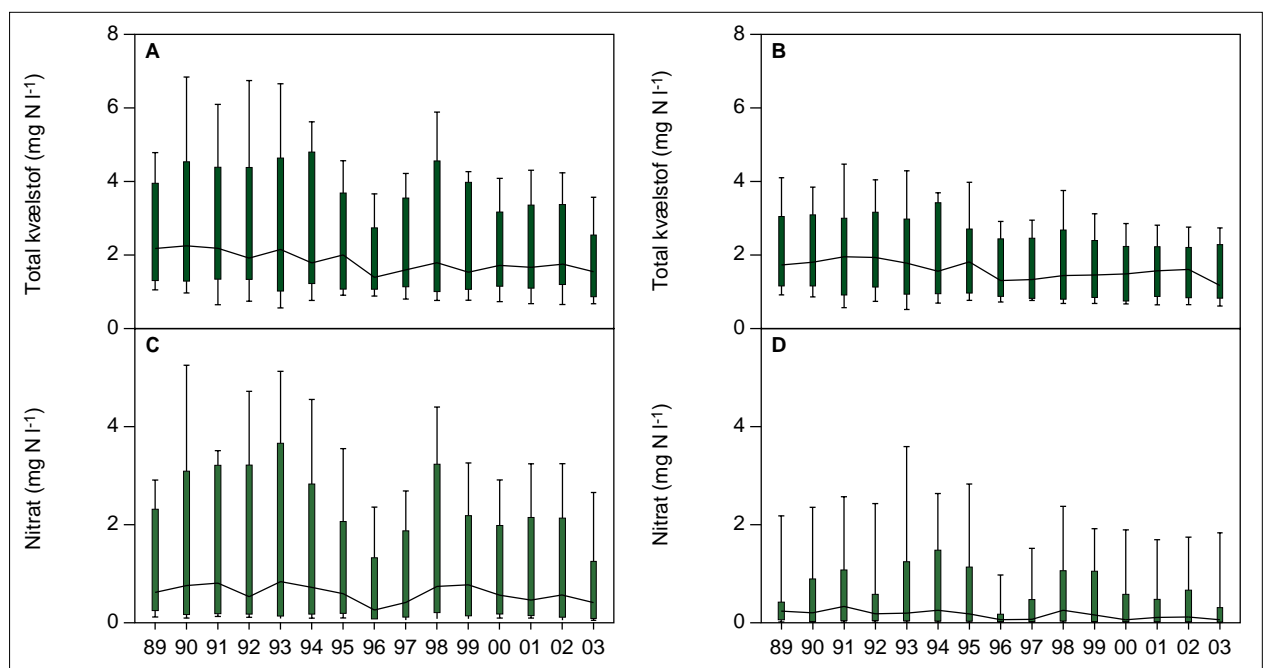
Tabel 1.6 Totalkvælstof og nitrat. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er mg N l^{-1} .

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Årsværdier							
Total-N	1989-95	2,83	0,48	1,19	2,19	4,39	6,93
	1996-02	2,21	0,44	1,12	1,71	3,76	5,43
	2003	1,85	0,40	0,87	1,55	2,54	4,09
$\text{NO}_3\text{-N}$	1989-95	1,54	0,09	0,16	0,69	2,79	5,66
	1996-02	1,15	0,05	0,17	0,53	2,09	4,26
	2003	0,82	0,04	0,09	0,41	1,25	2,95
Sommerværdier							
Total-N	1989-95	2,14	0,39	1,04	1,92	3,05	5,88
	1996-02	1,65	0,40	0,89	1,54	2,12	3,43
	2003	1,49	0,40	0,83	1,17	2,28	3,42
$\text{NO}_3\text{-N}$	1989-95	0,72	0,01	0,05	0,29	0,99	4,51
	1996-02	0,46	0,01	0,03	0,12	0,69	2,33
	2003	0,37	0,00	0,01	0,06	0,31	2,42

Den lave nitratkoncentration om sommeren skyldes dels optagelse af nitrat i planteplanktonet og dels fjernelse af nitrat ved denitrifikation.

De enkelte søers udvikling

For de enkelte overvågningssøer ses generelt en faldende tendens for koncentrationen af totalkvælstof. I 2003 er årsmiddel af totalkvælstofkoncentrationen således reduceret signifikant siden 1989 i 16 af de 27 overvågningssøer (Tabel 1.5). Sommermiddelkoncentrationen er som forrige år reduceret i 17 søer. Således fastholdes og forstærkes tendensen til en reduktion i totalkvælstofkoncentrationerne i søerne. Med hensyn til nitrat er årsmiddel- og sommermiddelkoncentrationen i år 2003 reduceret signifikant i hhv. 9 og 12 søer (Tabel 1.5).



SØ04 – Fig. 1.5

Figur 1.5 Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof (mg N l^{-1}). A: Årsgennemsnit. B: Sommergennemsnit. Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat (mg N l^{-1}). C: Årsgennemsnit. D: Sommergennemsnit.

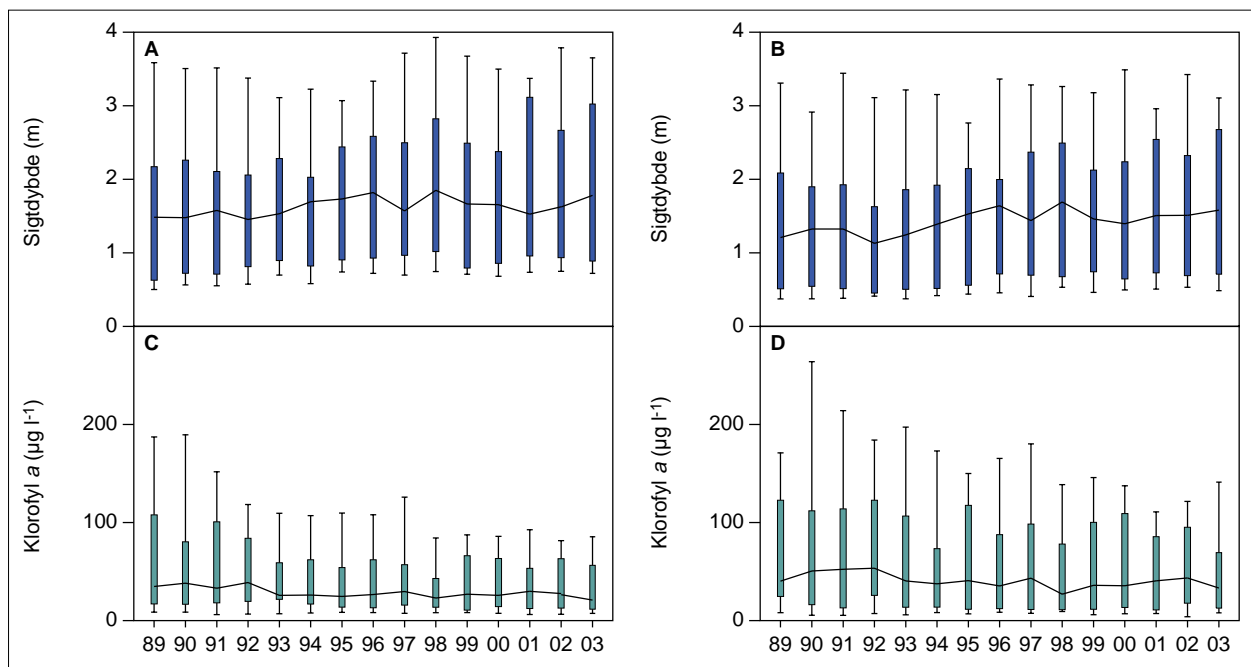
1.1.4 Sigtdybde og klorofyl a

Det generelt reducerede næringsstofniveau i søerne, siden overvågningen af vandmiljøet startede i 1989, har givet sig udslag i en øget sigtdybde og et faldende klorofyl a indhold (Fig. 1.6).

Årsmiddelsigtdybden er øget fra 1,7 m i perioden 1989-95 til 2,0 m i 2003, mens sommermiddelsigtdybden er øget fra 1,4 til 1,7 m (Tabel 1.7). Det betyder, at sigtdybden gennemsnitligt er forbedret med 18 og 21 %.

Tabel 1.7 Sigtdybde og klorofyl a indhold. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler i de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheder i hhv. m og $\mu\text{g l}^{-1}$.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Årsværdier							
Sigtdybde	1989-95	1,67	0,36	0,82	1,55	2,11	3,60
	1996-02	1,90	0,52	0,88	1,68	2,68	4,20
	2003	2,04	0,68	0,89	1,78	3,02	3,79
Klorofyl a	1989-95	62,8	3,2	19,0	33,1	81,7	390,7
	1996-02	40,9	4,9	17,8	25,7	51,7	155,9
	2003	34,5	3,9	11,7	21,0	56,4	99,3
Sommerværdier							
Sigtdybde	1989-95	1,44	0,40	0,53	1,38	1,98	3,67
	1996-02	1,63	0,43	0,70	1,61	2,33	3,60
	2003	1,73	0,44	0,71	1,58	2,68	3,29
Klorofyl a	1989-95	77,0	3,5	17,4	50,3	112,4	303,7
	1996-02	56,6	4,4	15,7	37,4	81,9	212,3
	2003	50,0	1,2	12,7	33,2	69,3	173,1



S004 - Fig. 1.6

Figur 1.6 Udviklingen i sigtdybden (m). A: Årsgennemsnit. B: Sommergennemsnit. Udviklingen i koncentrationen af klorofyl a ($\mu\text{g l}^{-1}$). C: Årsgennemsnit. D: Sommergennemsnit

Forbedret sigtdybde i 14 søer

For de enkelte søer er sigtdybden i år 2003 som årsmiddel og sommermiddel forbedret siden 1989 i hhv. 14 og 12 søer (Tabel 1.8), hvilket er en fortsættelse af den tendens, der er registreret de senere år.

Den forbedrede sigtgybde er primært resultatet af en lavere algebio- masse i overvågningssøerne. Som et udtryk herfor er års- og som- mermiddel for klorofyl a indholdet i søerne reduceret med hhv. 45 % og 35 % i år 2003 i forhold til perioden 1989-95 (Tabel 1.7).

Mindre klorofyl i 13 søer

Klorofyl a indholdet er som årsmiddel reduceret siden 1989 i 13 af overvågningssøerne, mens sommermiddel er reduceret i 10 søer (Ta- bel 1.8).

Tabel 1.8 Udviklingen i overvågningssøernes sigtgybde og indhold af klo- rofyl a fra 1989 til 2003. -/--/---/----/+, /++, /+++, /++++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	Sigtgybde	Klorofyl a	Sigtgybde	Klorofyl a
Søby Sø	0	---	-	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0
Kvie Sø	+	---	0	0
Bastrup Sø	++++	0	++++	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Ørn Sø	0	----	0	--
Furesøen	++	0	++++	0
Fårup Sø	++++	----	++++	----
Damhussøen	0	0	++	-
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hinge Sø	+	---	0	0
Tissø	++++	0	++++	0
Engelsholm Sø	+++	----	+++	---
Bagsværd Sø	0	--	0	0
Borup Sø	++	----	+++	---
Arreskov Sø	++	0	++	0
Tystrup Sø	+++	+	0	++
Arresø	++++	----	++	---
Vesterborg Sø	++++	----	++++	----
St. Søgård Sø	0	---	0	--
Utterslev Mose	0	0	0	0
Søgård Sø	++++	----	++++	---
Gundsømagle Sø	+++	----	+	--
i alt +/++/+++/++++	14	1	12	1
i alt -/--/---/----	0	13	1	10

1.2 Planteplankton

Alle søer

Det generelle niveau for planteplanktonbiomassen i overvågningssø- erne er stadig højt. Den gennemsnitlige totale sommer planteplank- tonbiomasse er ikke reduceret væsentligt i 2003 i forhold til perioden 1996-2002, men er faldet 28 % siden 1989-1995. Desuden havde 50 % af overvågningssøerne i 2003 en planteplankton sommerbiomasse på maksimalt 4,8 mm³ l⁻¹, hvor det i 1989-1995 og 1996-2002 var hhv. 10,4 og 9,5 mm³ l⁻¹ (Tabel 1.9). Så alt i alt er tendensen klar: totalbiomassen er reduceret i søerne i løbet af overvågningsperiodens 15 år.

Stadig relativ høj biomasse af planteplankton i søerne

Tabel 1.9 Planteplanktonbiomasse – total og på klasseniveau. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$. Sommerværdier.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Totalbiomasse	1989-95	14,1	0,4	3,0	10,4	23,1	45,0
	1996-02	10,7	0,6	2,6	9,5	16,7	37,1
	2003	10,1	0,6	2,2	4,8	10,7	67,8
Blågrønalger	1989-95	7,1	0,0	0,4	3,9	9,5	41,2
	1996-02	4,4	0,0	0,3	1,9	5,7	27,5
	2003	5,7	0,0	0,2	1,1	5,1	67,5
Kiselalger	1989-95	2,5	0,0	0,2	1,0	4,1	14,9
	1996-02	1,8	0,0	0,3	1,2	2,0	13,8
	2003	1,6	0,0	0,2	0,7	1,4	12,8
Grønalger	1989-95	2,7	0,0	0,2	0,8	2,5	22,8
	1996-02	1,5	0,0	0,1	0,4	2,5	7,5
	2003	1,1	0,0	0,1	0,4	1,5	7,2
Rekylalger	1989-95	0,48	0,01	0,14	0,25	0,68	1,82
	1996-02	0,52	0,00	0,15	0,28	0,72	1,74
	2003	0,43	0,00	0,10	0,26	0,49	1,90
Furealger	1989-95	0,78	0,00	0,06	0,14	1,03	6,46
	1996-02	2,02	0,00	0,04	0,29	1,00	24,54
	2003	0,76	0,00	0,01	0,20	0,44	5,34
Gulalger	1989-95	0,06	0,00	0,01	0,03	0,11	0,30
	1996-02	0,11	0,00	0,01	0,03	0,12	0,79
	2003	0,14	0,00	0,00	0,02	0,22	1,01

De oftest dominerede planteplanktongrupper er som i tidligere år blågrønalger, kiselalger samt grønalger, men den gennemsnitlige sommerbiomasse af de 3 grupper er fortsat faldende. Dette gælder især blågrønalgerne, hvis sommerbiomassemedian i 2003 er faldet 71 % og 42 % sammenlignet med hhv. sommermedianen for perioden 1989-1995 og 1996-2002.

De enkelte søers udvikling

Den gennemsnitlige totale algebiomasse udviser en signifikant ændring over de 15 år i 10 af søerne. Heraf har 9 søer faldende sommerbiomasse, mens der i en enkelt sø er registreret en stigende algebiomasse (Tystrup Sø). Dermed fortsætter den faldende tendens, der er registreret i de senere år. Blågrønalgebiomassen holder ligeledes den faldende tendens, således at et fald nu er registreret i 8 af de 27 søer. Samtidig er der dog sket en signifikant stigning af blågrønalger i 6 søer (Tabel 1.10). Stigningen har været mest markant i Kvie sø, hvor picoplantoniske blågrønalger siden 1997/98 har haft en stadig stigende betydning.

Biomassen af blågrøn-, grøn- og kiselalger falder

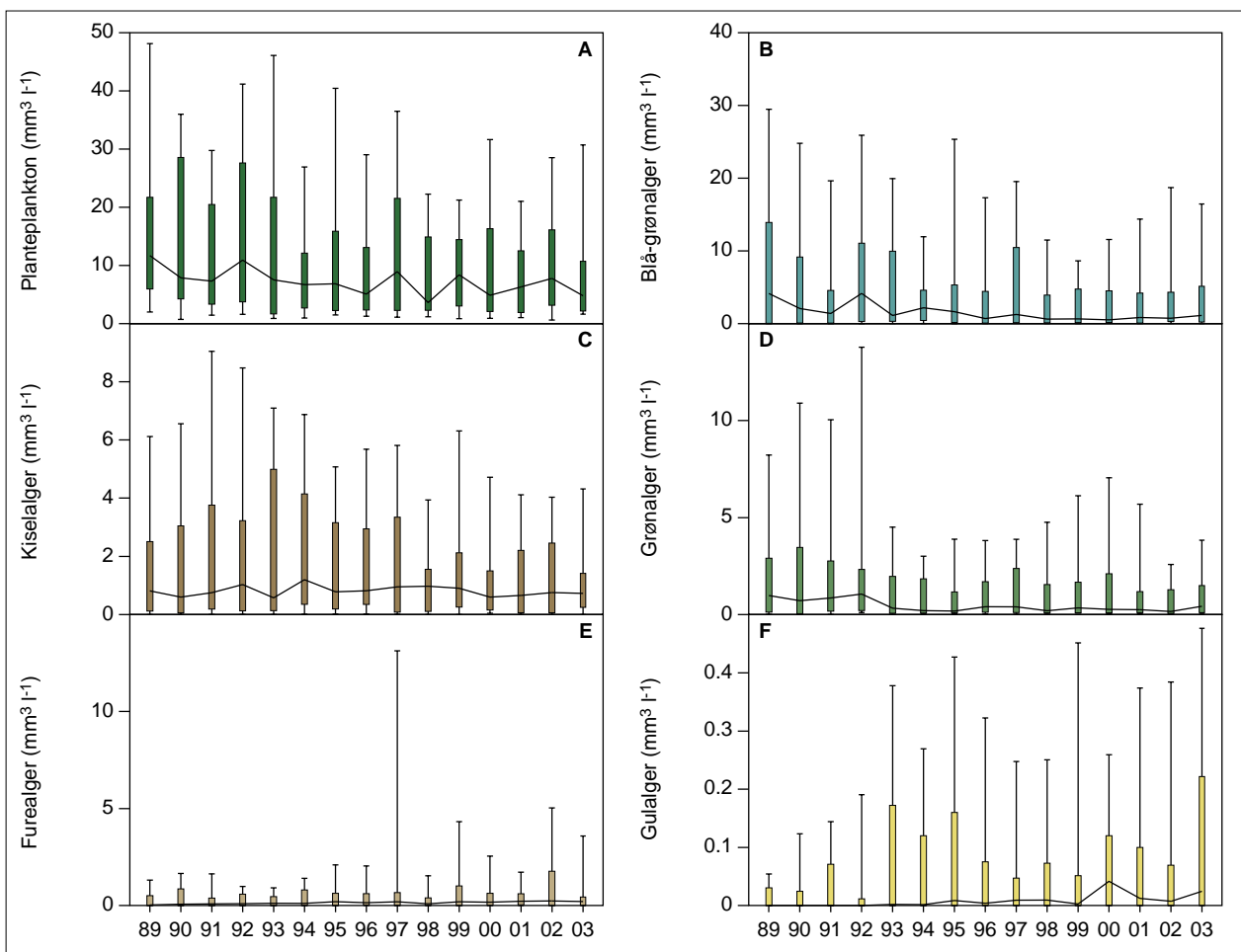
Grønalger, en anden vigtig gruppe, fortsætter ligeledes den faldende tendens over overvågningsårene. 8 søer, mod 9 i 2002, har udvist et signifikant fald i grønalgebiomassen, mens 3 søer har udvist en stigning. Kiselalgerne er kun reduceret fra en sommermedian på $1,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ i 1989-1995 til en sommermedian på $0,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ i 2003 (Tabel 1.9). Der er dog 6 søer med signifikant faldende kiselalgebiomasse siden 1989, mens der er sket en signifikant stigning i 2 søer (Tabel 1.10). År

til år variationen er dog for en række søer større end selve udviklingen over hele perioden (Fig. 1.7C).

Rentvandsalgerne fure- og gulalger er i fremgang

Algegrupperne karakteristiske for mindre næringsrige søer følger tendensen fra tidligere år med stadig flere søer med stigende furealge- og gulalgebiomasse. Således er der i år 2003 9 søer, hvor furealge- og gulalgebiomasse er steget signifikant i overvågningsperioden mod 10 for begge klasser i år 2000. Flere steder er stigningerne sammenfaldende med en signifikant nedgang i den gennemsnitlige sommerbiomasse af grønalger og/eller blågrønalger (Tabel 1.10). Utterslev Mose og Fårup Sø samt tildels Nors Sø udviser som tidligere år et fald i furealgebiomassen.

Biomassen for furealgerne var i 2003 på niveau med perioden 1989-1995, og dermed mindre (62 %) end i perioden 1996-2002. Biomassen for gulalgerne fortsatte den stigende tendens i 2003 (Fig. 1.7F), og er således henholdsvis 133 og 27 % større end i perioderne 1989-95 og 1992-2002 (Tabel 1.9).



SØ04 - Fig. 1.7

Figur 1.7 Udvikling i planteplanktongrupperes biomasse ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$). Sommergennemsnit. A: Totalbiomassen af planteplankton. B: Blågrønalgebiomassen. C: Kiselalgebiomassen. D: Grønalgebiomassen. E: Furealgebiomassen F: Gulalgebiomassen.

Tabel 1.10 Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af planteplankton fra 1989 til 2003. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er den totale biomasse af planteplankton. Blågrøn, Kisel, Grøn, Rekyll, Fure, og Gul angiver biomassen for de respektive klasser af planteplankton.

	Total	Blågrøn	Kisel	Grøn	Rekyll	Fure	Gul
Søby Sø	0	++	0	++	0	++	0
Holm Sø	0	--	0	0	0	0	++
Maglesø	0	0	++	--	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0	0	-	0
Ravn Sø	-	+	0	0	--	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0	0	++
Kvie Sø	0	+++	0	0	0	++	++
Bastrup Sø	0	--	0	0	0	0	++
Hornum Sø	0	0	0	0	0	0	-
Ørnsø	0	+	0	0	0	0	+++
Furesøen	-	0	0	0	-	0	0
Fårup Sø	---	--	--	0	0	----	0
Damhussøen	0	0	0	-	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0	0	+	++
Hinge Sø	0	0	0	0	0	++	0
Tissø	0	0	0	0	0	0	0
Engelsholm Sø	----	-	0	-	0	++++	++
Bagsværd Sø	--	---	0	+++	0	0	0
Borup Sø	--	--	---	--	0	+++	++
Arreskov Sø	0	0	--	--	+	0	0
Tystrup Sø	++	---	--	0	--	+++	0
Arresø	---	0	+++	---	++	0	0
Vesterborg Sø	---	--	0	--	0	+	0
St. Søgård Sø	-	0	0	0	+	+	0
Utterslev Mose	0	0	--	+	0	--	0
Søgård Sø	0	++	---	0	++	0	0
Gundsømagle Sø	0	++	0	----	0	0	+++
I alt +/++/+++/++++	1	6	2	3	4	9	9
I alt -/--/---/----	9	8	6	8	3	3	1

1.3 Dyreplankton

Dyreplankton, status og udvikling

Ligesom for planteplanktonet er der om sommeren sket et fald i biomassen af dyreplankton i måleperioden (Fig. 1.8). Især er biomassen af calanoide copepoder og hjuldyr reduceret væsentligt, men også biomassen af små cladoceer er reduceret (Tabel 1.11).

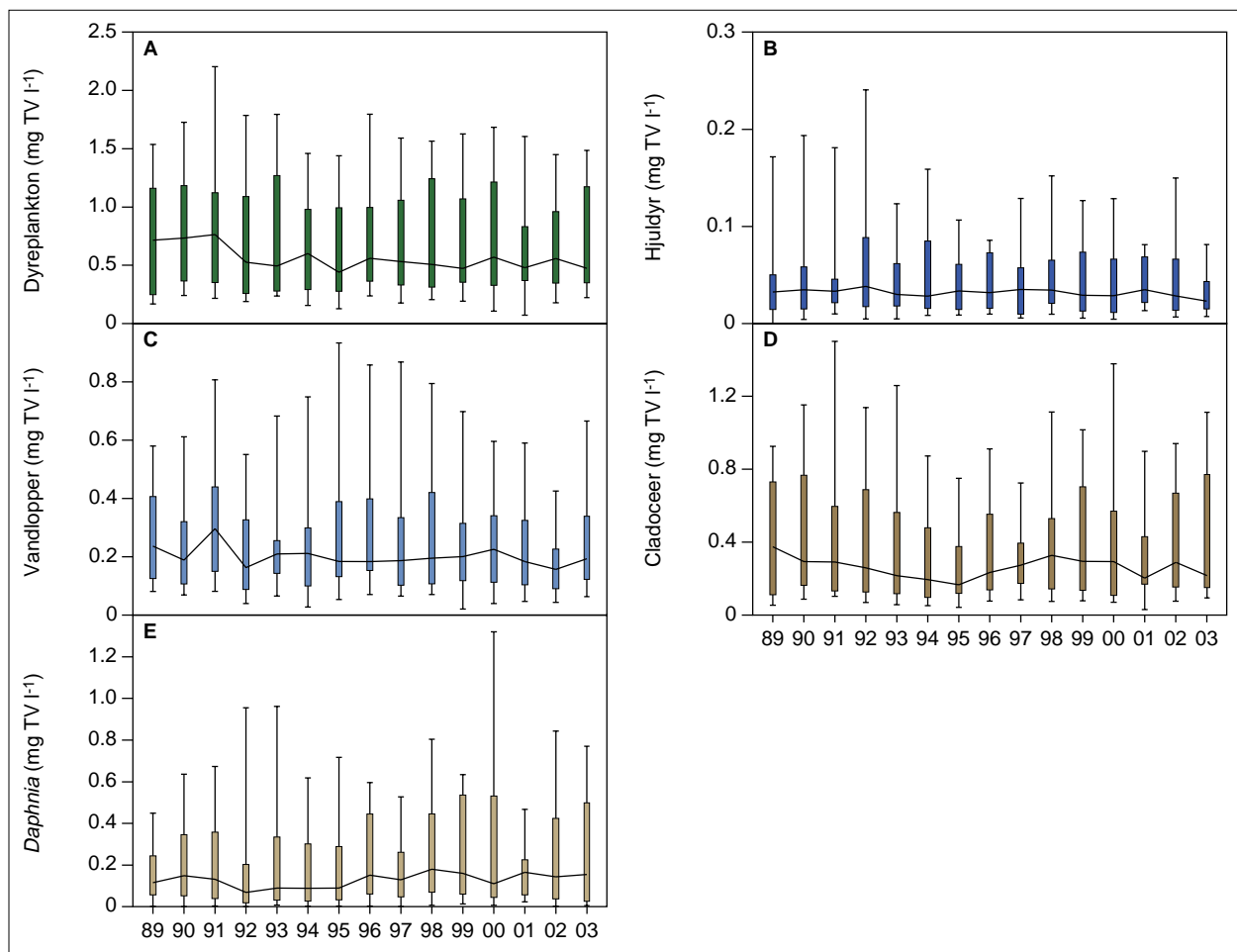
Generelt er dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet derimod steget i perioden. Således er den gennemsnitlige græsningskapacitet steget 30 % i 2003 sammenlignet med 1989-1995 og 15 % i forhold til perioden 1996-2002. Græsningen er fortrinsvis steget i den halvdel af søerne, der har et lavt græsningstryk. Det peger på et mindsket prædationstryk fra fisk, hvilket også underbygges af flere forhold. For det første har cladoceerne ikke fulgt det generelle fald i dyreplanktonbiomassen. Dette er især betinget af en stigning i *Daphnia* biomassen. Gennemsnittet er således øget fra 0,25 mg TV l⁻¹ i 1989-95 til 0,28 mg TV l⁻¹ i 2003 (Tabel 1.11). For det andet er der iagttaget en stigning i den gennemsnitlige cladocé individbiomasse fra 3,5 µg TV individ⁻¹ i 1989-1995 til 4,1 µg TV individ⁻¹ i 2003 (Tabel

Tabel 1.11 Dyreplanktonbiomasse – total og på grupper. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er mg TV l⁻¹. Sommerværdier.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Totalbiomasse	1989-95	0,81	0,09	0,33	0,73	1,22	2,05
	1996-02	0,73	0,11	0,34	0,50	1,08	1,80
	2003	0,75	0,13	0,35	0,47	1,17	1,93
Hjuldyr	1989-95	0,07	0,00	0,02	0,04	0,07	0,29
	1996-02	0,05	0,00	0,02	0,04	0,07	0,15
	2003	0,03	0,00	0,02	0,02	0,04	0,13
Vandlopper	1989-95	0,29	0,04	0,15	0,23	0,34	0,92
	1996-02	0,27	0,03	0,14	0,19	0,42	0,82
	2003	0,25	0,01	0,12	0,19	0,34	0,69
Cyclopoide vandlopper	1989-95	0,19	0,00	0,05	0,09	0,21	0,91
	1996-02	0,20	0,00	0,05	0,10	0,30	0,82
	2003	0,18	0,00	0,04	0,08	0,34	0,69
Calanoide vandlopper	1989-95	0,10	0,00	0,03	0,08	0,14	0,30
	1996-02	0,07	0,00	0,02	0,08	0,11	0,18
	2003	0,07	0,00	0,01	0,06	0,12	0,22
Cladoceer	1989-95	0,45	0,03	0,15	0,24	0,82	1,47
	1996-02	0,41	0,05	0,16	0,33	0,69	1,00
	2003	0,46	0,04	0,15	0,22	0,77	1,66
Små cladoceer	1989-95	0,20	0,02	0,05	0,11	0,29	0,84
	1996-02	0,13	0,02	0,04	0,06	0,24	0,40
	2003	0,18	0,00	0,03	0,10	0,26	0,94
Dafnier	1989-95	0,25	0,00	0,03	0,12	0,36	1,17
	1996-02	0,28	0,00	0,08	0,14	0,58	0,91
	2003	0,28	0,00	0,03	0,15	0,50	1,40

1.12). *Daphnia* bidrager væsentligt til denne stigning, eftersom individbiomassen (gennemsnits- og median) inden for denne gruppe er steget med ca. 35 % i samme periode (Tabel 1.12). Fiskene præderer især på de store zooplanktonarter, og en stigende individbiomasse tyder derfor på aftagende prædationstryk fra fisk. I overensstemmelse hermed har biomassen af fisk fanget i gællenet vist en klart aftagende tendens, ligesom mængden af rovfisk er øget (Jeppesen *et al.*, 2002).

Reduktion i dyreplanktonets gennemsnitlige græsningstryk i 2000 og 2001 er atter vendt til en stigning (Fig. 1.9C). Dette falder sammen med en stigning i den gennemsnitlige individbiomasse af cladoceer, hvilket også ses specifikt for *Daphnia* (Fig. 1.9A og B, samt Tabel 1.12).



S004 - Fig. 1.8

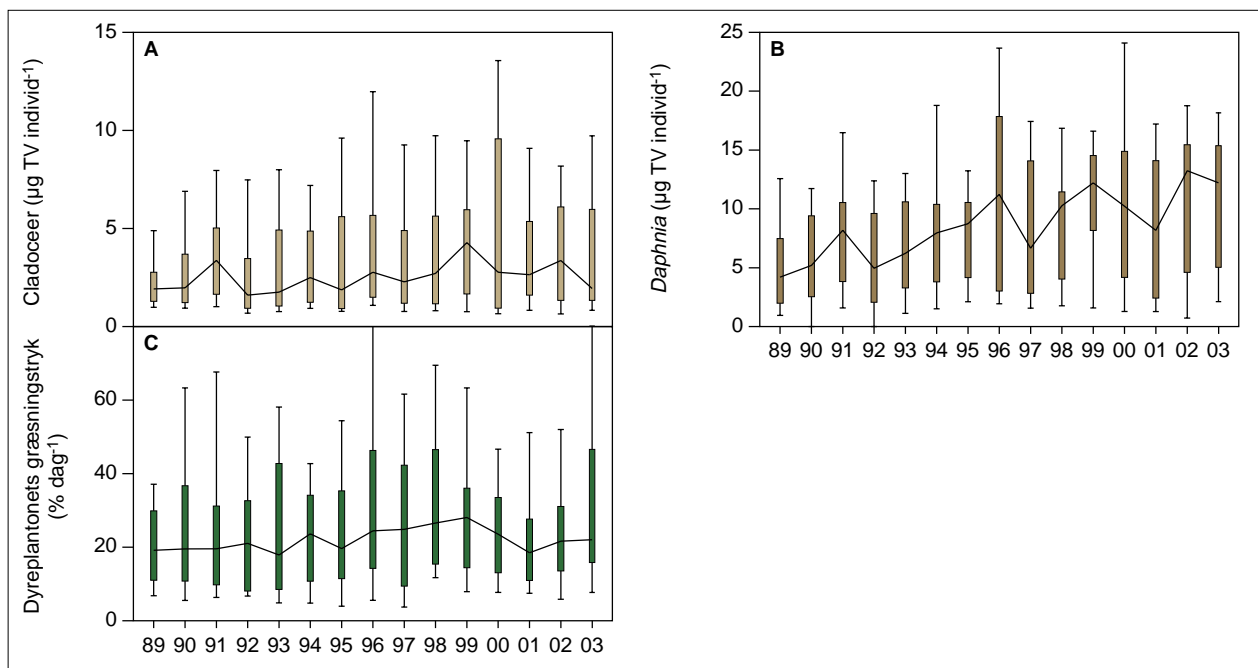
Figur 1.8 Udvikling i forskellige dyreplanktongruppers biomasse (mg TV l⁻¹), sommergennemsnit. A: Totalbiomassen af dyreplankton. B: Hjuldyrbiomassen. C: Vandlopperbiomassen. D: Cladoceerbiomassen. E: *Daphnia* biomassen

Tabel 1.12 Cladoceer- og dafnieindividbiomasse samt græsning. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 27 ferske overvågningssøer (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enhederne er henholdsvis µg TV individ⁻¹ og % af planteplanktonbiomassen dag⁻¹. Sommerværdier.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Individ biomasse							
Cladoceer	1989-95	3,5	0,6	1,5	2,5	5,0	8,6
	1996-02	4,3	0,6	1,8	4,1	6,4	14,5
	2003	4,1	0,4	1,3	1,9	6,0	16,1
Individ biomasse							
<i>Daphnia</i>	1989-95	7,2	1,3	3,3	8,2	9,6	14,0
	1996-02	10,2	1,2	6,5	11,6	14,0	18,7
	2003	11,0	1,1	5,0	12,2	15,4	30,9
Græsning							
	1989-95	27,4	4,1	12,5	22,3	40,0	94,7
	1996-02	31,0	3,9	15,2	29,5	37,9	81,0
	2003	35,7	5,6	15,8	22,0	46,6	122,4

De enkelte søers udvikling

Analyserne af de enkelte søer viser variationer over det generelle forløb. *Daphnia* biomassen er steget signifikant i 7 søer, men er samtidigt faldet i 4 søer i perioden 1989-2003, hvilket indikerer en forbedring sammenlignet med de senere år. Biomassen af hjuldyr er faldet i



SØ04 – Fig. 1.9

Figur 1.9 A: Udviklingen i individbiomassen af cladoceer ($\mu\text{g TV individ}^{-1}$). B: Udviklingen i individbiomassen af *Daphnia* ($\mu\text{g TV individ}^{-1}$). C: Udviklingen i dyreplanktonets græsningstryk (% af planteplanktonbiomassen dag $^{-1}$). Sommergennemsnit.

Tabel 1.13 Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af dyreplankton fra 1989 til 2003. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er totalbiomassen. Hjul er hjuldyrbiomassen. Vl er vandloppebiomassen. Cyc er biomassen af cyclopoide vandlopper. Cal er biomassen af calanoide vandlopper. Cla er cladocceerbiomassen. Scla er biomassen af små cladocceer. Daf er biomassen af *Daphnia*.

	Total	Hjul	Vl	Cyc	Cal	Cla	Scla	Daf
Søby Sø	--	----	0	0	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	--	0	0	0	0
Maglesø	+	0	0	0	0	+	0	++
Nors Sø	++	0	+++	+++	+	+	+	0
Ravn Sø	0	---	0	0	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0	---	0	--
Kvie Sø	0	0	----	++	----	++	+	+
Bastrup Sø	--	0	---	---	---	0	---	0
Hornum Sø	0	0	--	++	--	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0	+++	0	----	0
Furesøen	+	--	+++	++++	+	0	0	0
Fårup Sø	----	---	----	----	----	---	0	0
Damhussøen	0	--	--	---	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0	0	+	0	+
Hinge Sø	0	++	+	+	+++	0	0	+
Tissø	+++	++	+	0	+++	++	++	++
Engelsholm Sø	----	++	--	0	--	----	---	----
Bagsværd Sø	0	0	+++	++++	----	0	0	0
Borup Sø	----	----	0	0	----	---	--	--
Arreskov Sø	0	0	0	0	--	0	0	0
Tystrup Sø	0	0	+	+	0	0	0	--
Arresø	++	---	+++	++++	0	++	0	++
Vesterborg Sø	----	----	----	---	0	0	0	++
St. Søgård Sø	0	0	----	---	----	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0	0	---	0	0	0
Søgård Sø	0	0	0	0	---	0	0	0
Gundsømagle Sø	----	0	0	0	0	---	----	0
I alt +/++/+++/++++	5	3	7	8	5	6	3	7
I alt -/---/----	7	8	8	6	11	5	5	4

8 søer, men steget i 3, og for de små cladoceer er der sket et klart fald i perioden for 5 søer, mens den er steget signifikant i 3 søer (Tabel 1.13).

De calanoide vandlopper har øget biomassen i 5 søer og de cyclopoide vandlopper i 8 søer (Tabel 1.13). Omvendt er biomassen af calanoide og cyclopoide vandlopper faldet signifikant i henholdsvis 11 søer og 6 søer.

I Fårup sø og Vesterborg Sø ses et signifikant fald i den totale planteplanktonbiomasse (blågrøn-, grøn-, kisel- og furealger) sammenfaldende med reduceret totalbiomasse af dyreplankton (hjuldyr, vandlopper samt små cladoceer) (Tabel 1.10 og Tabel 1.13). I Vesterborg Sø er der desuden registreret en stigning i biomassen af cladoceer i 2003 i forhold til den forudgående periode (Tabel 1.13).

Tabel 1.14 Udviklingen i overvågningssøernes dyreplankton fra 1989 til 2003. -/+, --/++, ---/++++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Cladoceer er gns. individ biomassen af alle cladoceer. *Daphnia* er gns. individ biomassen af *Daphnia*. Græsning er dyreplanktonets potentielle græsningsprocent pr. dag af planteplanktonets biomasse.

	Cladoceer	<i>Daphnia</i>	Græsning
Søby Sø	0	+	0
Holm Sø	0	0	0
Maglesø	0	0	0
Nors Sø	0	0	0
Ravn Sø	0	+	0
Søholm Sø	+	0	0
Kvie Sø	0	0	0
Bastrup Sø	++	++	0
Hornum Sø	0	0	0
Ørnsø	0	0	0
Furesøen	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0
Hinge Sø	+	++	0
Tissø	0	0	++
Engelsholm Sø	0	++	0
Bagsværd Sø	0	+++	++
Borup Sø	---	0	0
Arreskov Sø	++	0	0
Tystrup Sø	0	0	--
Arresø	+++	+++	++++
Vesterborg Sø	0	--	0
St. Søgård Sø	0	0	0
Utterslev Mose	0	0	0
Søgård Sø	0	++	0
Gundsømagle Sø	---	0	0
I alt +/++/+++/++++	5	8	3
I alt -/--/---/----	2	1	1

Græsningen på enkelt sø niveau set over hele perioden (1989-2003) er øget i 3 søer sammenfaldende med en stigning i *Daphnia* individbiomassen og/eller totalbiomasse (Bagsværd Sø, Tissø og Arresø) (Tabel 1.14). Et fald i græsningen er observeret i en enkelt sø, nemlig i Tystrup Sø, hvilket er sammenfaldende med en reduktion i totalbiomassen af *Daphnia* (Tabel 1.12). I 8 søer er der sket en signifikant stigning i *Daphnia* biomassen pr. individ, mens den blot i en enkelt sø, Vesterborg Sø, er reduceret.

1.4 Undervandsplanter

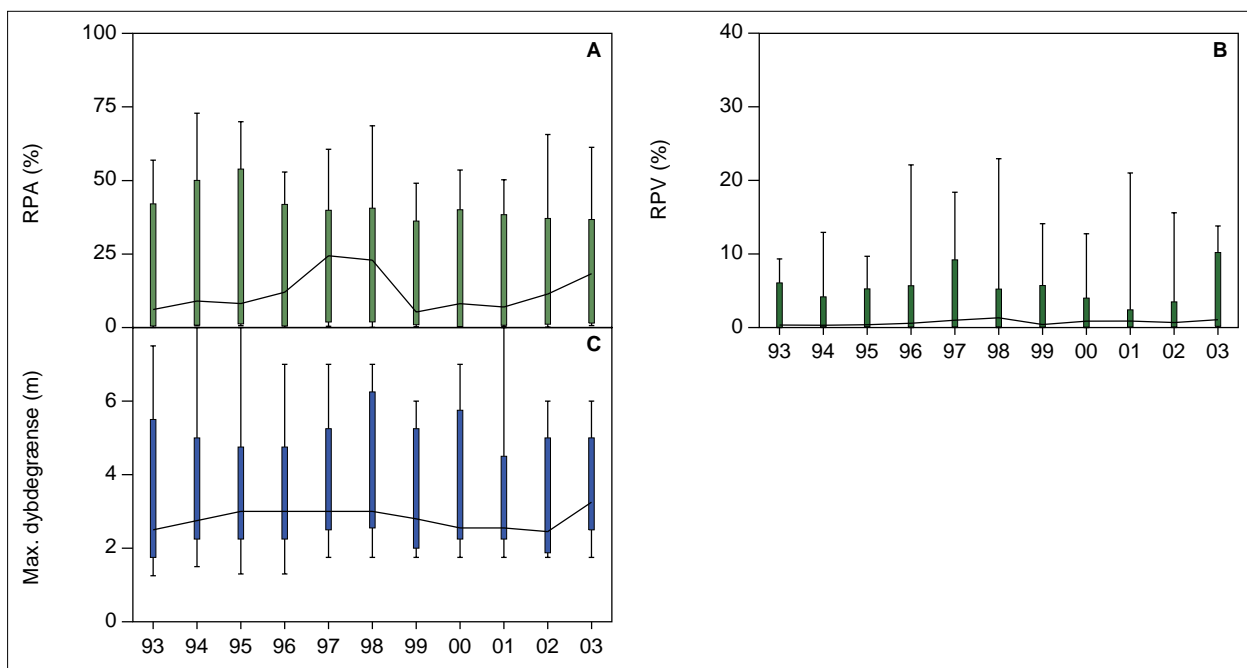
Siden 1993/94 er undervandsplanternes udbredelse blevet undersøgt én gang årligt i 14 af de 27 overvågningssøer, og fra 1998 derudover i 4 brakvandssøer. I forbindelse med undersøgelserne inddeles den enkelte sø i delområder. Der beregnes en samlet relativ plantedækningsgrad (RPA) for delområderne og søen totalt. På baggrund af plantehøjde og vanddybde på de enkelte prøvetagningssteder beregnes desuden et relativt plantefyldt volumen (RPV), og der fås et estimat af den største dybde med undervandsplanter (dybdegrænsen).

Tablet 1.15 Undervandsplanter – dækningsgrad, plantefyldt volumen og dybdegrænse. Middel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for de 14 ferske overvågningssøer med undersøgelser heraf for perioden 1994-2002 og året 2003.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Relativt plante- dækket areal (%)	1994-02	22,0	0,0	0,9	17,6	46,3	56,3
	2003	23,2	0,0	1,5	18,3	36,8	69,4
Relativt plante- fyldt volumen (%)	1994-02	5,2	0,0	0,1	1,2	6,0	24,6
	2003	6,1	0,0	0,2	1,1	10,2	36,1
Dybdegrænse (m)	1994-02	4,0	1,3	2,4	2,8	5,0	10,3
	2003	4,0	1,8	2,5	3,3	5,0	10,0

Tablet 1.16 Udviklingen i overvågningssøernes undervandsplanter fra 1994 til 2003. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. RPA er det relative plantedækkede areal. RPV er det relative plantefyldte volumen. Dybdegrænsen er indberettet med områdeundersøgelserne.

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



SØ04 – Fig. 1.10

Figur 1.10 Udviklingen i undervandsplanter. A: Det relative plantedækkede areal (RPA, %). B: Det relative plantefyldte volumen (RPV, %). C: Den maksimale dybdegrænse (m) for undervandsplanterne i de 14 søer, hvor der er foretaget en vegetationsundersøgelse.

Det plantedækkede areal var stigende i mange af de undersøgte søer frem til og med 1998 (Fig. 1.10). I 1999 skete der en markant reduktion specielt i RPA, men der registreredes også et mindre fald i RPV. Efter 1999 steg specielt RPA igen frem til og med 2003. Sammenlignes medianen for RPA i perioden 1994-2002 med 2003, er den på samme niveau (Tabel 1.15). Fra 1999 frem til 2003 har medianen for RPV været stort set uændret, mens der ses en stigende tendens i RPA.

Tilbagegangen i det plantefyldte volumen efter 1999 er mere dæmpet end for det plantedækkede areal (Fig. 1.10), da RPV ikke blot er afhængig af et areal, men også af en højde. Sammenlignes medianen for dybdegrænsen er den dog øget fra 2,8 m i perioden 1994-2002 til 3,3 m i 2003.

Der er på trods af 10 års undersøgelser kun registreret relativt få signifikante tendenser for planterne i søerne (Tabel 1.16). Fra 1994 til 2003 er der i Kvie Sø og Furesøen sket en signifikant stigning i såvel RPA, RPV og dybdegrænsen. For Tissø og Hornum Sø er der på trods af uændrede dybdegrænser for undervandsplanterne registreret signifikante tilbagegang i såvel RPA og RPV. De øvrige signifikante ændringer er ikke så entydige, i Hinge sø er der på trods af små værdier (<1%) for både RPA og RPV registreret en svag signifikant stigning i dybdegrænsen. I Nors sø er der ikke registreret signifikante ændringer i RPA fra 1994 til 2003, mens RPV er øget signifikant, og dybdegrænsen er reduceret signifikant.

1.5 Fiskeyngel

Fiskeyngel er undersøgt siden 1998 i 30 søer (alle undtagen Holm Sø, der er uden fisk) én gang årligt i perioden 1.-15. juli. Fangsterne er foretaget om natten, hvor ynglen er mere jævnt fordelt i vandsøjlen end om dagen. Fangstredskabet er et yngelnet, der skubbes over en fast distance og med fast hastighed foran en båd. Fangsten opgøres som antal og biomasse pr. vandvolumen.

Tabel 1.17 Oversigt over arter fanget ved yngeltræk i søer og antal af søer, hvori arterne er fanget i 2003. Antal befiskede søer i alt: 30 (alle ekskl. Holm Sø).

Art	Antal søer	Antal søer littoralt	Antal søer pelagialt
Aborre	29	29	28
Skalle	26	26	24
Brasen	12	12	10
Hork	12	9	5
Sandart	9	9	5
Trepigget hundestejle	8	7	6
Nipigget hundestejle	6	4	3
Regnløje	6	6	4
Rudskalle	6	5	5
Løje	3	3	1
Smelt	3	3	3
Gedde	1	0	1
Lerkutling	1	1	1
Rimte	1	0	1
Sild	1	0	1
Ål	1	1	1

Aborre og skalle fanget hyppigst

Aborre og skalle var de mest almindelige fiskearter og blev fanget i næsten alle de undersøgte søer såvel littoralt som pelagisk (Tabel 1.17).

Brasen og hork er også almindeligt forekommende

I ca. en tredjedel af søerne blev der desuden fanget brasen og hork. Hork blev hyppigst fanget i littoralen, ellers var arterne meget ensartet fordelt mellem littoralen og pelagiet. Gedde, rimte og sild blev dog kun fanget i pelagiet og alle tre arter kun i en enkelt sø. Artsantallet er lavere end ved garnfiskeri, hvor der fanges op til 13 arter i søerne (Jensen *et al.*, 1997). Ved yngelundersøgelserne blev der maksimalt fanget 5-6 arter.

Tabel 1.18 Fiskeyngelundersøgelser – antal m^{-3} og vægt ($g m^{-3}$). Middell- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for henholdsvis perioden 1998-2002 og året 2003.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Littorale yngeltræk							
Antal (# m^{-3})	1998-02	6,75	0,01	0,50	1,48	4,69	491,76
	2003	3,85	0,08	0,41	0,88	2,93	46,18
Vægt ($g m^{-3}$)	1998-02	0,88	0,00	0,11	0,35	0,95	19,94
	2003	0,88	0,02	0,06	0,27	0,90	7,74
Pelagiale yngeltræk							
Antal (# m^{-3})	1998-02	1,80	0,01	0,18	0,54	1,98	21,52
	2003	1,43	0,05	0,21	0,59	1,60	8,25
Vægt ($g m^{-3}$)	1998-02	0,45	0,00	0,04	0,16	0,50	4,42
	2003	0,38	0,01	0,05	0,15	0,48	2,73

Ligesom tidligere varierede ynglen i 2003 både antalmæssigt og vægtmæssigt meget søerne imellem. I pelagiet varierede den antalmæssigt fra 0,05 til 8 fisk m⁻³ i 2003, og i littoralen fra 0,08 til 46 fisk m⁻³ i 2003 (Tabel 1.18).

Sammenlignes 2003 med årene 1998-2002 (Tabel 1.18), er der ikke de store forskelle i fangsterne i henholdsvis littoralen og pelagiet. Den store forskel i maksimum skyldes imidlertid kun en enkelt sø (Arreskov Sø), hvor der fandtes meget høje yngeltætheder i specielt littoralen i 1998, hvilket også påvirker gennemsnittet noget.

Aborre og skalle dominerer både antals- og vægtmæssigt.

Aborre og skalle er de to arter, der klart blev fanget i størst mængde, både hvad angår antal og vægt. For hverken skalle eller aborre var der væsentlige forskelle mellem året 2003 og perioden 1998-2002. Det tidligere registrerede skift mod flere aborrer i søerne på bekostning af skallen (Jensen *et al.*, 2002) kan ikke mere ses. Der kan på det foreliggende grundlag ikke registreres signifikante udviklingstendenser i forholdet mellem ynglen af aborre og skalle for overvågnings søerne.

Tabel 1.19 Sammenligning af fangsterne af henholdsvis aborre og skalle fordelt på littoral/pelagial for perioden 1998-2002 og året 2003. Vægt (g m⁻³).

Art		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.	
Aborre	Littoral	1998-02	0,19	0,00	0,00	0,03	0,18	2,75
		2003	0,16	0,00	0,00	0,02	0,15	2,13
	Pelagial	1998-02	0,19	0,00	0,00	0,03	0,11	4,39
		2003	0,09	0,00	0,00	0,03	0,10	0,73
Skalle	Littoral	1998-02	0,42	0,00	0,00	0,10	0,40	7,80
		2003	0,52	0,00	0,00	0,06	0,26	7,39
	Pelagial	1998-02	0,16	0,00	0,00	0,02	0,13	1,51
		2003	0,15	0,00	0,00	0,03	0,17	1,20

For høj variation i resultaterne

Generelt er variationen i resultaterne fra fiskeyngelundersøgelserne høj, og dette har gjort det meget svært at påvise sammenhænge og udviklingstendenser for fiskeyngel i søerne. Skal fiskeyngelundersøgelser indgå i standardundersøgelser for søer, må metodikken forbedres. Enten skal undersøgelserne standardiseres yderligere (placering af træk, prøvebehandling mv.), eller indsatsen skal øges. Indsatsen kan øges enten ved flere træk pr. undersøgelsesgang eller ved at foretage flere prøvetagninger gennem sæsonen, hvor det sidste nok vil være at foretrække, fordi der er store år-til-år variationer i tidspunktet for ynglens forekomst i pelagiet.

1.6 Ændringer i den relative andel af fisk fanget ved elektrofiskeri i bredzonen og gællenetsfiskeri på åbent vand

Fiskenes horisontale fordeling i søer varierer med arten, alderen og fiskesammensætningen. Desuden spiller plantedække og antal og typen af rovfisk en rolle for fordelingen. Både plantedække og rovfiskenes andel ændres med næringsstofniveauet. Man kan derfor forvente store ændringer i habitatvalg af fisk, når søernes tilstand ændres.

Overvågningsprogrammet giver en vis mulighed for at vurdere ændringer i habitatvalget, fordi der befiskes i forskellige zoner (sektioner) af søerne. Garnfiskeri foregår ude i søen og elektrofiskeri langs bredden og i rørskoven. I dette afsnit vil vi sammenligne fangst pr. indsats ved elektrofiskeri og i garn. Vi fokuserer på, hvordan den relative andel af fangsten ændres langs en gradient i fosfor (klorofyl *a*, sigtbarhed), og om der er sket ændringer i overvågningsperioden i takt med forbedringer i tilstanden i mange søer.

Resultaterne demonstrerer store ændringer langs en fosforgradient for visse arter, men også ændringer i tid i takt med forbedringen i søernes tilstand. Det understreger derfor betydningen af både at gennemføre elektrobefiskninger og garnudsætninger, når man overvåger søer i ændring (se også *Jeppesen et al., submitted*).

1.6.1 Metoder

Biologiske oversigtsgarn

Til garnfiskeriet anvendes garn af monofil nylon. Hvert garn er 1,5 m dybt, 42 m langt og har 14 enheder á 3 m med forskellige maskevidder i tilfældig rækkefølge (Tabel 1.20).

Elektrofiskeri

Elektrofiskeri er foretaget med en pulserende jævnstrømsgenerator med tilpas stor effekt (ca. 1000 W).

Befiskninger

Søerne er inddelt i 5-6 sektioner, der hver er et cirkeludsnit af en cirkel med centrum i søens midte. En 300 m lang bredzone er udmålt midt i hver sektion. I de større søer er der placeret to 300 m bredzoner 1/3 og 2/3 inde i sektionerne. I hver af de målte bredzoner elektrofiskes der én gang langs med bredden eller i vegetationsbæltet og lige uden for dette. Elektrofiskeriet vil afhængigt af vegetations- og bundforhold og antallet af fangede fisk vare 30-60 min.

Synkende net er sat vinkelret på bredden ca. 50 m inde i de udmålte bredzoner og med den mindste maskevidde (6,25 mm) ca. 2 m fra bredden eller rørskovskanten. Synkende garn er sat parallelt med bredden fra ca. 200-250 m inde i de samme bredzoner og i en afstand af omkring 25 m fra bredden.

Tabel 1.20. Rækkefølge af masker og maskevidde fra knude til knude i mm og tråddiameter (mm) til biologiske undersøgelser.

Maskevidde (mm)	Tråddiameter (mm)
6,25	0,10
8,0	0,10
16,5	0,15
75,0	0,25
38,0	0,18
25,0	0,15
12,5	0,12
33,0	0,18
50,0	0,20
22,0	0,15
43,0	0,20
30,0	0,15
60,0	0,25
10,0	0,21

Synkende, pelagiske og i dybe søer også flydende garn er sat 1/4, 1/2 og/eller 3/4 af afstanden fra bredden mod sømidten og med 6,25 mm maskevidden mod land. De pelagiske garn er sat halvvejs mod bunden. I lagdelte søer med iltmangel i bundvandet er de pelagiske garn sat lige over springlaget. Garnene er sat sidst på eftermiddagen og taget op den næste morgen.

Beregninger

Til analysen er der først beregnet et gennemsnit af garnfangster (antal pr. garn pr. nat for hver art) og tilsvarende antal i gennemsnit for sektionerne, der er elbefisket (antal pr. sektion pr. nat). Herefter er den relative andel af fisk fanget i littoralen udtrykt ved LITPRO-ratioen beregnet som:

$$\text{LITPRO} = \text{antal ved elfiskeri} / (\text{antal ved el- og garnfiskeri}) * 100 (\%)$$

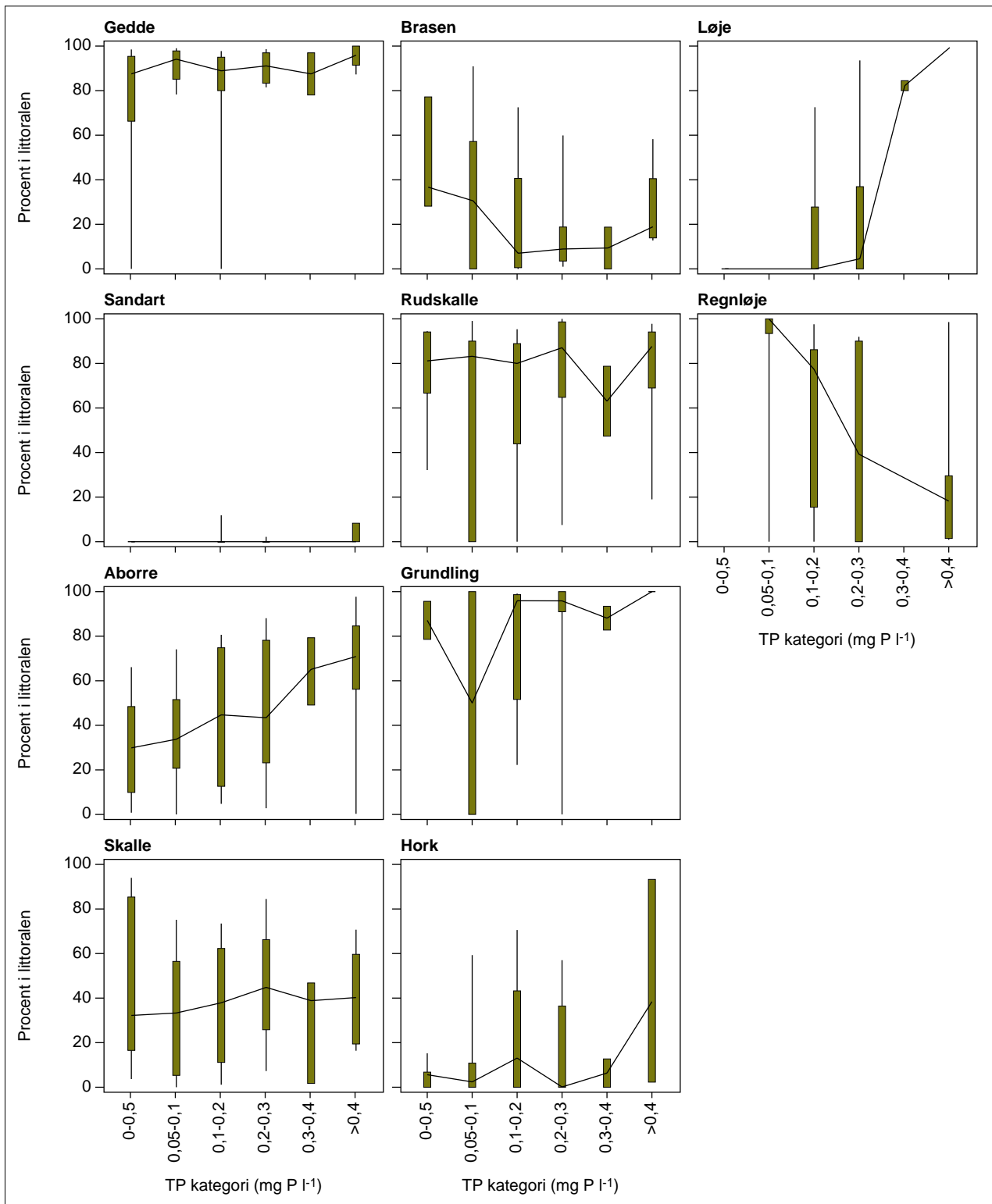
Der er gennemført regression mellem LITPRO og sommermiddel koncentrationen af klorofyl *a*, totalfosfor, samt middeldybden, undervandsplanternes dækningsgrad (%) og det plantefyldte volumen (PVI%) – alle log-transformerede.

1.6.2 Resultater

Det er ikke entydigt simpelt at foretage en sammenligning af elfangster og garnfangster. Dels er der tale om forskellig fangsteffektivitet i de to redskabstyper, og dels er elbefiskningerne et øjebliksbillede i dagtimerne, mens nettene har stået natten over. I princippet kan gællenettene derfor ikke alene have fanget fisk, som færdes døgnet rund i pelagiet, men også fisk, som om natten bevæger sig ud fra littoralzonen, og som derfor godt kan optræde også i elbefiskningerne. Resultaterne skal derfor tolkes med forsigtighed. Men er andelen i littoralzonen (LITPRO) meget lav, tyder det på, at en art mest er i pelagiet, mens det omvendte er tilfældet, hvis andelen er meget høj. Ligger værdien omkring midterniveauet, er det vanskeligt at give et klart billede, da det afhænger meget af, om der foregår natlige vandringer mellem de to habitater.

Fiskebestanden set under et

For nogle arter er LITPRO meget høj for alle fosforkategorier (Fig. 1.11) Det gælder grundling og rudskalle. De optræder derfor først og fremmest i littoralzonen. De foretager næppe natlige vandringer til pelagiet i større omfang, da procenten så forventeligt ville have været lavere, da disse arter let fanges i bentiske gællenet. Også gedde har en høj LITPRO og optræder sikkert også væsentligt i littoralen. Det er dog ikke helt muligt at drage en for sikker konklusion på vores data, da gedde fanges dårligt i gællenet, hvilket i sig selv kan give en høj LITPRO. Andre arter, især sandart, hork og smelt, har lave LITPRO-værdier alle steder, hvor de optræder, og de er derfor primært pelagiske. Men andre arter viser klare ændringer i habitatvalg langs fosforgradienten.



SØ04 – Fig. 1.11

Figur 1.11 Andelen (%) af fisk fanget i littoralzonen ved elbefiskning i forhold til summen af fangst ved elbefiskning (antal pr. sektion) og garnfangster (antal pr. garn pr. nat) for forskellige arter af fisk afbildet mod sommergennemsnit af fosforkoncentrationen i søerne. Boxplot (25-75 %, kasserne), (10-90% - linjerne) er vist for 6 fosforkategorier forbundet gennem medianen.

For aborre sker der således et skift langs fosforgradienten eller snarere klorofyl *a* (Tabel 1.21). LITPRO er lav i den laveste fosforkategori og øges gradvist med øget fosforniveau (Fig. 1.11). Resultaterne tyder derfor på, at aborren går fra at være primært i pelagiet både dag og nat i de mest næringsfattige af søerne til en mere littoral tilværelse i

de næringsrige søer, i hvert fald i dagtimerne. Løje (Fig. 1.11, Tabel 1.21) og også suder, karuds, hork og smelt viser et tilsvarende skift, mens regnløje og brasens andel i littoralzonen tilsyneladende aftager med stigende fosforkoncentrationer (Fig. 1.11 og Tabel 1.21). Dog viser en multipel regression kun signifikans til middeldybden. LITPRO stiger med dybden. Igen er der ofte bedre relation til klorofyl a end til totalfosfor.

Tabel 1.21 Relationer mellem LITPRO og udvalgte nøglevariable: totalfosfor, middeldybde, dækning af undervandsplanter, plantefyldt volumen og klorofyl a (chl_a). Signifikante værdier er fremhævet med fed skrift. Signifikante resultater af multipel regression inkl. alle variable er desuden understreget. Antal sø-år vises i parentes. – = ikke signifikant.

	log(totalfosfor)	log(chl _a)	log(dybd)	log(dækningsgrad,%)	log(plantefyldt volumen,%)
Gedde	-0.001 (91)	+0.0001 (91)	+0.004 (91)	– (64)	– (64)
Sandart	– (40)	– (40)	– (40)	– (27)	– (27)
Aborre	– (94)	+0.001 (94)	– (94)	– (68)	– (68)
Hork	– (64)	– (64)	– (64)	– (43)	– (43)
Suder	– (38)	+0.0001 (38)	+– (38)	– (26)	– (26)
Karudse	+– (25)	+0.002 (25)	+– (25)	– (19)	– (19)
Grundling	– (19)	+0.003 (19)	– (19)	– (15)	– (15)
Rudskalle	– (77)	+0.0001 (77)	– (77)	-0.03 (56)	-0.02 (56)
Smelt	+0.04 (15)	– (15)	– (15)	– (15)	– (15)
Skalle	– (90)	+0.006 (90)	– (90)	-0.002 (66)	-0.0015 (66)
Brasen	– (68)	– (68)	+0.0001 (68)	– (50)	– (50)
Regnløje	– (29)	– (29)	– (29)	– (22)	– (22)
Løje	0.05 (30)	– (30)	– (30)	– (17)	– (17)

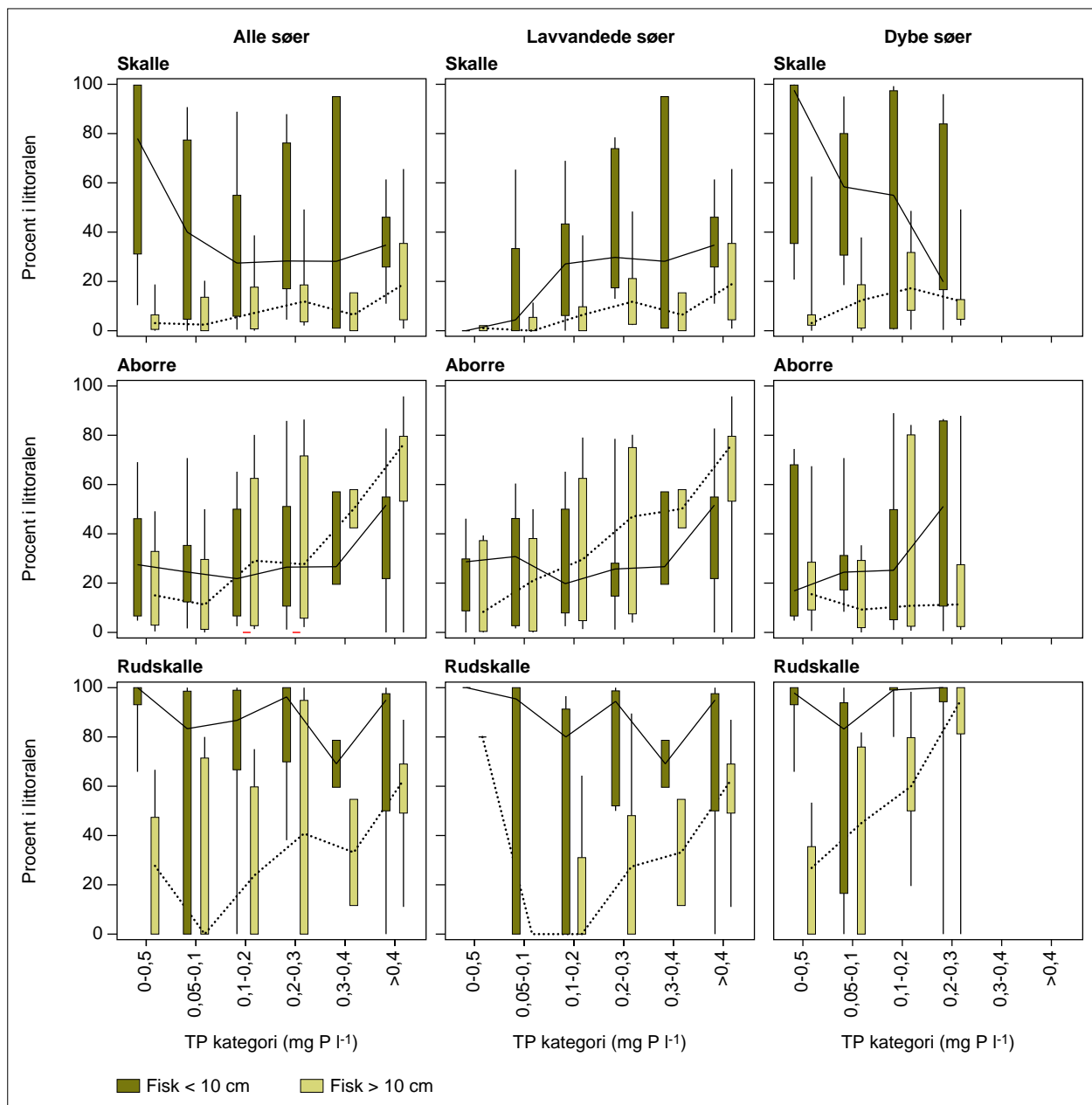
Når alle størrelsesklasser er slået sammen som her, er der ikke noget entydigt habitatvalg hos skalle og ingen ændring langs fosforgradienten, men LITPRO stiger med stigende klorofyl a (Tabel 1.21).

Opdelt på fisk mindre og større end 10 cm

For de mest talrige arter har vi også foretaget en opdeling på fisk større end eller mindre end 10 cm (Fig. 1.12). For skallen, som ikke udviste en præference, når alle størrelsesklasser var slået sammen, ses nu tydelige mønstre. Andelen i littoralzonen er generelt større for de små fisk og meget høj i den laveste fosforkategori.

Andelen i littoralzonen af småskaller < og > 10 cm stiger (Fig. 1.12, Tabel 1.21) med stigende totalfosfor. De optræder primært i pelagiet i de klarvandede søer (lav totalfosfor), men viser en svag tendens til en mere littoral tilværelse ved højt fosforniveau.

For aborre er der en betydelig og signifikant stigning i andelen af småaborre i littoralzonen med stigende P, mens der for store aborrrer er en svag tendens til en stigning, der dog ikke er signifikant. For rudskalle er der stor forskel i respons mellem de to størrelsesgrupper (Fig. 1.12). De små optræder generelt i littoralzonen, med en svag, men signifikant (Tabel 1.21), tendens til øget ophold i pelagiet med stigende fosforniveau. I søer med et lavt fosforindhold er de større individer mest pelagiske, men med øget fosforniveau stiger deres andel i littoralzonen meget markant og signifikant (Fig. 1.12, Tabel 1.21).



SØ04 – Fig. 1.12

Figur 1.12 Andelen (%) af fisk fanget i littoralzonen ved elbefiskning i forhold til summen af fangst ved elbefiskning (antal pr. sektion) og garnfangster (antal pr. garn pr. nat) for udvalgte arter af fisk afbildet mod sommergennemsnit af fosforkoncentrationen i søerne (antal – se Tabel 1.21). Boxplot (25-75 %, kasserne), (10-90 % - linjerne) er vist for 6 fosforkategorier forbundet gennem medianen og opdelt på hhv. fisk større og mindre end 10 cm og i hhv. alle søer, lavvandede søer og dybe søer.

Opdelt på lavvandede og dybe søer

For de tre talrige arter har vi endvidere opdelt på dybe og lavvandede søer (<3 m, >3 m middeldybde). Billedet bliver nu mere broget (Fig. 1.11). Det skal dog medtages, at antallet af især dybe søer er beskedent. For skalle tegner der sig et meget forskelligt mønster. I de lavvandede søer skifter begge størrelsesgrupper fra en overvejende pelagisk tilværelse ved lavt fosforniveau til større andel i littoralzonen med stigende fosforniveau – mest udtalt for småskaller. I de dybe søer derimod er de små skaller fortrinsvis i littoralzonen ved lavt fosforindhold, men deres andel i pelagiet øges med øget fosforindhold (eller de begynder at foretage daglige vandringer). Denne ændring er dog snarere relateret til forskel i dybde langs fosforgradienten.

ten i dybe søer, da LITPRO er signifikant korreleret til dybden i en multipel regression, mens fosfor ikke er. De store skaller derimod er overvejende pelagiske, og LITPRO øges med totalfosfor (Tabel 1.22).

For aborre er der en meget signifikant stigning for store aborrrer fra lav til høj procentandel med stigende klorofyl a i de lavvandede søer, mens der ikke er nogen signifikant ændring for småaborrer og ingen fosfor- eller klorofyleffekt i dybe søer (Tabel 1.22).

For rudskalle er LITPRO signifikant positivt relateret til totalfosfor og negativt til dybden for individer >10 cm i lavvandede søer, mens der ingen signifikans var for store rudskalle for denne søtype og ingen effekt for store og små individer i dybe søer (Tabel 1.22).

Ændringer i måleperioden

I måleperioden er der sket en forbedring af tilstanden i de fleste af søerne, og der er også sket væsentlige ændringer i fiskebestanden i retning af færre plankti-benthivore fisk, større andel af aborre og større procent rovædere (Jeppesen *et al.*, 2002 og submitted). Spørgsmålet er så, om det også har påvirket fiskenes fordeling mellem littoralzonen og pelagiet. Det ser ud til at være tilfældet.

Vi har sammenlignet resultaterne fra den første del af overvågningsperioden og i den sidste del for søer med data fra begge perioder. Hvis der er data fra flere år i de to perioder, er der udregnet et gennemsnit for hver periode. Kun data for de mest talrige arter er vist (Fig. 1.13). For alle fire er der et fald i andelen i littoralzonen gennem måleperioden. Det er særligt udtalt for aborre, store rudskaller og småbrasen. Det svarer ganske godt til forventningerne (Fig. 1.11 og Fig. 1.12).

Søbygård Sø og Væng Sø som eksempler på langtidsændringer

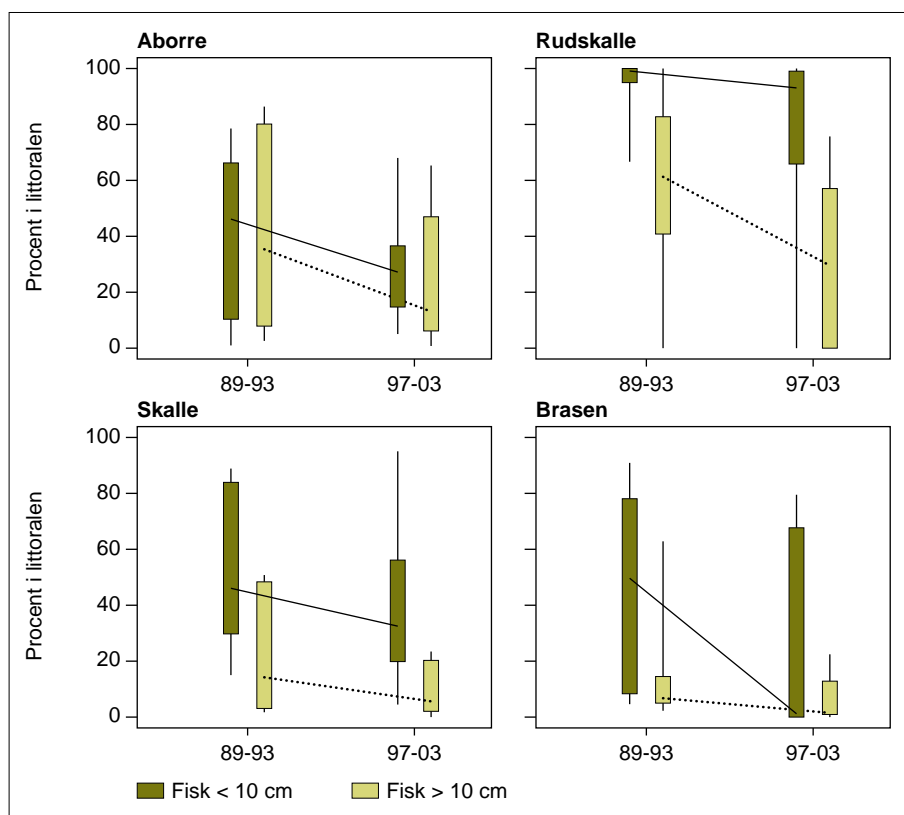
DMU har fulgt to søer igennem en længere årrække efter samme principper som i overvågningsprogrammet. Det giver mulighed for at se mere detaljeret på mønstre (Fig. 1.14). Søbygård Sø har været i en indsvingningsfase efter en stor belastningsreduktion in 1982, og Væng Sø har både været udsat for en belastningsreduktion i 1984 og en efterfølgende biomanipulation i 1986-88, hvor der skete meget betydelige ændringer i de første år efter fiskeindgrebet. Vandet klarede op, og der kom undervandsplanter, som dog midlertidigt blev

Tabel 1.22 Multipel regression (forlæns procedure) af LITPRO versus udvalgte variable for hyppigt forekommende fiskearter fordelt mellem individer > og < 10 cm i lavvandede (middeldybde < 3 m) og dybe søer (middeldybde >3 m). Totalfosfor og klorofyl er gennemsnits sammerværdier i søvandet. Dybde er gennemsnitsdybden, og – = ikke signifikant. Signifikante værdier er fremhævet med fed skrift.

	Lavvandede søer				Dybe søer			
	Antal	log(fosfor)	Log(chla)	log(dybde)	Antal	log(fosfor)	Log(chla)	log(dybde)
Aborre>10 cm	57	ns	+0.009	-0.0001	36	ns	ns	ns
Aborre< 10 cm	54	ns	ns	-0.005	36	ns	ns	ns
Ruddskalle>10 cm	40	+0.0002	ns	-0.0009	33	ns	ns	ns
Rudskalle < 10 cm	40	ns	ns	Ns	35	ns	ns	ns
Skalle>10 cm	53	+0.0001	ns	-0.007	36	ns	ns	-0.04
Skalle < 10 cm	51	+0.0005	ns	ns	35	+0.03	ns	ns

reduceret kraftigt i 1993, fulgt af en stigning kulminerende i 1995, hvorefter de helt forsvandt i 1998-99.

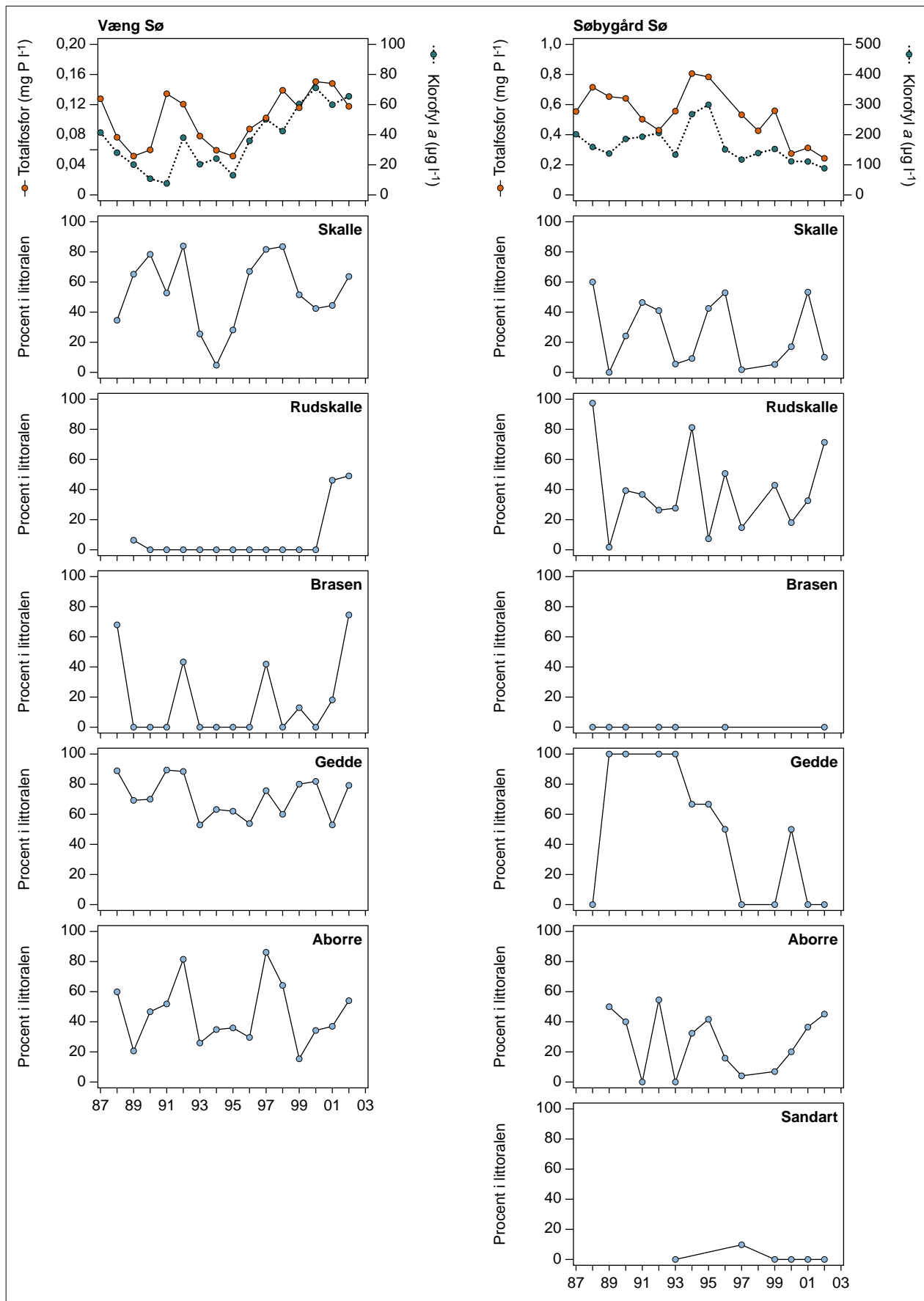
For nogle arter kan der konstateres store forskelle søerne imellem og fra år til år i den enkelte sø.



SØ04 – Fig. 1.13

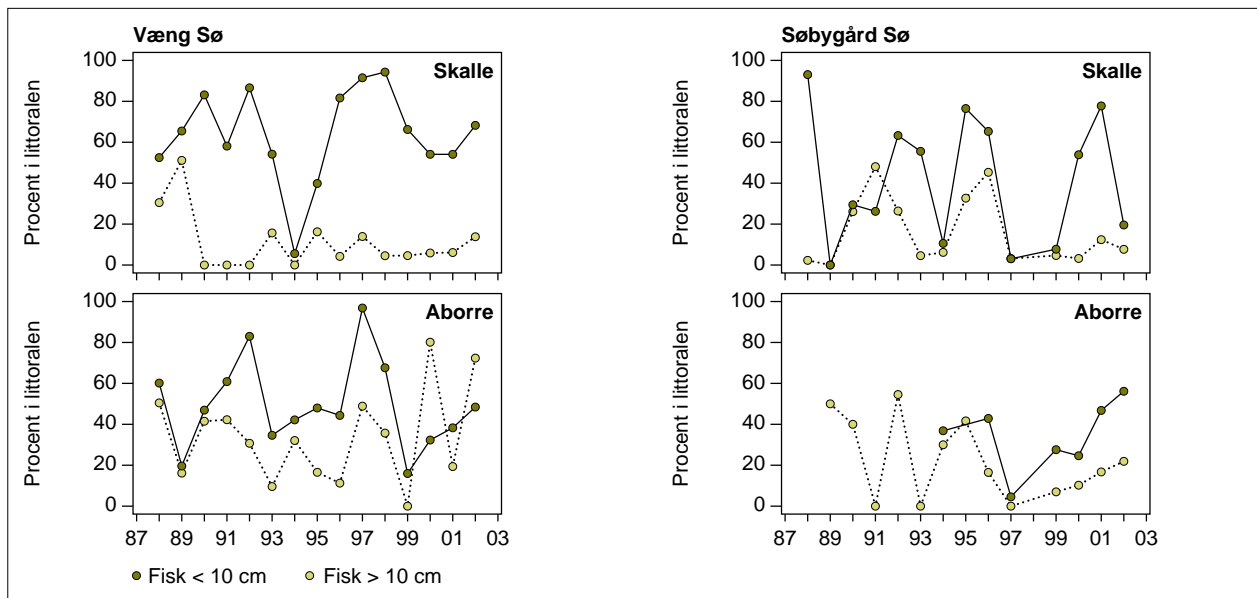
Figur 1.13 Andelen (%) af fisk fanget i littoralzonen ved elbefiskning i forhold til summen af fangst ved elbefiskning (antal pr. sektion) og garnfangster (antal pr. garn pr. nat) for udvalgte arter af fisk afbildet mod sommergennemsnit af fosforkoncentrationen i søerne (antal – se Tabel 1.21). Boxplot (25-75 %, kasserne), (10-90 % - linjerne) er vist for 6 fosforkategorier forbundet gennem medianen og opdelt på hhv. fisk større og mindre end 10 cm og dybe (middeldybde >3 m) og lavvandede søer (<3m).

Gennemgående er der en større andel af skalle og aborre i littoralzonen i den mest klarvandede af de to søer, mest udtalt for skalle. Brasen og sandart er primært fundet på åbent vand i den uklare sø, mens brasen i nogle år er mere littoral i Væng Sø. Sandart findes ikke i denne sø. Rudskalle udviser ligeledes et forskelligt mønster. I Væng Sø er den primært på åbent vand i årene med høj vegetation i søen og lever en mere littoral tilværelse i de seneste år uden planter og med mere uklart vand. I den mere uklare sø er andelen i littoralzonen væsentligt større i de fleste år. Brasen optræder i Søbygård Sø udelukkende i pelagiet, mens den har større grad af littoraltilværelse i nogle af årene i Væng Sø, oftest sammenfaldende med år med relativt højt klorofylniveau.



SØ04 – Fig. 1.14

Figur 1.14 Udviklingen i sommermiddelt totalfosfor og klorofyl a samt andelen (%) af fisk fanget i littoralzonen ved elbefiskning i forhold til summen af fangst ved elbefiskning (antal pr. sektion) og garnfangster (antal pr. garn pr. nat) for udvalgte arter af fisk i Væng Sø og Søbygård Sø over en periode på 15 år. Væng Sø blev biomanipuleret i 1986-1988, og Søbygård Sø har været under indsvindning efter en belastningsreduktion i 1982.



SØ04 – Fig. 1.15

Figur 1.15 Udviklingen i andelen (%) af fisk fanget i littoralzonen ved elbefiskning i forhold til summen af fangst ved elbefiskning (antal pr. sektion) og garnfangster (antal pr. garn pr. nat) for udvalgte arter af fisk opdelt på fisk større og mindre end 10 cm i Væng Sø og Søbygård Sø over en periode på 15 år. Væng Sø blev biomanipuleret i 1986-1988, og Søbygård Sø har været udsat for en belastningsreduktion i 1982.

Gedden er mest littoral i Væng Sø, men ændrer fordeling i Søbygård sø fra mest littoral til mest pelagisk i takt med aftagende fosfor og klorofyl.

I begge søer er andelen af småskalle i littoralzonen gennemgående højere end for skalle >10 cm, og forskellen er de fleste år størst for den mest klarvandede sø, Væng Sø (Fig. 1.15). I denne sø er de store skaller mest at finde i pelagiet, undtagen i de første to år, hvor søvandet var meget klart, og hvor der kun var få planter koncentreret uden for littoralzonen, mens småskalle undtagen i 1994 typisk fanges ude i søen. For den uklare sø er billedet mindre entydigt og varierer meget fra år til år. For aborre er der ligeledes en tendens til, at LIT-PRO for småaborre set under et er lidt højere i den mest klarvandede sø, om end mindre udtalt end for skalle. For de store aborrer er der derimod ikke nogen klar forskel søerne imellem.

1.6.3 Diskussion og konklusion

Resultaterne viser store forskelle i fiskenes fordeling i søerne og langs en fosfor- (klorofyl-) gradient og i mindre grad med dybden. Det er velkendt, at visse arter primært forekommer i littoralzonen (som gedde, rudskalle, grundling, suder, karuds), mens andre primært er pelagiske (som sandart og hork). Dette bekræftes af analysen.

Hvad der er mere interessant, er de markante forskelle i fordelingen for visse arter langs fosforgradienten og med fiskenes størrelse. Skalle og aborre er de mest udbredte fisk i danske søer og generelt de mest talrige. Deres respons er derfor særlig interessant. På dataene fra overvågnings søerne ses en meget markant stigning i andelen af større aborrer i littoralzonen med stigende totalfosfor koncentrationer i de lavvandede søer, fra en median på knap 10 % i den laveste fosforkategori til 75 % i den højeste. Der er formentlig to grunde hertil. For det første har mange af søerne med lavt fosforniveau en udbredt un-

dervandsvegetation uden for littoralzonen (man kan sige, at littoralzonen nogle gange omfatter hele søen), og det gør denne zone attraktiv for aborrer, mens kantzonen uden vegetation eller med rørskov er et farligt sted at være. Når så næringsstofniveauet øges, og planterne forsvinder, bliver pelagiet mindre attraktivt som fødesøgningshabitat og skjulested for rovfisk. For det andet øges konkurrencen med benthivore karpefisk som brasen og skalle, hvilket yderligere gør littoralzonen mere attraktiv. I nogle søer kan tilstedeværelse af sandart også betyde en øget risiko for prædation i pelagiet.

I de dybe søer derimod er de store aborrer typisk pelagiske uanset næringsstofniveauet. Småaborren viser ikke noget klart respons i relation til næringsstofniveauet, om end der er en svag stigende tendens med fosfor i både lavvandede og dybe søer. Det er kendt, at småaborrer foretage døgnvandring med større andel i littoralzonen om dagen, og vandringerne er størst i klarvandede søer. LITPRO kan derfor give et skævt billede af forholdene, som de forekommer i dagtimerne, da nogle af de vandrende fisk kan være endt i nettene, som beskrevet ovenfor.

For skalle synes der i højere grad end for aborre at være en ændring i habitatvalg med alderen. Småskaller fanges i højere grad i littoralzonen end de store individer i både dybe og lavvandede søer, og de store skaller er generelt langt mere pelagiske end store aborrer i de lavvandede søer, mens der ikke er tydelige forskelle i de dybe søer, hvor andelen er størst i pelagiet. I de dybe søer fanges skalle overvejende littoralt ved lave fosforværdier og overvejende pelagisk i lavvandede søer. Dette skal nok forklares ved, at vegetationen er udbredt i de lavvandede søer i denne fosforkategori, mens den kun forekommer nær kysten i de dybe søer. Der er derfor stor risiko for prædation fra bl.a. aborre i de dybe søer med lav P, og derfor er en littoralzone-tilværelse attraktiv, mens planterne kan give et skjul i de lavvandede søer med lavt fosforindhold. Med planternes forsvinden, typisk mellem 0,05 og 0,1 mg P l⁻¹, er der en tendens til en stigende andel i littoralzonen med stigende fosforniveau i de lavvandede søer, mens en øget uklarhed og tilbagegang for rovfisk måske kan forklare den faldende andel i littoralzonen i de dybe søer. Dog spiller forskel i dybde langs fosforgradienten også en rolle (Tabel 1.21).

Det er interessant at se, at rudskalle skifter habitatvalg med ændringer i fosfor og følger samme mønster i dybe og lavvandede søer, dog med en tendens til, at de ved et givet fosforniveau er mere littorale i de dybe søer. Især de store rudskaller bliver mere littorale med stigende P, hvilket nok kan tilskrives øget konkurrence fra skalle og brasen. Dette mønster går også igen ved sammenligning af Væng Sø og Søbygård Sø.

Flere andre mønstre genfindes i de to intensivt studerede søer. Småskaller er mere littorale end store skaller, store aborrer er blevet mere littorale i Væng Sø, efter at den er blevet mere uklar, og planterne er forsvundet, og der er tendens til det modsatte forløb i Søbygård Sø i takt med, at søen er blevet mere klarvandet. Men der er også forskelle. I Væng sø er småskaller i en del af årene mere littorale, end man skulle forvente ud fra de generelle relationer (Fig. 1.15 versus Fig.

1.12), hvilket måske kan tilskrives ekstremt høje dækningsgrader og plantefyldt volumen i en del år, hvorfor rørskoven og ophold mellem udhængende rødder var foretrukne opholdssteder.

I overvågningssøerne sker der ligeledes ændringer i takt med forbedringen i søernes tilstand (Fig. 1.13). Andelen i littoralzonen viser faldende tendens for både aborre, skalle, brasen og rudskalle, hvilket stemmer godt med forventningerne (Fig. 1.12), når man tager i betragtning, at de største ændringer har fundet sted i søer med de højeste fosforniveauer. Dog skulle man have forventet en stigning for rudskalle <10 cm, men dataene viser et – om end meget svagt - fald.

Studierne i Søbygård Sø og Væng Sø viser endvidere markante år-til-år variationer i fordelingen af de talrige arter af fisk. Der er forklaringer på nogle af disse udsving. Eksempelvis afviger LITPRO for skalle markant (lav LITPRO) i 1994 fra alle øvrige år i Væng Sø, og den er også lav dette år i Søbygård Sø. I dette år var der en særdeles stor årgang af skalle, og vandet var derfor uklart i begge søer i sensommeren, som er tidspunktet for fiskeriet. Det store udsving gør det selvfølgelig vanskeligt at identificere markante ændringer i de enkelte søer i stil med det, der ses, når alle data slås sammen. Men set under et er der klare forskelle i habitatvalg med ændringer i fosfor for flere arter og størrelsesgrupper, hvilket understreger betydningen af forsat at fastholde elektrobefiskninger som en del af overvågningsprogrammet for søer.

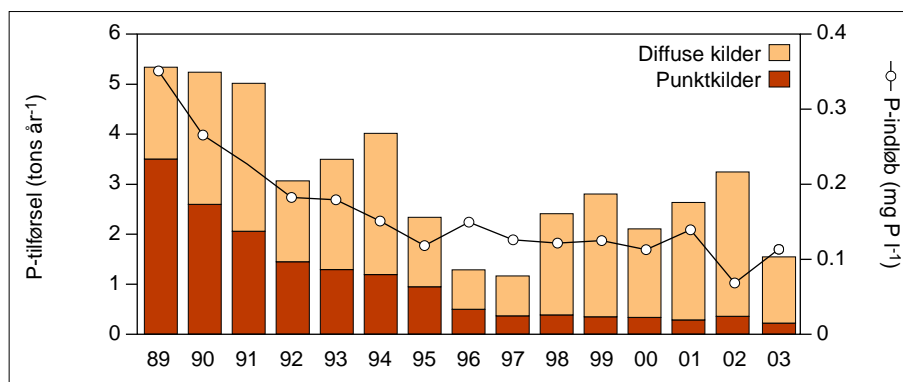
1.7 Søernes målsætning og aktuelle tilstand

Overvågningssøerne er som andre større danske søer tildelt en målsætning for den ønskede miljøtilstand. Målsætninger udarbejdes af amterne og indgår i amternes regionalplaner. På baggrund af de fastlagte målsætninger sættes mere specifikke krav til de enkelte søers tilstand og næringsstofftilførsel. De enkelte amter har på baggrund af de generelle retningslinier (*Miljøstyrelsen, 1983*) udarbejdet deres egne systemer til fastlæggelse af målsætninger for søerne og opstilling af de specifikke krav til søernes tilstand og næringsstofftilførsel (*Jensen et al., 1997*). Dette forhold besværliggør en standardiseret national sammenstilling, men generelle informationer kan dog godt udledes.

På baggrund af resultaterne fra undersøgelserne af miljøtilstanden i 2003 har amtskommunerne vurderet om overvågningssøernes målsætninger er opfyldt. Disse vurderinger er opsummeret i Tabel 1.23. Langt hovedparten af de 31 søer lever ikke op til deres målsætninger, idet målsætningen kun er vurderet opfyldt for 7-8 af søerne. Dette svarer til, at ca. 25 % af de 31 søer har opfyldt deres målsætning.

Dette er lidt lavere end konklusionen fra en sammenstilling for 698 søer i 1997, hvor det blev påvist, at 34 % af disse søer opfyldte deres målsætning (*Jensen et al., 1997*) samt Skov- og Naturstyrelsens sammenstilling af regionale tilsynsdata (250 søer, 2001 data) hvor 33 % af søerne opfyldte målsætningen (*Ivan Karotki, pers. medd.*). Det betyder, at fosfortilførslen til søerne skal reduceres yderligere for at opnå en tilstrækkelig god tilstand i søerne, svarende til kravene i målsætningerne.

Figur 1.16 Udviklingen i andelen af fosfortilførslen til 27 NOVA-feriskvandssøer (søjledel) samt den vandføringsvægtede indløbskoncentration 1989-2003 (baseret på de). P-tilførsel angivet ved søjler (rød = punktkilder, orange = diffus). Linien angiver indløbskoncentrationen af fosfor.



SØ04 – Fig. 1.16

Diffus fosfortilførsel skal reduceres yderligere

Fosfortilførslen fra punktkilder er reduceret væsentligt siden 1989, og indløbskoncentration af fosfor er derfor også reduceret væsentligt (Fig. 1.16). Samtidigt er den diffuse fosfortilførsel ikke ændret radikalt ud over de klimatiske betingede år- til årvariationer. Det er tydeligt, at for overvågningssøerne generelt er mulighederne for at reducere fosfortilførslen betinget af, at den diffuse tilførsel og dermed landbrugsbidraget reduceres.

Tabel 1.23 Oversigt over de 31 overvågningssøers målsætning med angivelse af eventuelle specifikke krav. Herudover er amternes vurdering af om målsætningen er opfyldt angivet, denne vurdering er i hovedsagen baseret på resultaterne fra 2003. tot-P: Totalfosforkoncentration, sigt: Sigtdybde. (som.: sommergennemsnit, år: årsgennemsnit). Målsætninger: A: Skærpet målsætning (upåvirket af menneskelig aktivitet), A1: Naturvidenskabeligt interesseområde, A2: Badevand, B: Generel målsætning (svag påvirkning af menneskelig aktivitet tilladt), C: Målsætning med lempe krav (påvirkning tilladt).

Navn	Sønr	Amt	Målsætning	Specifikke krav (udvalgte)	Opfyldt
Nors Sø	5	Viborg	A	sigt >4m	Ja
Holm Sø	2	Ribe	A1	sigt (som.) >1,8 m; tot-P (som.) <0,025 mg P l ⁻¹	Ja
Maglesø	3	Vestsjælland	A1		Ja
Arreskov Sø	24	Fyn	A1	tot-P(som.) <0,06 mg P l ⁻¹ ; sigt > 1,5-2m	Nej
Søholm Sø	7	Fyn	A1	sigt > 3,5m	Nej
Kvie Sø	8	Ribe	A1	sigt (som.) >2,6 m; tot-P (som.) <0,04 mg P l ⁻¹	Nej
Søby Sø	1	Ringkøbing	A1/A2	tot-P (år) <0,04 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >3m	Nej
Tissø	20	Vestsjælland	A1		Nej
Furesøen	14.1	København	A1/A2	tot-P (år) <0,04 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >4m	Nej
Tystrup Sø	25	Vestsjælland	A1/A2		Nej
Ferring Sø	42	Ringkøbing	A1/A2/B	tot-P (år) <0,075 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >1m	Nej
Engelsholm Sø	21	Vejle	A2	sigt (som.) >2,0m, min.sigt>1,5m; >6 plantearter	Nej
Fårup Sø	15	Vejle	A2	sigt (som.) >2,5m, min.sigt>1m; >6 plantearter	Nej
Bastrup Sø	9	Frederiksborg	A2	tot-P (år) <0,05 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.)> 2,5m	Nej
Hornum Sø	10	Nordjylland	A2/B	sigt (som.) >2m	Ja
Utterslev mose, øst	31.1	Københavns komm.	B	tot-P(som.) <0,15 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.)>1,5m	Nej
Bryrup Langsø	17	Århus	A2/B	tot-P (som.) <0,05 mg P l ⁻¹	Nej
Ravn Sø	6	Århus	B	tot-P <0,025 mg P l ⁻¹	Nej
Ørnsø	13	Århus	B	tot-P (som.) <0,08 mg P l ⁻¹	Nej
Damhussøen	16	Københavns komm.	B	tot-P (år) <0,07 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >1,5m	Ja
Nakskov Indrefjord	44	Storstrøm	B	sigt (som.) >0,7m, chla(som.) < 95 µg l ⁻¹ .	Ja
Arresø	30	Frederiksborg	B	tot-P (år) <0,07 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.)> 0,8m	Nej
Bagsværd Sø	22	København	B	tot-P (år) <0,04 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >1m	Nej
Borup Sø	23	Roskilde	B	tot-P (som.): 0,1-0,15 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >1m	(Ja)
Gundsømagle Sø	37	Roskilde	B	tot-P (som.): 0,1-0,15 mg P l ⁻¹ ; sigt (som.) >1m	Nej
Vesterborg Sø	31	Storstrøm	B	sigt (som.) >1,5m; chla(som.) < 75 µg l ⁻¹ .	Nej
Ketting Nor	43	Sønderjylland	B		Nej
Store Søgård Sø	33	Sønderjylland	B		Nej
Søgård Sø	36	Vejle	B	sigt (som.) >0,9m; min.sigt>0,5m; >6 plantearter	Nej
Hinge Sø	19	Viborg	B	sigt >2 m; min.sigt>0,5m	Nej
Ulvedybet	41	Nordjylland	C	sigt (som.) >1 m	Ja

1.8 Forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i søerne

Formålet med overvågning af miljøfremmede stoffer er at give et indblik i stoffernes forekomst i danske søer. Overvågningen er kun foretaget i 8 søer og kan derfor ikke give et landsdækkende billede, men bidrage med viden om, hvilke koncentrationsniveauer samt stoffer der forekommer i større søer.

I løbet af de senere år er det blevet teknisk muligt at måle for en lang række miljøfremmede stoffer i vandmiljøet. Derfor blev de miljøfremmede stoffer sammen med tungmetallerne en del af NOVA 2003-overvågningen i udvalgte søer og vandløb (*Miljøstyrelsen, 2000*). For søernes vedkommende blev det besluttet at måle på vandfasen hvert andet år.

Der blev udtaget 6 årlige prøver i 8 søer

Resultatet blev, at der i 1999, 2001 og 2003 skulle måles for tungmetaller og miljøfremmede stoffer på vandfasen i 8 udvalgte søer med en årlig frekvens på 6 prøver. De 6 prøver blev udtaget i sommerhalvåret med to i juni, to i juli, én i august og én i september. Prøvetagningen skete i forbindelse med den normale søprøvetagning. For nærmere detaljer omkring prøvetagning og analyser henvises til Kronvang *et al.* (1999).

I 1999 blev målingerne af miljøfremmede stoffer suspenderet, og penge anvendt til andre delprogrammer i NOVA. Derfor foreligger der kun to målerunder med miljøfremmede stoffer fra 2001 og 2003, mens tungmetaller er målt i 1999 og 2001. Der er ikke målt tungmetaller i 2003.

1.8.1 Tungmetaller

Koncentrationen af tungmetaller er målt i 5 søer i henholdsvis 1999 og 2001 (Tabel 1.24). Resultaterne kan derfor ikke siges at være generelt gældende for danske søer, men kun anvendes som indikatorer for, hvilke koncentrationsniveauer man kan forvente at finde i søerne. Her er valgt ikke at fokusere på de enkelte søer, idet dette er rapporteret regionalt af amtskommunerne og Københavns kommune.

Tungmetalkoncentrationerne er lave

Tabel 1.24 Oversigt over de 5 søer, hvor der er foretaget undersøgelser af tungmetaller i 1999 og 2001.

Amt	Sø
Roskilde	Borup Sø
Københavns kommune	Damhussøen
Københavns amt	Furesøen
Frederiksborg	Bastrup Sø
Fyn	Arreskov Sø

Der er ikke fundet væsentlige koncentrationsforskelle i søerne mellem de to år (Tabel 1.25), hvorfor der ses bort fra disse forskelle. De fundne koncentrationer af tungmetaller er generelt lave, dog var næsten alle målinger i de 5 søer over detektionsgrænsen. Generelt er koncentrationerne mindre end de koncentrationer, der er registreret i NOVA-vandløbene (*Iversen et al., 2001*). Kviksølvkoncentrationerne i søerne er på niveau med eller højere end de fleste målinger i vandløb. En sandsynlig årsag hertil er kemisk betinget af frigivelse fra kviksølvpuljen i sedimentet.

Koncentrationen ligger under udlederkrav

Koncentrationerne ligger både under de danske udlederkrav og under de norske grænseværdier for økologiske effekter (Tabel 1.25). De økologiske effekter af tungmetallerne må derfor forventes at være ringe eller ikke forekommende. Her skal dog tilføjes, at i andre danske overvågningssøer blev der ved en undersøgelse i 1996 fundet flere tungmetalkoncentrationer (Skjelkvåle et al., 2001), der overskred grænseværdierne væsentligt (fx bly, max.: 8 µg l⁻¹).

Tabel 1.25 Totale koncentrationer (µg l⁻¹) af tungmetaller i de udvalgte overvågningssøer. n angiver antal søer med målinger (i hver sø er der målt 6 gange pr. år). Ved beregningerne er værdier under detektionsgrænsen substitueret med 0. Til sammenligning er givet de danske udledningskrav (Miljøstyrelsen, 1996) og den norske grænseværdi for økologiske effekter i ferskvand (SFT, 1997).

		n	Gns	Min	25%	median	75%	max	krav, DK	grænse, N
Zink	1999	4	4,3	1,9	2,1	3,7	6,5	7,9	110	20
	2001	5	2,5	0,8	1,5	1,5	2,5	6,1		
Bly	1999	4	0,32	0,15	0,21	0,28	0,44	0,58	3,2	1
	2001	5	0,51	0,38	0,43	0,49	0,61	0,62		
Arsen	1999	4	1,04	0,25	0,58	1,00	1,49	1,89	4	5
	2001	4	1,25	0	0,38	0,96	2,13	3,10		
Nikkel	1999	4	1,14	0,41	0,64	0,87	1,64	2,40	160	15
	2001	5	1,00	0,18	0,53	0,88	0,90	2,48		
Kviksølv	1999	4	0,0511	0,0008	0,0010	0,0018	0,1012	0,2000	1	-
	2001	4	0,0404	0	0	0,0006	0,0809	0,1605		
Kobber	1999	4	0,96	0,48	0,56	0,66	1,37	2,05	12	3
	2001	5	0,76	0,23	0,48	0,57	0,77	1,75		
Cadmium	1999	4	0,018	0,004	0,008	0,019	0,029	0,032	5	0,1
	2001	5	0,029	0	0	0,002	0,002	0,140		
Krom	1999	4	0,30	0,04	0,08	0,31	0,52	0,55	10	5
	2001	5	0,65	0,05	0,10	0,21	0,45	2,45		

Undersøgt for 64 stoffer i 8 søer

1.8.2 Miljøfremmede stoffer

De miljøfremmede stoffer er undersøgt med 6 prøver i løbet af 2001 og 2003 i 8 udvalgte søer (Tabel 1.26). I samtlige 8 søer er der undersøgt for 64 forskellige stoffer, hvoraf 48 er pesticider eller nedbrydningsprodukter heraf. De resterende stoffer er 11 polyaromatiske kulbrinter samt enkelte blødgørere, ethere og anioniske detergenter (Tabel 1.27).

Tabel 1.26 Oversigt over de 8 søer, hvor der er foretaget undersøgelser af miljøfremmede stoffer i 2001 og 2003.

Amt	Sø
Roskilde	Borup Sø
Københavns kommune	Damhussøen
Københavns amt	Furesøen
Frederiksborg	Bastrup Sø
Fyn	Arreskov Sø
Vejle	Søgård Sø
Viborg	Hinge Sø
Århus	Bryrup Langsø

Alle 64 stoffer er registrerede i søerne

I alt blev der fundet positive prøver for samtlige 64 stoffer (Tabel 1.27). Det betyder ikke, at alle stoffer findes i alle søer, idet der er forskel søerne imellem. I 2003 varierede antallet af fundne sprøjtemidler pr. sø mellem 6 (Borup Sø) og 24 (Søgård Sø).

Stofferne generelt fundet i lave koncentrationer

Betragtes mediankoncentrationerne for alle de positive prøver (dvs. prøver med koncentrationer over eller lig med detektionsgrænsen), lå den i 2003 for 61 stoffers vedkommende under eller omkring detektionsgrænsen.

Ovenstående betyder, at for langt de fleste stoffer var målingerne under detektionsgrænsen eller lige omkring denne (Tabel 1.27).

Tabel 1.27 Oversigt over resultaterne fra målinger af koncentrationen af miljøfremmede stoffer i de udvalgte overvågningssøer i 2003. Stofferne er grupperet efter stofgruppe: P: pesticid, PM: pesticidmetabolit, Ph: phenoler, Po: polyaromatiske kulbringer, Bl: blodgørere, E: ether, AD: anioniske detergenter. Mediankoncentrationen på 0,01 svarer til mindre end eller lig med 0,01. Grænseværdier for økologiske effekter er medtaget (efter *Iversen et al., 2001*). Parenteser angiver, at en udenlandsk grænseværdi er anvendt. Grænseværdierne er baseret på EC/LD50 værdier, korrigeret med sikkerhedsfaktor.

Stof	Stof-gruppe	Median konc ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Max konc ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Grænse-værdi
2,4_D	P	0,01	0,04	10
2,6-dichlorbenzamid, BAM	PM	0,02	0,16	-
2-methylphenanth..	Po	0,01	0,03	-
3,6-dimethylphen..	Po	0,02	0,03	-
3-hydroxycarbofuran	P	0,01	0,02	-
4-nitrophenol	P	0,02	0,12	-
Acenaphthen	Po	0,01	0,03	-
Aminomethylphosphonsyre, AMPA	PM	0,02	0,29	-
Anthracen	Po	0,01	0,03	0,01
Atrazin	P	0,01	0,02	1
Bentazon	P	0,01	0,063	(64)
Benz(a)anthranze	Po	0,01	0,03	-
Benz(a)pyren	Po	0,01	0,03	-
Benz(e)pyren	Po	0,01	0,03	-
Benz(ghi)perylen	Po	0,01	0,03	-
Bromoxynil	P	0,01	0,02	-
Carbofuran	P	0,01	0,02	-
Chloridazon	P	0,01	0,03	(73)
Chlorsulfuron	P	0,01	0,02	(0,01)
Cyanazin	P	0,01	0,02	(0,19)
Dalapon	P	0,01	0,01	-
Desethylatrazin	PM	0,01	0,03	-
Desethylisopropylatrazin	PM	0,01	0,03	-
Desethylterbutylazin	P	0,01	0,05	-
Desisopropylatrazin	PM	0,01	0,03	-
Di(2-ethylhexyl) DEHP	Bl	0,05	3,6	0,1
Dibenzothiophen	Po	0,01	0,03	-
Dichlobenil	P	0,01	0,02	-
Dichlorprop	P	0,01	0,02	(40)
Dimethoat	P	0,01	0,02	1
Dinoseb	P	0,01	0,03	(0,025)
Diuron	P	0,01	0,05	(0,43)
DNOC	P	0,01	0,03	(21)
Ethofumesat	P	0,01	0,03	-
Ethylthiourea	P	0,01	0,04	-
Fenpropimorph	P	0,01	0,02	(17)
Flouranthen	Po	0,01	0,03	-
Flouren	Po	0,01	0,03	-
Glyphosat	P	0,01	0,38	(120)
Hexazinon	P	0,01	0,03	-
Hydroxyatrazin	P	0,01	0,03	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	Po	0,01	0,03	-
Ioxynil	P	0,01	0,02	(120)
Isoproturon	P	0,01	0,051	(3)
Lenacil	P	0,01	0,02	-
Lin. alkylbenzensulfonate LAS	AD	-	16	-
Maleinhydrazid	P	0,01	0,06	-
MCPA	P	0,01	0,44	(700)
Mechlorprop	P	0,01	0,041	(3,9)
Metamitron	P	0,01	0,03	(10)
Metribuzin	P	0,01	0,02	(2,2)
Metsulfuron methyl	P	0,01	0,02	(0,04)
Nonylphenoler	Ph	0,1	0,27	1
Pendimethalin	P	0,01	0,02	-
Perylen	Po	0,01	0,03	-
Phenanthren	Po	0,01	0,033	-
Pirimicarb	P	0,01	0,02	(0,14)
Propiconazol	P	0,01	0,02	(0,02)
Pyren	Po	0,01	0,03	-
Simazin	P	0,01	0,033	1
Terbutylazin	P	0,01	0,13	(1,6)
Tert-butylmethyl MTBE	E	0,02	0,44	-
Trichloreddikesyre TCA	P	0,02	0,11	-
Trifluralin	P	0,01	0,01	(0,037)

Tabel 1.28 De mest almindeligt forekommende stoffer og de tilhørende fundprocenter i de 8 undersøgte søer. Nederst vises det totale antal pesticider eller nedbrydningsprodukter fundet i søerne.

	Arreskov	Bastrup	Bryrup	Borup	Damhus	Furesø	Hinge	Søgård
Glyphosat		20	16	100		50	33	83
AMPA	50	40	16	100		75	66	83
TCA	83	80		33	100	80	16	100
MCPA				66			16	100
DNOC	33	40	50	16	50			16
BAM	50	20	66		100	70	50	66
4-nitrophenol	33		66		100	60	33	100
Total antal stoffer	10	9	8	6	12	8	11	24

BAM og AMPA er blandt de hyppigst forekommende stoffer

I 2003 blev der ikke målt sprøjtemiddelmediankoncentrationer på eller over grænseværdien for drikkevand ($0,1 \mu\text{g l}^{-1}$). Derimod blev der målt maksimumkoncentrationer over grænseværdien for drikkevand for følgende 6 stoffer: BAM (i Damhussøen), 4-nitrophenol (i Arreskov Sø og Søgård Sø), AMPA (i Borup Sø, Hinge Sø og Søgård Sø), glyphosat (i Furesø), MCPA (i Borup Sø og Søgård Sø) og TCA (i Arreskov Sø og Damhussøen).

Betragtes resultaterne fra de enkelte søer, forekom der i 2003 flere stoffer med en fundprocent på 100 (Tabel 1.28). Af tabellen fremgår det også, at det er de samme stoffer, der genfindes i de fleste af de undersøgte søer. TCA, AMPA (nedbrydningsproduktet fra glyphosat) og BAM (nedbrydningsproduktet fra dichlobinil) blev fundet i 7 af de undersøgte 8 søer, mens glyphosat, DNOC og 4-nitrophenol blev fundet i 6 af søerne. Det skal bemærkes, at flere af de hyppigt fundne stoffer er forbudte eller udfasede. Eksempelvis blev dichlobinil forbudt i 1997, og TCA har været forbudt i mere end 10 år.

Tabel 1.29 Maksimumkoncentrationer ($\mu\text{g l}^{-1}$) af 9 hyppigt fundne pesticider i store og små vandløb (fra Iversen *et al.*, 2001) samt i de 8 undersøgte søer. H: herbicid, M: metabolit, F: fungicid, I: insectid.

	Store vandløb, (n=5)	Små vandløb (n=20)	Søer 2001 (n=8)	Søer 2003 (n=8)
Glyphosat (H)	1,8	1,4	0,11	0,38
AMPA (M)	1,1	0,52	0,23	0,29
BAM (M)	0,18	0,61	0,10	0,16
Terbuthylazin (H)	0,58	1,26	0,03	0,03
Isoproturon (H) (udfaset 1999)	0,13	2,1	0,06	0,05
Diuron (H)	0,07	0,36	0,22	0,05
Bentazon (H)	0,03	1,2	0,07	0,06
Fenpropimorph (F)	0	0,11	0,02	0,02
Dimethoat (I)	0,03	0,12	0,07	0,02

Koncentrationerne er på niveau med koncentrationerne i større vandløb

I vandløb gennemføres et mere omfattende måleprogram på de miljøfremmede stoffer. Sammenlignes resultaterne fra søerne med vandløbene, er maksimumkoncentrationerne i søerne på niveau med eller lidt under maksimumkoncentrationerne i de større vandløb (Tabel 1.29). I de små vandløb ligger koncentrationerne generelt over koncentrationerne i både store vandløb og søer. For en mere omfattende oversigt over resultater fra vandløb henvises til Iversen *et al.* (2001).

På baggrund af de generelt lave koncentrationer i de 8 søer og kendte effektkoncentrationer konkluderes det, at der ikke må formodes at forekomme økologiske konsekvenser af stofferne.

1.9 Sammenfatning

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 27 ferske overvågnings-søer er reduceret fra 0,204 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989 til 0,106 mg totalfosfor l⁻¹ i 2003. Reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75 %-kvartilen er således reduceret fra 0,229 mg totalfosfor l⁻¹ i 1989-95 til 0,140 mg totalfosfor l⁻¹ i 2003. I samme periode er den gennemsnitlige indløbskoncentration af totalfosfor til søerne tilsvarende reduceret fra 0,181 mg P l⁻¹ til 0,091 mg P l⁻¹.

16 ud af de 27 søer har haft en signifikant faldende årsmiddeltotalfosforkoncentration i perioden fra 1989 til 2003. I alle de 16 søer har der været tale om kraftige ændringer på 1 % signifikansniveau eller derunder.

Også totalkvælstof er reduceret fra 1989 til 2003. I alle de 16 søer med signifikante ændringer (1 % niveau eller mindre) for årsmiddeltotalkvælstof har der været tale om en faldende koncentration.

Den gennemsnitlige årssigtddybde for alle overvågnings-søerne var i 2003 øget til 2,0 m. Men 50 % af søerne havde dog i sommeren 2003 en middelsigtddybde på mindre end 1,6 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 sigtddybde er der tale om en øget sigtddybde. I 12 ud af de 27 søer er sommersigtddybden således øget, mens den kun er reduceret i en enkelt sø i perioden fra 1989 til 2003.

Planteplanktonbiomassen er også reduceret i søerne gennem overvågningsperioden. I 9 søer er der sket et statistisk signifikant fald i den totale biomasse, mens den i en enkelt sø er øget. Blågrønalgernes biomasse er øget i 6 søer, men reduceret i 8 søer. En stigning i blågrønalgernes andel kan dog forventes, når meget næringsrige søer bliver mindre næringsrige, fordi der sker et skift fra grønalger til blågrønalger. Mere udprægede rentvandsarter begynder også at komme tilbage i en række søer, således er mængden af furealger og gulalger øget i 9 søer.

Betragtet under et er der ikke sket væsentlige ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de 15 overvågningsår. Gennemsnittet er således nogenlunde uændret, men median er dog reduceret med 36 %. På enkeltsoniveau er der sket nogle ændringer. Således er fx totalbiomassen reduceret i 7 søer og øget i 5 søer. De største ændringer er sket for calanoide vandlopper, der i perioden fra 1989 til 2003 er reduceret i 11 søer og øget i 5 søer.

For undervandsplanterne har der generelt været en tendens til øget udbredelse i perioden fra 1994 til 1998, men denne tendens blev dog afbrudt i mange af søerne i 1999. Efter 1999 steg udbredelsen igen, og i 2003 er niveauet stort set tilbage på niveauet i 1997/98. De mest markante ændringer er en øget udbredelse af undervandsplanter i Kvie Sø og Furesøen og reduktion i udbredelsen i Hornum Sø og Tis-sø.

Den overordnede konklusion vedrørende søernes miljøtilstand er, at der i over halvdelen af de 27 overvågningssøer er sket væsentlige forbedringer i perioden 1989 til 2003. De største forbedringer ses mht. næringsstoffkoncentrationerne og til dels sigtddybden. Med hensyn til den biologiske struktur er den indtil videre forbedret i et begrænset antal søer, hvilket bl.a. skyldes biologisk træghed i søerne (fisk mv.). I andre søer er næringsstoffniveauet ikke reduceret tilstrækkeligt til at give markante forbedringer i den biologiske struktur, men i en del af disse søer reduceres næringsstoffniveauet dog yderligere, når indflydelsen af den interne fosforfrigivelse fra sedimentet mindskes.

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

2 Søernes oplande samt næringsstofdynamik

Fosfortilførslen formindskes

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

Kendskab til vand- og stoftilførsel og kilder vigtigt

En veldokumenteret beskrivelse af den eksterne tilførsel af næringsstoffer og vand samt kilderne til den aktuelle næringsstofftilførsel er vigtig for at kunne vurdere søens øjeblikkelige tilstand, samt hvordan og med hvilken effekt yderligere indgreb vil kunne iværksættes. Søvandets næringsstofkoncentrationer og dermed miljøtilstanden er i høj grad styret af tilløbskoncentrationen af næringsstoffer og af vandtilførslen. Modeller til beskrivelse af søvandskoncentrationen af fosfor og kvælstof i danske søer indeholder da også både indløbskoncentrationer og vandets opholdstid som de primære forklarende variable (Kristensen *et al.*, 1990b; Jensen *et al.*, 1994a, Jensen *et al.*, 1997). Søvandskoncentrationen af fosfor er ofte også påvirket af udvekslingen mellem søvandet og sedimentpuljen, specielt ved markante belastningsændringer.

I dette kapitel gives en status for kvælstof- og fosfortilførslen til overvågningssøerne i perioden 1989-2003, herunder fordelingen på kilder samt vand- og næringsstofbalancerne for fosfor, kvælstof og jern. Herudover er der givet en status for sedimentundersøgelserne.

Vand- og stoftilførsel samt kildeopsplitning

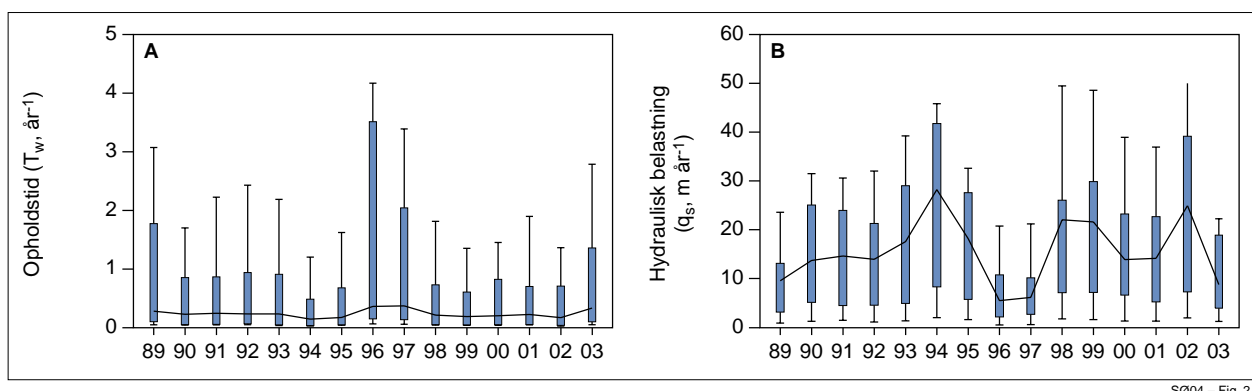
For 16 af de 31 søer er den eksterne vand- og stoftil- og fraførsel bestemt på baggrund af omfattende målinger i til- og afløb, og der kan opstilles detaljerede vand- og stofbalancer. Tilførslen til resten af overvågningssøerne er estimeret ud fra kendskabet til det topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse (Wiggers *et al.*, 1994). For alle 31 søer kildeopsplittes næringsstofftilførslen, det vil sige at stoftilførslen opdeles på de forskellige punktkilder (spildevand, spredt bebyggelse, dambrug mv.) og diffuse kilder (landbrug og baggrund)).

2.1 Vandbalancer for søerne

Søernes vandbalancer

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

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



SØ04 – Fig. 2.1

Figur 2.1 A: Udviklingen i opholdstiden (T_w , år) for de 16 søer med detaljeret vand- og stofbalance i perioden 1989 til 2003. B: Udviklingen i den hydrauliske belastning (q_s , $m^3 \text{ år}^{-1}$) for de 16 søer i perioden 1989 til 2003.

Lange opholdstider i 2003

År- til år variationerne i opholdstiderne for vand (T_w) og de hydrauliske belastninger (q_s) for de 16 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, ændres markant fra år til år afhængig af nedbørsforhold (Fig. 2.1A og 2.1B). Således var opholdstiderne længere i de tørre år 1989, 1996 og 1997, og de længste opholdstider i overvågningsperioden blev registreret i 1996. De korteste opholdstider i overvågningsperioden blev registreret i det våde år 1994. I 2003 var opholdstiderne på grund af den mindre nedbør forholdsvis lange.

Lav hydraulisk belastning i 2003

Sammenlignes 2003 med perioderne 1989-95 og 1996-2002 var opholdstiden længere og den hydrauliske belastning mindre (Tabel 2.1). Den hydrauliske belastning i 2003 var lav, dog ikke så lav som de tørreste år (1989, 1996 og 1997). De laveste hydrauliske belastninger var i 1996 og 1997 (Fig. 2.1B).

Tabel 2.1 Oversigt over vandopholdstid (T_w , år) og hydraulisk belastning (q_s , $m^3 \text{ år}^{-1}$) i perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37. Se Tabel 4.2 for identifikation af sønr.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Opholdstid (T_w)	1989-95	0,63	0,05	0,06	0,22	0,88	3,07
	1996-02	0,88	0,05	0,08	0,26	1,43	4,77
	2003	1,03	0,05	0,10	0,33	1,36	5,71
Hydraulisk belastning (q_s)	1989-95	20,2	1,3	5,3	18,8	25,7	90,2
	1996-02	17,6	1,2	5,3	14,0	20,1	79,5
	2003	14,1	0,8	4,0	8,8	18,9	79,5

2.2 Stofbalancer for søerne

2.2.1 Fosforbalancer for søerne

I Tabel 2.2 er nøgletallene for fosforbelastning og -balancer i overvågnings søerne i perioden fra 1989 til 2003 angivet.

Stor variation i fosfortilførslen og -tilbageholdelsen

Fosfortilførslen til søerne var i 2003 mindre end perioden 1996-2002 (Tabel 2.2), hvilket kan forklares med at 2003 var et år med mindre nedbør (564 mm nedbør i forhold til gennemsnitlig 679 mm nedbør år^{-1} i perioden 1989-2002 (se kapitel 3). Tilsvarende var fosfortilførslen i det våde år 1994 ekstraordinært høj (Figur 2.2A). Uafhængigt heraf er fosfortilførslen dog reduceret signifikant over perioden 1989-2003 for 5 af de 16 søer medtaget i analyserne i dette kapitel (Tabel 2.3).

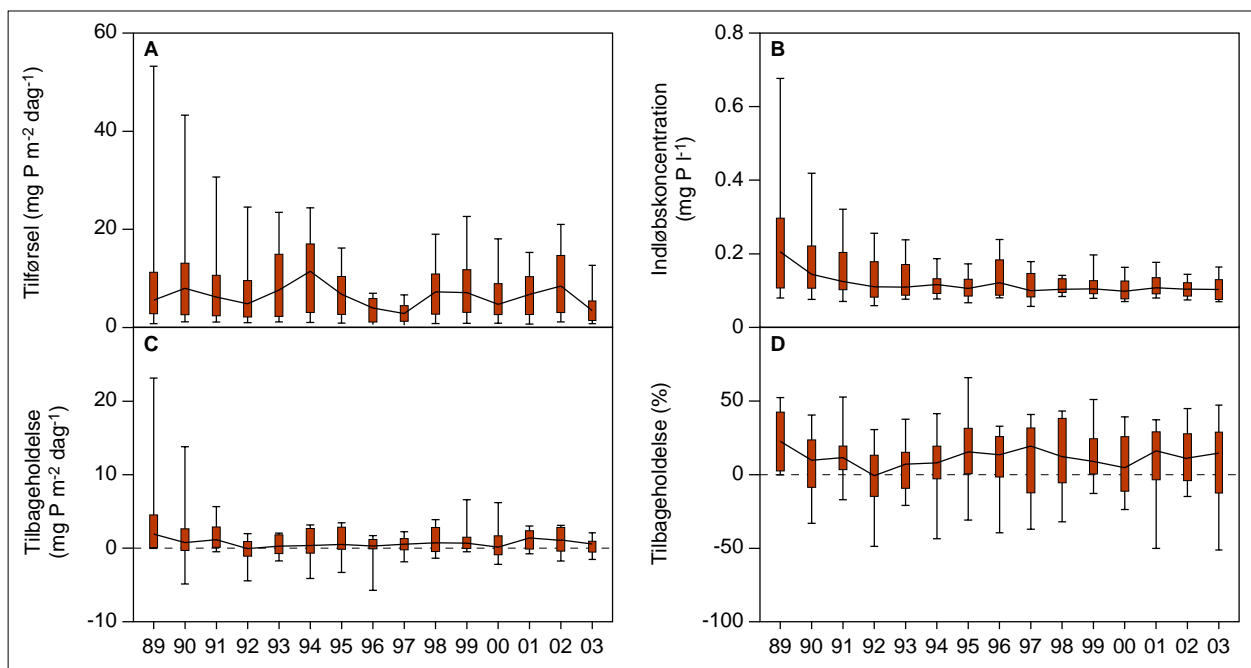
Reduceret indløbskoncentration af totalfosfor

Indløbskoncentrationen af totalfosfor er tilsvarende reduceret væsentligt i perioden 1989 til 2003 (Tabel 2.2, Fig. 2.2B). Reduktionen heri er signifikant i 9 af de 16 søer, mens der er en stigning i en enkelt af søerne (Tabel 2.3).

For 11 af de 16 søer er også udløbskoncentrationen reduceret signifikant (Tabel 2.3). For det meste er der sammenfald mellem nedgang i indløbskoncentration og udløbskoncentration. For nogle søer er der registreret et betydeligt større fald i udløbskoncentration end i indløbskoncentration. I eksempelvis Engelsholm Sø er der sket en væsentlig formindskelse i bestanden af planktivore fisk og et skift til en klarvandet tilstand. Dette har betinget en højere stoftilbageholdelse og dermed en relativ større reduktion i udløbskoncentrationen sammenlignet med indløbskoncentrationen.

Tabel 2.2 Fosforbalancer for 16 af overvågningssøerne i perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet (den relative retention uden hensyntagen til magasin ville være ca. 60% højere). Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Indløbskonc. (mg P l ⁻¹)	1989-95	0,20	0,07	0,10	0,13	0,20	1,07
	1996-02	0,12	0,07	0,09	0,11	0,15	0,21
	2003	0,11	0,07	0,08	0,10	0,13	0,18
Udløbskonc. (mg P l ⁻¹)	1989-95	0,19	0,04	0,08	0,11	0,20	0,90
	1996-02	0,12	0,03	0,07	0,10	0,16	0,24
	2003	0,10	0,02	0,06	0,09	0,12	0,25
Tilførsel (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	11,2	0,7	2,6	7,7	12,4	48,8
	1996-02	6,7	0,5	2,4	5,6	9,0	21,9
	2003	5,0	0,5	1,4	3,4	5,4	24,6
Tilbageholdelse (mg P m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	1,3	-3,7	-0,2	0,6	2,3	9,3
	1996-02	1,0	-2,2	-0,1	0,3	1,5	6,5
	2003	0,9	-2,7	-0,5	0,6	0,9	12,0
Tilbageholdelse (% af tilført + søpulje)	1989-95	7,9	-25,3	-6,9	4,0	19,2	49,7
	1996-02	9,3	-31,2	-6,7	6,0	27,5	38,6
	2003	5,8	-99,9	-12,3	14,9	29,2	48,9



SØ04 – Fig. 2.2

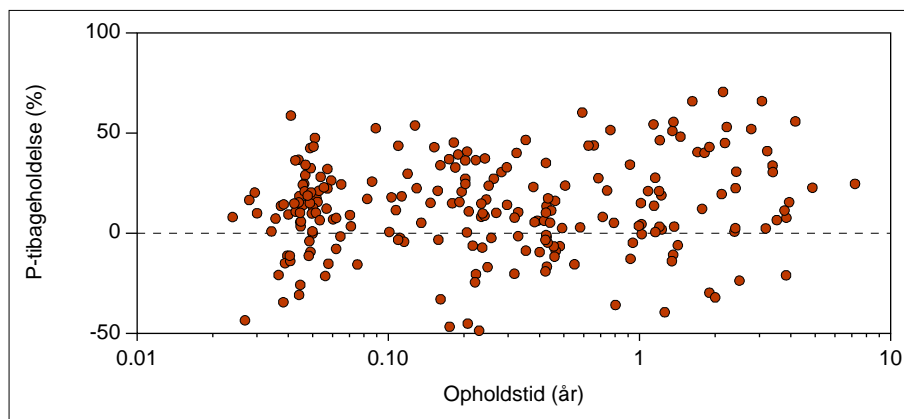
Figur 2.2 Fosforbalancer for de 16 søer i perioden 1989 til 2003 A: Tilførslen af totalfosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$). B: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor (mg P l^{-1}). C: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$). D: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor (%).

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne i absolutte mængder er ret lille i en del søer (Tabel 2.2, Fig. 2.2C), og i 1/3 af søerne var der i 2003 negativ tilbageholdelse af fosfor. Tidligere ophobet fosfor i sedimentet bliver stadig frigivet specielt i de mere næringsrige søer. Dette betyder, at også ændringer i søvandet (totalfosfor, klorofyl mv.) er mindre, end man skulle forvente ud fra reduktionen i den eksterne belastning. De absolutte tilbageholdelsesrater af fosfor i søerne er faldet signifikant i 3 af de 16 søer i overvågningsperioden og øget signifikant i 2 (Tabel 2.3).

Tabel 2.3 Udviklingen i overvågnings søernes massebalancer for fosfor fra 1989 til 2003. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Pi er indløbskoncentrationen i mg P l^{-1} . Pu er udløbskoncentrationen. Ptilm2 er fosfortilførslen pr. m^2 . Pretm2 er den arealspecifikke absolutte fosfortilbageholdelse ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) og Pret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

	Pi	Pu	Ptilm2	Pretm2	Pret(%)
Ravn Sø	----	---	0	0	0
Søholm Sø	+++	0	0	0	0
Ørn Sø	--	----	--	0	0
Fårup Sø	0	--	0	0	0
Bryrup Langsø	---	---	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	0
Tissø	----	++	-	--	-
Engelsholm Sø	0	----	0	++++	+++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	--	0	0	--	--
Tystrup Sø	----	---	---	-	0
Arresø	----	----	---	0	0
Vesterborg Sø	0	-	0	0	0
St. Søgård Sø	--	----	0	++	+++
Søgård Sø	0	--	0	0	0
Gundsømagle Sø	----	----	---	0	0
i alt +/++/+++/++++	1	1	0	2	2
i alt -/--/---/----	9	11	5	3	2

Figur 2.3 Sammenhængen mellem fosfortilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer. Alle søer er medtaget. Bemærk, at negativ tilbageholdelse er frigivelse.



SØ04 – Fig. 2.3

Den gennemsnitlige relative tilbageholdelse af fosfor var i 2003 på samme niveau som de foregående år (Fig. 2.2D). Om der er en begyndende tendens til, at den interne frigivelse bliver mindre i søerne generelt, er det dog for tidligt at sige noget definitivt om. Den relative tilbageholdelse er dog kun øget signifikant i 2 af de 16 søer og reduceret signifikant i Tissø og Arreskov Sø (Tabel 2.3).

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger kun svagt de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (fx Vollenweidermodellen), hvor der forventes øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 2.3). Andre faktorer spiller øjensynlig en vigtigere rolle, bl.a. kan ændringer i den biologiske struktur påvirke stoftilbageholdelsen markant (Jeppesen *et al.*, 1998). Men den mest afgørende faktor i perioden 1989-2003 er givetvis, at en del af søerne ikke er i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel, men under indflydelse af intern fosforfrigivelse fra sedimentet.

2.2.2 Kvælstofbalancer for søerne

Mindre kvælstofafstrømning i 2003

Kvælstoftilførslen til de 16 søer var i 2003 mindre end halvdelen af tilførslen i perioden 1989-95, og noget lavere end i perioden 1996-2002 (Tabel 2.4, Fig. 2.4A). Den lave kvælstoftilførsel kan ligesom fosfortilførslen forklares med mindre nedbør, men en lavere tilførsel fra punktkilder og eventuelt landbrugsarealer spiller også ind.

Indløbs- og udløbskoncentrationer

Indløbskoncentrationen af kvælstof var i 2003 lavere end i de foregående år (Tabel 2.4, Fig. 2.4B). Indløbskoncentrationen er således også reduceret signifikant for 14 af de 16 søer, og udløbskoncentrationen er faldet signifikant for 11 søer (Tabel 2.5). Umiddelbart vurderet tyder dette på, at tiltagene over for kvælstoftilførslen til det akvatiske miljø (Vandmiljøplanerne m.v.) nu har haft en effekt, der er så stor, at den kan registreres i de fleste af søerne.

Lavere absolut kvælstoftilbageholdelse i 2003

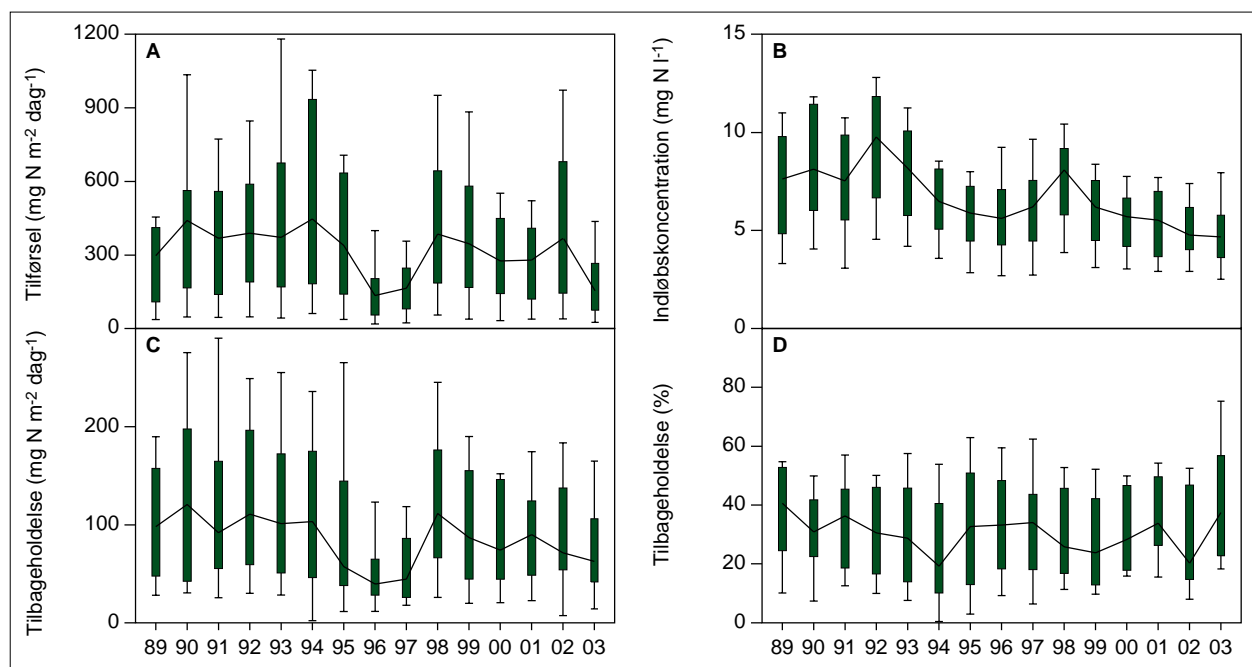
Kvælstoftilbageholdelsen var i 2003 gennemsnitligt $82 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ svarende til en kvælstoffjernelse i gennemsnit på $299 \text{ kg kvælstof-N}$ pr. hektar (Tabel 2.4), hvilket er lidt lavere end det "typiske" niveau i overvågningssøerne i perioden 1989-2002 (Fig. 2.4C). I de tørre år, som især 1996 og 1997, men også 2003 var tilbageholdelsen mindre, modsvarende den mindre kvælstoftilførsel til søerne i tørre år.

Tabel 2.4 Kvælstofbalancer for 16 af overvågningssøerne i perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet (den relative retention uden hensyntagen til, at magasinet vil være ca. 20% højere). Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 36, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Medi-an	75 %	Max.
Indløbskonc. (mg N l ⁻¹)	1989-95	7,5	1,5	5,7	7,8	9,9	11,7
	1996-02	5,9	1,4	4,5	6,3	7,4	8,9
	2003	4,8	1,4	3,6	4,7	5,8	8,3
Udløbskonc. (mg N l ⁻¹)	1989-95	4,9	1,3	3,1	4,7	6,9	9,0
	1996-02	3,7	1,2	2,2	3,6	5,0	7,7
	2003	3,4	1,0	2,1	3,0	4,9	6,0
Tilførsel (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	419	38	165	408	604	1075
	1996-02	299	20	134	307	405	884
	2003	184	18	68	154	266	468
Tilbageholdelse (mg N m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	123	21	50	116	175	283
	1996-02	90	10	47	82	121	271
	2003	82	5	37	62	106	284
Tilbageholdelse (% af tilført + søpulje)	1989-95	31,4	10,8	19,7	29,5	41,4	57,4
	1996-02	32,7	10,9	18,9	27,5	48,1	67,4
	2003	39,5	14,4	22,1	35,4	56,6	79,6

Høj relativ kvælstof-tilbageholdelse i 2003

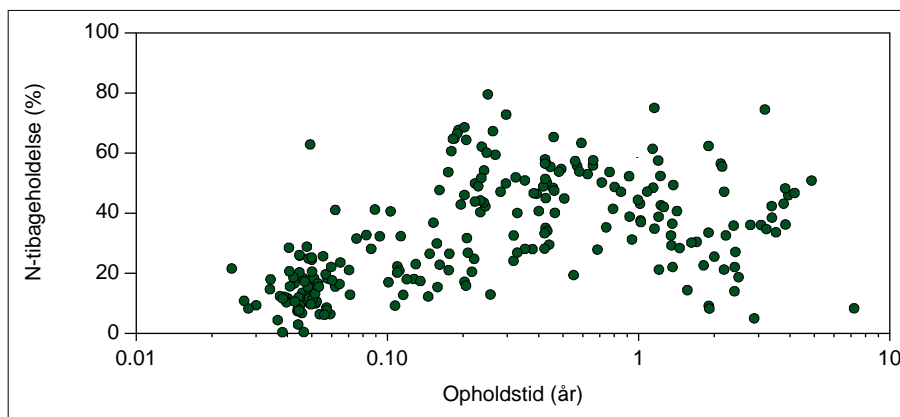
Den relative tilbageholdelse (i % af tilførslen og søpulje) har været nogenlunde konstant (ca. 30 %) i perioden 1989-2002, mens den i 2003 er noget højere (ca. 40 %; Tabel 2.4; Fig. 2.4D). Årsagen til den højere relative tilbageholdelse i 2003 er især længere opholdstider på grund af den mindre afstrømning i 2003. Den relative tilbageholdelse er ændret signifikant i 3 af de 16 søer i løbet af de 15 år.



S004 – Fig. 2.4

Figur 2.4 Kvælstofbalancer for de 16 søer i perioden 1989 til 2003. A: Udviklingen i tilførslen af totalkvælstof (mg N m⁻² dag⁻¹). B: Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof (mg N l⁻¹). C: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof (mg N m⁻² dag⁻¹). D: Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof (%).

Figur 2.5 Sammenhængen mellem kvælstoftilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 16 søer. Alle søer er medtaget.



SØ04 – Fig. 2.5

Våde og tørre år påvirker tilbageholdelsen

Også biologien påvirker kvælstoftilbageholdelsen

Tilbageholdelsen af kvælstof i søerne følger i højere grad end for fosfor de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (Jensen *et al.*, 1997) med øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 2.5).

Andre faktorer kan dog påvirke kvælstoftilbageholdelsen. Fiskedød og opfiskning i Arreskov Sø samt indgreb i fiskebestanden i Engelsholm Sø som led i sørestaurering har således ført til en markant forøgelse i kvælstoftilbageholdelsen (Jeppesen *et al.*, 1998). I Arreskov Sø, for eksempel, steg tilbageholdelsesprocenten på årsbasis fra 26-38 % før fiskedøden til 48-62 % efter. Det var karakteristisk, at den procentuelle tilbageholdelse steg sammenfaldende med, at søen blev klarvandet. Forbedringer i søernes miljøtilstand vil derfor alt andet lige kunne øge kvælstoftabet i lavvandede søer og dermed mindske transporten til N-følsomme marine områder.

2.3 Oplandsbeskrivelser og kildeopsplitning

Udvidede oplandsanalyser er gennemført for søerne i perioden 1998-2003. I dette års rapport gives en oversigt over oplandskarakteristika-

Tabel 2.5 Udviklingen i overvågningssøernes massebalancer for kvælstof fra 1989 til 2003. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Ni er indløbskoncentrationen (mg N l⁻¹). Nu er udløbskoncentrationen. Ntilm2 er kvælstoftilførslen pr. m². Nretm2 er den arealspecifikke kvælstoftilbageholdelse (mg N m⁻² d⁻¹). Nret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

	Ni	Nu	Ntilm2	Nretm2	Nret(%)
Ravn Sø	----	0	0	---	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0
Søholm Sø	---	---	--	0	+
Fårup Sø	--	--	0	0	0
Bryrup Langsø	0	--	0	+++	++
Hinge Sø	----	---	--	0	0
Tissø	---	0	0	0	0
Engelsholm Sø	---	----	0	+	+++
Borup Sø	---	--	0	0	0
Arreskov Sø	---	--	0	0	0
Tystrup Sø	----	0	0	--	0
Arresø	----	---	--	-	0
Vesterborg Sø	--	0	0	-	0
St. Søgård Sø	----	----	--	--	0
Søgård Sø	---	---	0	0	0
Gundsømagle Sø	----	---	0	0	0
i alt +/++/+++/++++	0	0	0	2	3
i alt -/--/---/----	14	11	4	5	0

ene for overvågningsløserne. Herudover gives en status for kildeop-splitningen af næringsstofftilførslen til søerne

Hvor godt kan stoftilførslerne til søerne opgøres?

Til 16 af de 31 søer er den eksterne vand- og stoftilførsel bestemt på baggrund af omfattende målinger i til- og afløb, og der kan opstilles detaljerede vand- og stofbalancer. Tilførslen til de øvrige overvågningsløser er estimeret ud fra kendskab til det topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse (*Wiggers et al., 1994*).

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

Spildevand fra:

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

Diffus tilførsel fra:

- Dyrkningsbidrag
- "Naturlig tilførsel"/"Baggrundsbidrag"
- Atmosfærisk deposition

Usikkerhed om den atmosfæriske deposition af N og P

Disse data er præsenteret i dette kapitel, idet der dog for enkelte af søerne er foretaget visse standardiseringer. Som generel værdi for atmosfærisk deposition af N og P anvendes typisk $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. De nyeste tal og vurderinger fra Fagdatacenter for Luftforurening tyder på, at nedgangen i størrelsen af den atmosfæriske deposition for kvælstof og fosfor tidligere har været overestimeret (*Ellermann et al., 2001; T. Ellermann, pers. meddl.*). Fagdatacentrene forsøger pt. at få etableret bedre estimater for den atmosfæriske deposition

P i spildevand er mindre nu end tidligere

Der er i dag bedre viden om de potentielle udledninger fra spildevand fra spredt bebyggelse, herunder er det erkendt, at fosformængden pr. PE ("personækvivalent") er reduceret i perioden siden 1989 (*Miljøstyrelsen, 1994*). Spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse er beregnet under antagelse af, at en spildevands-PE har været $1,5 \text{ kg P/PE år}$ i 1989-90 og $1,0 \text{ kg P/PE år}$ siden 1991. Der er dog stadig en betydelig usikkerhed om, hvor meget spildevand fra spredt bebyggelse, der når frem til vandløb og søer, idet alternative processer som nedsivning og omsætning undervejs ikke er godt kendte. Desuden vil der også være væsentlige forskelle mellem tilførslerne fra spredt bebyggelse mellem tørre og våde år.

Øvrige bidrag

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

Af hensyn til sammenligneligheden af resultater er kun søer med data for samtlige år i perioden 1989-2003 medtaget.

2.3.1 Oplandsbeskrivelse

Ved revisionen af overvågningsprogrammet i 1996/97 blev der gennem indførslen af egentlige oplandsanalyser for søerne lagt større vægt på oplandssiden. I dette års rapport er kun medtaget en kort gennemgang af overvågnings søernes oplandskarakteristika (Tabel 2.6). De næste skridt i oplandsanalyserne er egentlige analyser af kvælstof- og fosforstrømmene i søoplandene. Dette afventer dog, at der i forbindelse med oplandsanalyserne for vandløbene etableres brugbare modelværktøjer for kvælstof- og fosforafstrømningen fra deloplande, der udnytter de data, der er indsamlet i forbindelse med oplandsanalyserne.

Tabel 2.6 Oplandskarakteristik for overvågnings søerne. Procent P fra punktkilder er inkl. spredt bebyggelse og middel for perioden 2001-2003. Oplandet er fordelt på: vådområder (inkl. æer, mose og søareal), skov (inkl. hede og overdrev), befæstet areal (inkl. åben - og spredt bebyggelse) og landbrug (inkl. gartneri og græsarealer).

Sønr	Navn	Opland (km ²)	P fra ptkild, (% af P tilført)	Dominerende jordtype	Landbrug (% af total)	Befæstet (% af total)	Skov (% af total)	Vådområder (% af total)
1	Søby Sø	0,8	0	Grovsand	15	2	33	50
2	Holm Sø	1,0	0	Grovsand	4	1	76	19
3	Maglesø	1,2	0	Lerblandet sand	48	1	31	15
5	Nors Sø	20,5	57,5 [†]	Lerblandet sand	43	4	32	21
6	Ravn Sø	57,2	32,2	Lerblandet sand	70	4	18	6
7	Søholm Sø	5,7	7,4	Lerblandet sand	54	4	32	8
8	Kvie Sø	0,6	0	Grovsand	20	3	14	59
9	Bastrup Sø	4,1	23,7	Lerblandet sand	58	13	19	9
10	Hornum Sø	7,9	0	Finsand	76	6	14	4
13	Ørnsø	56,0	6,2	Grovsand	41	6	45	5
14	Furesøen	79,0	50,6	Lerblandet sand	18	29	30	21
15	Fårup Sø	13,8	27,9	Lerblandet sand	73	4	7	13
16	Damhussøen	56,9	0	Lerjord	10	72	13	2
17	Bryrup Langsø	48,2	34,9	Lerblandet sand	69	8	19	3
19	Hinge Sø	53,8	10,3	Lerblandet sand	81	6	7	4
20	Tissø	417,9	61,3	Sandblandet ler	68	7	15	8
21	Engelsholm Sø	16,1	10,9	Lerblandet sand	77	5	10	7
22	Bagsværd Sø	6,8	15,1	Sandblandet ler	2	52	28	17
23	Borup Sø	7,6	8,8	Sandblandet ler	54	4	36	4
24	Arreskov Sø	24,9	20	Lerblandet sand	43	5	30	17
25	Tystrup Sø	682,5	52,8	Sandblandet ler	68	9	16	5
30	Arresø	216,1	57,2	Lerblandet sand	44	15	20	20
31	Vesterborgsø	30,3	40,5	Lerjord	69	5	22	2
33	Store Søgårdsø	44,9	20,8	Grovsand	75	7	9	6
35	Utterslev mose	1,3	26,8	Lerjord	8	73	13	3
36	Søgård Sø	22,7	14,7	Lerblandet sand	87	4	6	2
37	Gundsømagle Sø	66,0	41,7	Sandblandet ler	70	11	6	8
41	Ulvedybet	55,4	10,2	Sandblandet ler	60	8	12	19
42	Ferring Sø	17,0	5,4	Lerblandet sand	70	5	5	18
43	Ketting Nor	18,9	12,6	Lerblandet sand	82	7	3	5
44	Nakskov Indrefj.	147	55,5	Sandblandet ler	79	8	11	1
Minimum		0,6	0	-	2	1	3	1
Gennemsnit		71,8	22,7	-	53	13	20	12
Maksimum		682,5	61,3	-	87	73	76	59

[†] For Nors Sø mangler data for 2003

Overvågnings søernes oplande dækker forskellige oplandstyper (Tabel 2.6), og på trods af det ringe antal søer fås der et rimeligt billede af de forskellige belastningssituationer, der er almindelige for danske søer, ligesom der er såvel meget små oplande (ca. 1 km²) som meget

store oplande (>500 km²). Med hensyn til jordtype er også forskellige typer repræsenteret, men de fleste søoplande er dog ligesom for landet som helhed domineret af lerblandet sand.

Også for punktkildernes andel af den samlede fosforbelastning er der stor variation. Gennemsnittet for andelen er 23 %, men det dækker over en variation fra 0 til 61 %.

Mange søoplande er domineret af landbrugsarealer. I gennemsnit er 53 % af oplandene landbrugsarealer, men andelen varierer fra 2 til 87 %. I de fleste oplande er der også en mindre andel af skovarealer inklusiv heder (gns. 20 %), dog er denne andel over 35 % i enkelte oplande (Ørnsø og Borup Sø).

Kun 3 søer har skov og vådområder (naturarealer) som den dominerende del af oplandet (Søby Sø, Holm Sø og Kvie Sø). I gennemsnit udgør naturarealer kun 8 % af oplandene, og i de fleste oplande udgør naturarealerne et kvantitativt set ubetydeligt areal.

Søerne i hovedstadsområdet (Damhussøen og Utterslev Mose) har oplande, hvor det befæstede areal udgør den største andel (72 og 73 %), men for de øvrige søer er denne andel typisk meget lille, og den gennemsnitlige andel er på kun 13 %.

2.3.2 Kilder til næringsstofbelastningen – status

Den gennemsnitlige kildefordeling for tilførslen af fosfor i perioderne 1989-95 og 1996-2002 samt for året 2003 fremgår af Fig. 2.6 og tilsvarende for kvælstof af Fig. 2.7. Formålet med denne præsentation er at give et billede af belastningstypernes betydning for de danske søer generelt, men det skal understreges, at kildernes relative betydning for de enkelte søer kan variere fra 0 % til 100 %. Derfor er tabellerne 2.7 og 2.8 også medtaget, hvor sammenstillingen er foretaget på baggrund af den aktuelle tilførsel i tons fosfor og kvælstof, og fordelingen af enkeltkilder er medtaget.

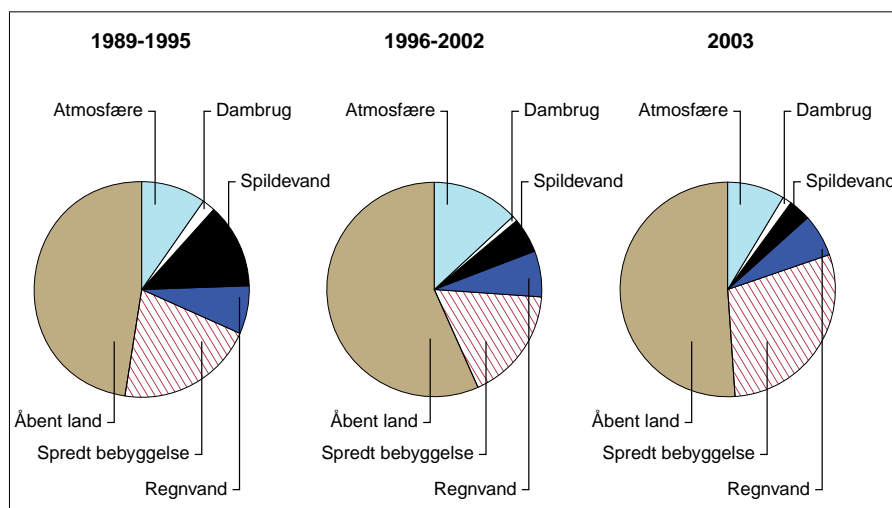
Det meste fosfor kommer fra det åbne land (baggrund + landbrug)

Hovedkilden til fosforbelastningen af søerne er bidraget fra det åbne land (baggrund+landbrug), der som gennemsnit af den procentuelle fordeling er steget fra ca. 47 % af totalbelastningen i perioden 1989-95 til ca. 57 % i perioden 1996-2002 (Fig. 2.6). Det forhold, at fosfortilførslen fra spildevand er reduceret, er også en væsentlig faktor til, at den relative tilførsel fra det åbne land er øget. Fosfor fra spildevand er således reduceret fra et gennemsnit på 12,7 % i perioden 1989-95 og 5,1 % i perioden 1996-2002 til 3,2 % i 2003. I 2003 er det åbne lands relative andel lidt mindre (ca. 51 %). Dette hænger bl.a. sammen med, at 2003 var et relativt nedbørsfattigt år.

Spredt bebyggelse

Den spredte bebyggelse bidrog med en større andel i 2003 sammenlignet med 1989-95 og 1996-2002 (29 % mod 21 % og 17 %). Denne procentuelle stigning i betydningen af spredt bebyggelse hænger sammen med den relativt lave arealafstrømning fra det åbne land i 2003. I øvrigt er det værd at notere sig, at hvis søerne betragtes generelt, er tilførslen fra spredt bebyggelse væsentlig højere end den egentlige spildevandstilførsel.

Figur 2.6 Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen til overvågnings-søerne for perioden 1989-95 (venstre) og perioden 1996-2002 (midten) som for 2003 (højre). Fordelingen er beregnet som gennemsnit af de enkelte søers procentfordeling.



SØ04 - Fig. 2.6

Dambrug

Generelt er andelen af næringsstofftilførslen, der kommer til søerne fra dambrug lille, men for enkelt søer kan dambrug udgøre en væsentlig næringsstofkilde. Andelen af fosfortilførslen fra dambrug var cirka halveret i 1996-2002 sammenlignet med 1989-95, men den relative betydning er atter lidt større i 2003 sammenlignet med perioden 1996-2002.

De absolutte værdier

Hvis kildefordelingen til søerne vurderes på mængdebasis i stedet for som gennemsnittet af de enkelte søers procentfordeling af kilderne, er det tydeligt, at fosfortilførslen fra spildevand er mindre end de øvrige kilder for mere end halvdelen af søerne (Tabel 2.7). Den reducerede fosfortilførsel fra spildevand har også betydet, at den samlede tilførsel til søerne er næsten halveret. Relativt er tilførslen af fosfor fra det åbne land således forøget væsentligt fra perioden 1989-2002 til 2003.

72 % af kvælstoftilførslen kommer fra det åbne land

Tabel 2.7 Kildfordeling af fosfortilførslen til søerne. Middelværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er tons P år⁻¹.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Total tilførsel	1989-95	3,98	0,02	0,17	0,80	2,70	48,60
	1996-02	2,07	0,01	0,16	0,61	1,80	20,49
	2003	1,55	0,01	0,11	0,35	1,37	14,69
Tilførsel fra spildevand	1989-95	1,80	0,00	0,00	0,00	0,19	22,74
	1996-02	0,37	0,00	0,00	0,00	0,06	4,57
	2003	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	2,66
Tilførsel fra regnvandsbet. udløb	1989-95	0,30	0,00	0,00	0,01	0,11	2,35
	1996-02	0,25	0,00	0,00	0,01	0,10	2,51
	2003	0,21	0,00	0,00	0,01	0,11	1,80
Tilførsel fra spredt bebyggelse	1989-95	0,64	0,00	0,01	0,13	0,36	8,38
	1996-02	0,45	0,00	0,00	0,11	0,24	6,08
	2003	0,46	0,00	0,00	0,06	0,20	6,41
Tilførsel fra dambrug	1989-95	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	1,73
	1996-02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
	2003	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,24
Tilførsel fra åbent land	1989-95	1,08	-0,96	0,03	0,23	0,64	13,98
	1996-02	1,01	0,01	0,06	0,36	0,87	8,65
	2003	0,66	-0,12	0,05	0,19	0,52	4,55

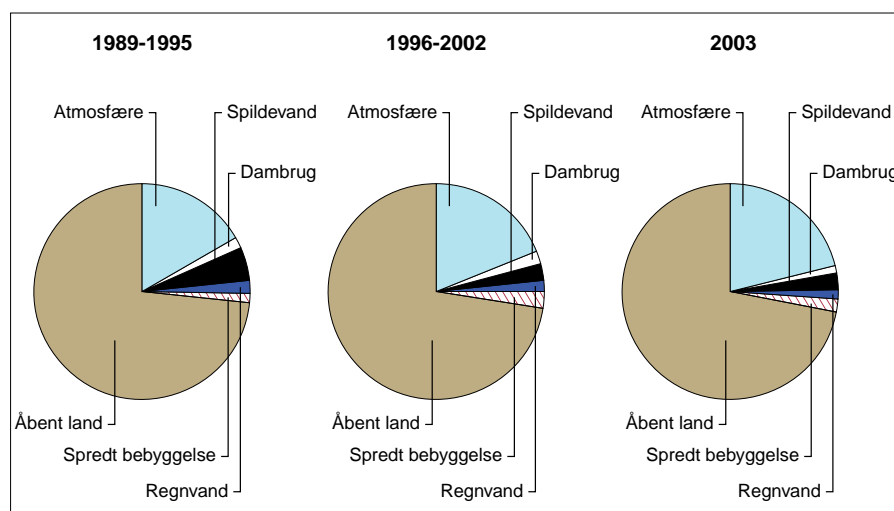
Kvælstofbelastningen fra det åbne land udgjorde i 2003 ca. 72 % af den totale tilførsel, dette er under forudsætning af at fordelingen beregnes som gennemsnit af de enkelte søers procentfordeling (Fig. 2.7). Denne andel har været ret konstant fra 1989 til 2003. Det atmosfæriske bidrag er den næstvigtigste kilde med en andel på 16-21 % såvel i perioderne 1989-95 og 1996-2002 som i 2003. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger, dambrug og spredt bebyggelse er som gennemsnit mindre væsentlige kilder til kvælstoftilførslen til søerne.

Kvælstof fra spildevand er reduceret med 70 %. Som for fosfor er kvælstoftilførslen til søerne fra spildevand reduceret meget fra perioden 1989-95 til 2003 (Tabel 2.8). Gennemsnittet er faldet med 70 % fra 14,7 tons N år⁻¹ til 4,4 tons N år⁻¹. Totaltilførslen af kvælstof til søerne er i 2003 samstemmende også kun ca. 1/3 af niveauet i perioden 1989-95, og ca. halvdelen af niveauet i 1996-2002 (Tabel 2.8).

Tabel 2.8 Kildefordeling af kvælstoftilførslen til søerne. Middelværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler for perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. Enheden er tons N år⁻¹.

		Gns.	Min.	25%	Median	75%	Max.
Total tilførsel	1989-95	163,2	0,4	5,8	39,3	72,5	1904,5
	1996-02	99,5	0,3	4,1	32,9	64,6	996,1
	2003	55,3	0,2	3,9	13,1	44,9	496,3
Tilførsel fra spildevand	1989-95	14,7	0,0	0,0	0,0	1,2	180,1
	1996-02	5,8	0,0	0,0	0,0	0,5	66,8
	2003	4,4	0,0	0,0	0,0	0,9	42,4
Tilførsel fra regnvandsbet. udløb	1989-95	1,2	0,0	0,0	0,0	0,4	9,3
	1996-02	1,0	0,0	0,0	0,0	0,4	10,8
	2003	0,8	0,0	0,0	0,0	0,5	7,5
Tilførsel fra spredt bebyggelse	1989-95	2,1	0,0	0,0	0,5	1,2	26,4
	1996-02	2,0	0,0	0,0	0,5	1,0	26,6
	2003	2,0	0,0	0,0	0,3	0,9	27,9
Tilførsel fra dambrug	1989-95	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	18,6
	1996-02	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	17,5
	2003	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2
Tilførsel fra åbent land	1989-95	136,9	0,1	3,1	18,2	66,2	1645,9
	1996-02	93,6	0,1	2,0	18,9	62,7	1103,0
	2003	44,8	0,1	1,5	12,2	34,1	477,2

Figur 2.7 Den procentuelle kildefordeling af kvælstoftilførslen til overvågningssøerne for perioden 1989-95 (øverst) og perioden 1996-2002 (midten) samt for 2003 (nederst). Fordelingen er beregnet som gennemsnit af de enkelte søers procentfordeling.



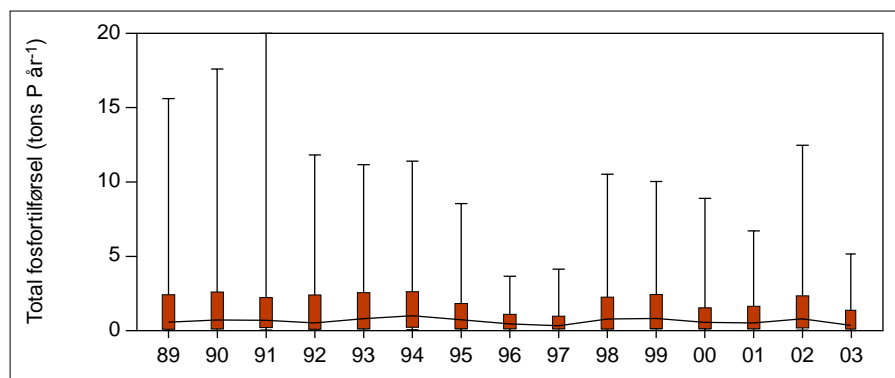
SØ04 - Fig. 2.7

2.3.3 Kilder til næringsstofbelastningen – udviklingen i udvalgte enkeltkilder

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

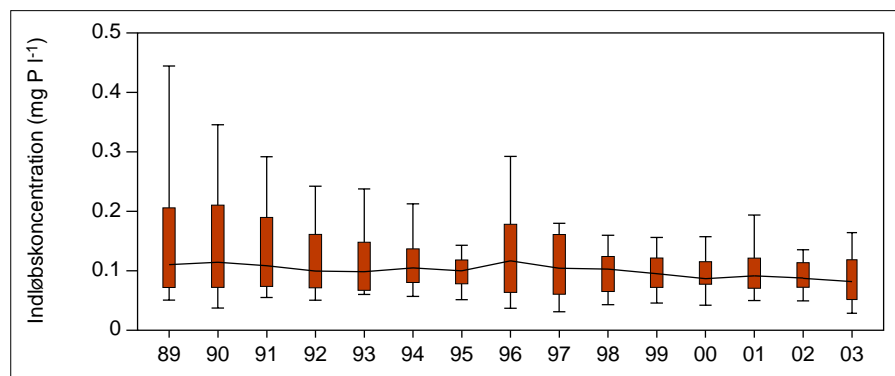
Den gennemsnitlige fosfortilførsel til søerne er reduceret med knap 50 % i perioden 1996-2002 i forhold til 1989-95, men følger derudover afstrømningen i de enkelte år. I 2003 var tilførslen således også mindre (ca. 25 %) end i perioden 1996-2002 (Tabel 2.7; Fig. 2.8).

Figur 2.8 Boxplot for den totale tilførsel af fosfor (tons P år⁻¹) til søerne i perioden 1989-2003, n=27.



SØ04 – Fig. 2.8

Figur 2.9 Boxplot for den vandføringsvægtede totalfosfor indløbskoncentration (mg P l⁻¹) til søerne i perioden 1989-2003, n=27.



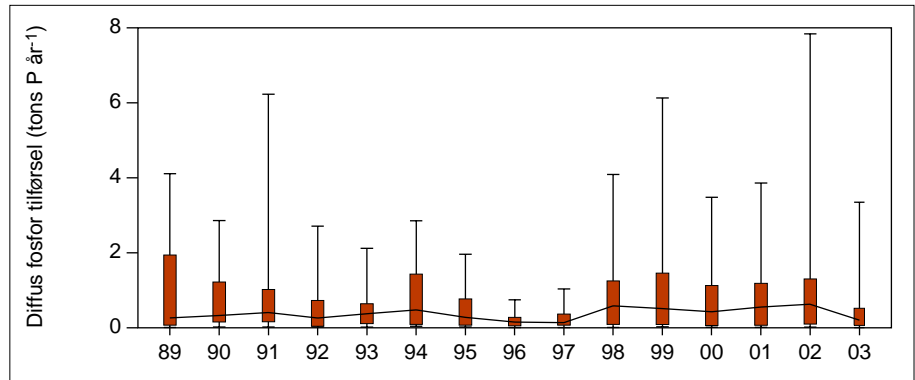
SØ04 – Fig. 2.9

Fosfortilførslen faldet for de mest belastede søer

Belastningen kan også vurderes ud fra den vandføringsvægtede indløbskoncentration, som har været faldende i den halvdel af søerne, der har de højeste koncentrationer (Fig. 2.9). Dog var der tendens til en stigning til nogle søer i 1997 og især i 1996, men den faldende tendens er herefter fortsat i perioden 1998 til 2003. Stigningen i de to tørre år 1996 og 1997 kan muligvis hænge sammen med en mindre fortynding af punktkildebidragene. I søerne med de laveste koncentrationer har indløbskoncentrationen derimod været nogenlunde uændret.

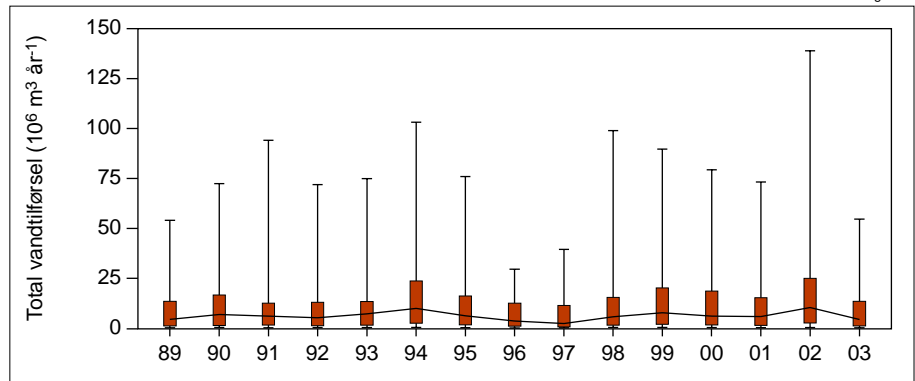
Fosfortilførslen fra det åbne land (diffuse kilder), der var ret lav i de tørre år 1996 og 1997, var i 2003 også mindre end normalt (Fig. 2.10). Der er således en tydelig tendens til øget udvaskning ved stigende afstrømning (Fig. 2.11). Derudover ser det ud til, at andre faktorer gør sig gældende, men det er svært at konkludere, om eventuelle ændringer i landbrugspraksis kan have en indflydelse. Den umiddelbare sammenhæng mellem stofftilførsel og vandtilførsel er dog tydelig og samtidig en væsentlig faktor.

Figur 2.10 Boxplot for den diffuse tilførsel af fosfor (tons P år⁻¹) til søerne i perioden 1989-2003, n=27.



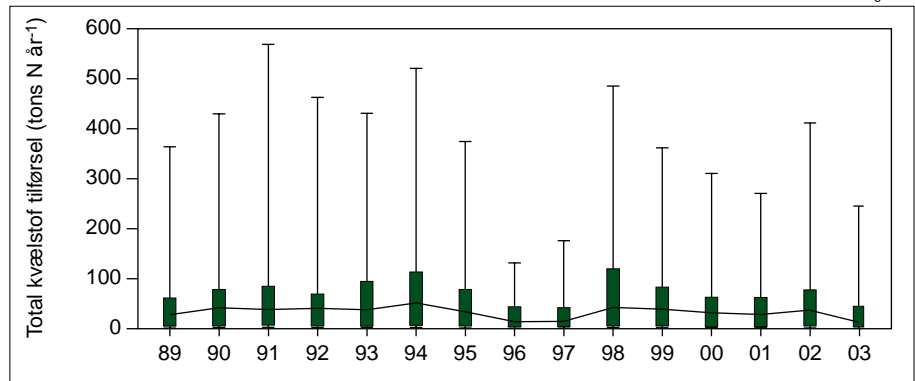
S004 - Fig. 2.10

Figur 2.11 Boxplot for den totale vandtilførsel (10⁶ m³ år⁻¹) til søerne i perioden 1989-2003, n=27.



S004 - Fig. 2.11

Figur 2.12 Boxplot for den totale tilførsel af kvælstof (tons N år⁻¹) til søerne i perioden 1989-2003, n=27.



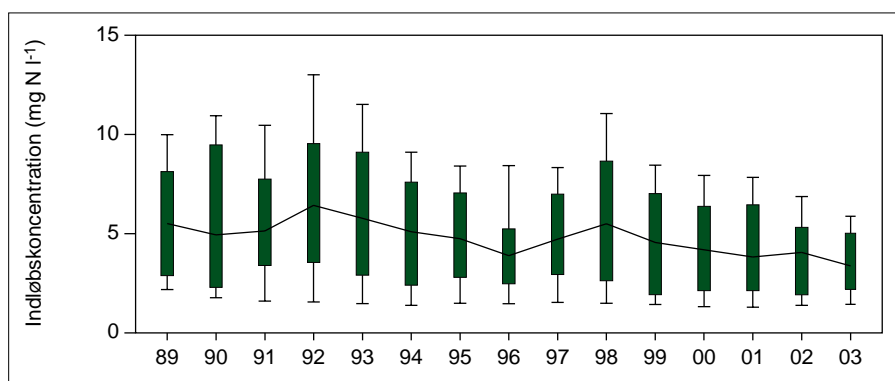
S004 - Fig. 2.12

Kvælstoftilførslen lav i 2003

Den totale kvælstoftilførsel til søerne (Fig. 2.12) følger i endnu højere grad end fosfortilførslen år- til årvariationen i vandafstrømningen (Fig. 2.11). Kvælstoftilførslen til søerne var således lav i 2003, sammenlignet med hele perioden, kun i 1996 og 1997 var den lavere.

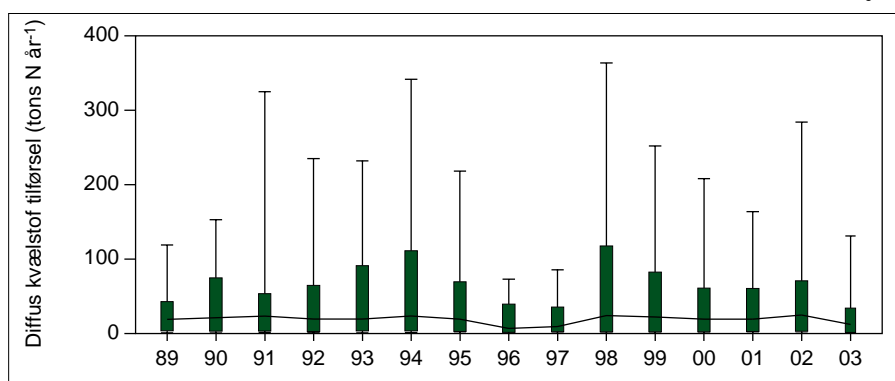
Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof er generelt faldende i perioden 1989 til 2003 (Fig. 2.13). Indløbskoncentrationen, der var høj i 1998 især sammenlignet med de tørre år (1996 og 1997), faldt igen fra 1999 til 2003. Indløbskoncentrationen var således i 2003 på det laveste niveau i forhold til resten af overvågningsperioden. Den diffuse tilførsel af kvælstof var tilsvarende lav i 2003, og på samme niveau som i 1996 og 1997 (Fig. 2.14). Den væsentligste faktor af betydning for dette er også her vandafstrømningen ud over naturligvis det landbrugsbetingede tab af kvælstof.

Figur 2.13 Boxplot for den vandføringsvægtede totalkvælstof indløbskoncentration (mg N l^{-1}) til søerne i perioden 1989-2003, $n=27$.



SØ04 – Fig. 2.13

Figur 2.14 Boxplot for den diffuse tilførsel af kvælstof (tons N år^{-1}) til søerne i perioden 1989-2003, $n=27$.



SØ04 – Fig. 2.14

2.4 Jernbalancer for søerne

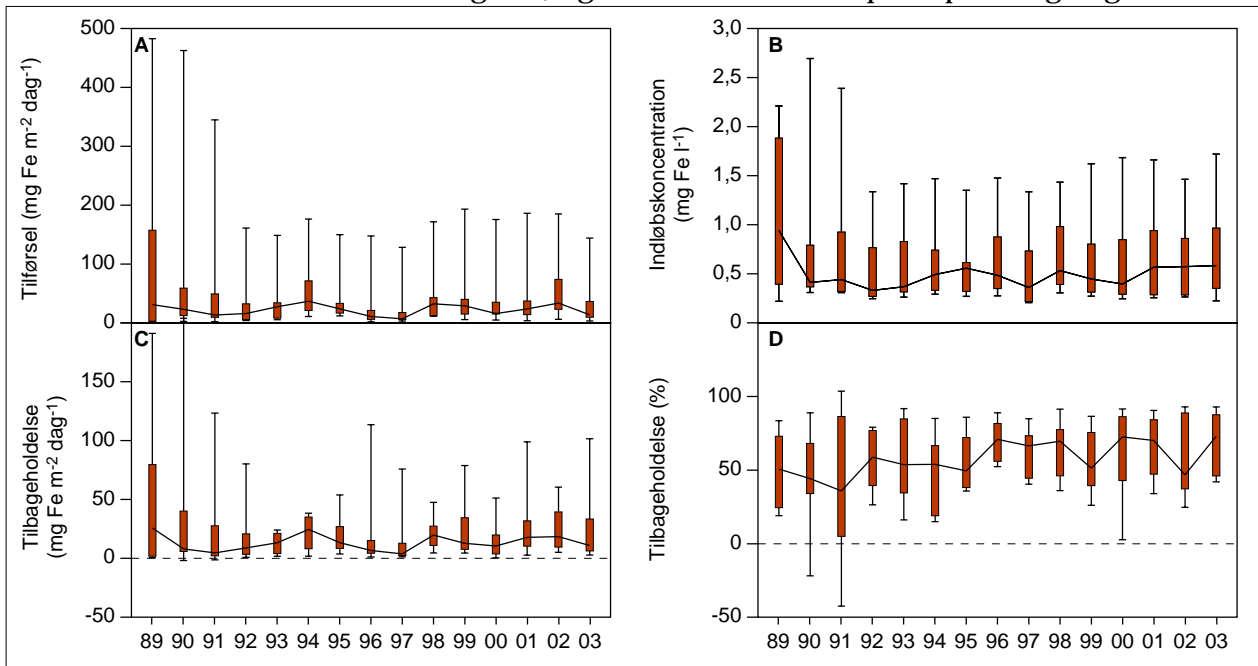
Jern har sjældent nogen væsentlig direkte betydning for søernes tilstand. Men da jern i danske søer er den væsentligste komponent for fosforbinding i sedimentet, kan jern spille en meget stor rolle for fosfordynamikken i søerne og derved indirekte også for søens tilstand. Bindningen af fosfor til jern er en reversibel proces, hvorfor fosfor under de rette forhold atter vil kunne frigøres til søvandet. Et forhold, vi har registreret i mange overvågningssøer, hvor en nedsættelse af den eksterne fosfortilførsel resulterer i en frigivelse af fosfor fra sedimentet, såkaldt "intern belastning" (se afsnit 2.5).

I årets rapport er der derfor medtaget en sammenstilling for jernbalancerne for søerne samt forsøgt at etablere modelmæssige sammenhænge for søkoncentrationen af jern. De sæsonmæssige aspekter af søernes jerdynamik er ikke medtaget i årets rapport, der henvises til sammenstillingen i en tidligere rapport (Jensen *et al.*; 1996).

For i alt 21 af søerne overvåget i perioden 1989 til 2003 er der etableret jernbalancer, men kun for 14 af disse søer er der samhörende data for hele perioden. Kun data fra de 14 søer er anvendt ved sammenligninger i tid, mens der i forbindelse med etablering af modeller for søkoncentrationen af jern er anvendt data fra alle de 21 søer.

Vedrørende usikkerhederne på jerntransporter og -balancer bør det nævnes, at ved udvælgelsen af søer og ved etableringen af måleprogrammer for transporten har jern ikke været det primære omdrejningspunkt. Derimod har fosfor og kvælstof været i fokus. Ikke desto mindre vurderes transporten og balancerne at være troværdige og giver

fornuftige estimater. Men jerntransporten er, som det er tilfældet for fosfor, domineret af partikulær transport. Derfor kan jerntransporten ofte være under stor indflydelse af enkelt hændelser (nedbør, grødeskæring mv.) og underestimeres ved punktprøvetagninger.

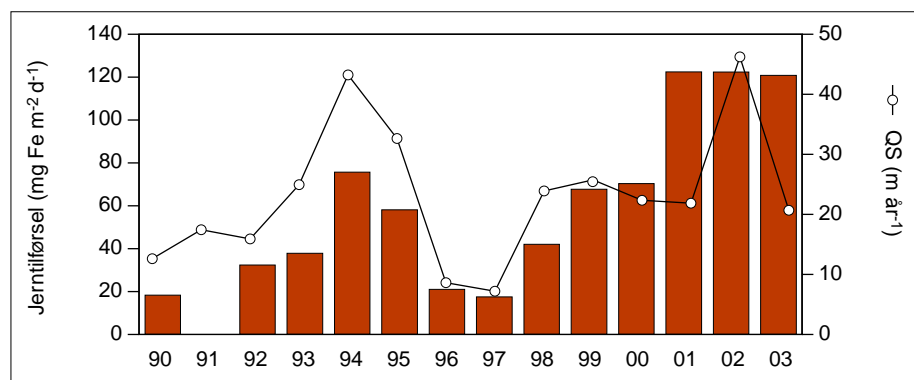


SØ04 – Fig. 2.15

Figur 2.15 Jernbalancer for de 14 søer i perioden 1989 til 2003. A: Udviklingen i tilførslen af jern ($\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$). B: Udviklingen i indløbskoncentrationen for jern (mg Fe l^{-1}). C: Udviklingen i tilbageholdelsen af jern ($\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$). D: Udviklingen i tilbageholdelsen af jern (%).

Der er meget stor forskel på jerntilførslen til søerne (Tabel 2.9, Fig. 2.15), og den varierer med mere end en faktor 100, fra 1-2 $\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ til 300-400 $\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. En del af denne variation skyldes forskelle i afstrømningen, men også forskellige forhold i søoplandene påvirker jernafstrømningen: Således varierer indløbskoncentrationen af jern også med en faktor 10-15. Herudover er indløbskoncentrationen stigende i overvågningsperioden, og gennemsnitskoncentrationen er steget med 22 % og medianen med 49 % fra 1989-95 til 2003. Denne stigning kan ikke alene forklares med variationer i afstrømningen, men formodes især at hidrøre fra anvendelsen af jernsulfat til kemisk fældning af fosfor i renseanlæg. I fx Gundsømagle Sø er jerntilførslen steget med en faktor 7 fra 1990 til 2003 ($P < 0,001$; Tabel 2.10, Fig. 2.16). For Ravn Sø og Søgård Sø er der tilsvarende registreret signifikante stigninger i indløbskoncentrationen af jern.

Figur 2.16 Gundsømagle Sø 1990-2003. Stolper angiver den årlige jerntilførsel ($\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) til søen. Linjen angiver den årlige afstrømningshøjde (q_s , $\text{m} \text{ år}^{-1}$).



SØ04 – Fig. 2.16

Table 2.9 Jernbalancer for 14 af overvågningssøerne i perioderne 1989-95 og 1996-2002 og året 2003. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 7, 13, 15, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 31, 33, 37.

		Gns.	Min.	25 %	Median	75 %	Max.
Indløbskonc. (mg Fe l ⁻¹)	1989-95	0,64	0,23	0,34	0,39	0,70	2,20
	1996-02	0,69	0,27	0,31	0,47	0,89	2,24
	2003	0,78	0,17	0,35	0,58	0,96	2,25
Udløbskonc. (mg Fe l ⁻¹)	1989-95	0,33	0,05	0,13	0,22	0,32	1,27
	1996-02	0,28	0,04	0,10	0,14	0,22	1,33
	2003	0,25	0,03	0,08	0,12	0,31	1,00
Tilførsel (mg Fe m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	58,6	2,8	10,8	26,7	37,7	382,6
	1996-02	53,6	2,0	11,6	20,7	36,6	335,1
	2003	50,3	1,8	9,5	13,5	36,4	285,9
Tilbageholdelse (mg Fe m ⁻² d ⁻¹)	1989-95	24,9	-0,8	5,8	17,1	23,9	125,0
	1996-02	25,8	1,2	7,8	13,1	31,2	124,6
	2003	30,9	0,5	6,3	10,9	33,4	131,4
Tilbageholdelse (% af tilført)	1989-95	51,0	-13,8	31,9	49,8	80,9	97,8
	1996-02	63,2	31,9	43,1	66,3	83,7	90,2
	2003	68,4	25,6	46,0	73,0	87,5	96,6

Table 2.10 Udviklingen i overvågningssøernes massebalancer for jern fra 1989 til 2003. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Fei er indløbskoncentrationen i mg Fe l⁻¹. Feu er udløbskoncentrationen. Fetilm2 er jerntilførslen pr. m². Feretm2 er den arealspecifikke fosfortilbageholdelse (mg Fe m⁻² d⁻¹) og Feret(%) er den relative tilbageholdelse (% af tilført).

	Fei	Feu	Fetilm2	Feretm2	Feret(%)
Ravn Sø	+++	0	++	+	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0
Ørn Sø	0	0	0	0	0
Fårup Sø	0	--	+++	+++	++
Bryrup Langsø	0	0	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	0
Tissø	0	+	0	0	0
Engelsholm Sø	0	----	0	0	++++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Tystrup Sø	0	---	0	0	++
Vesterborg Sø	0	0	0	0	0
St. Søgård Sø	-	--	0	0	0
Søgård Sø	+++	++	0	0	0
Gundsømagle Sø	++++	0	+++	++++	++
i alt +/++/+++/++++	1	2	0	0	0
i alt -/--/---/----	3	4	3	3	4

Den absolutte tilbageholdelse af jern varierer mellem søerne blandt andet på grund af forskelle i jerntilførsel og afstrømning, men generelt tilbageholder søerne en stor mængde jern (Table 2.9, Fig. 2.15). Gennemsnitligt tilbageholdes der mellem 25 og 31 mg Fe m⁻² dag⁻¹, og medianen for tilbageholdelsen er mellem 11 og 17 mg Fe m⁻² dag⁻¹. Der er generelt sket en stigning i tilbageholdelsen i overvågningsperioden, men dette er dog kun signifikant for 3 søer, Fårup Sø, Ravn Sø og Gundsømagle Sø (Table 2.10). Den relative tilbageholdelse (tilbageholdelse i procent af tilført mængde) er større end 50 % både som gennemsnit og median. I enkelte tilfælde er der registreret jernfrigivelse, men generelt er tilbageholdelsen af jern høj i søerne.

For at uddybe de sammenhænge, som den deskriptive analyse peger på er vigtige, gennemførtes en yderligere analyse af især jerntilførslen og vandafstrømningens betydning. Forskellige modeller blev etableret og testet for sammenhængen mellem sø- og indløbskoncentration som årsgennemsnit (hhv. $[Fe]_{sø}$ og $[Fe]_i$) (Tabel 2.11, Fig. 2.16).

Tabel 2.11. Sammenhæng mellem årlig søkoncentration og indløbskoncentration for jern. $[Fe]_{sø}$: årsmiddel søkoncentration ($mg\ Fe\ l^{-1}$), $[Fe]_i$: årsmiddel indløbskoncentration ($mg\ Fe\ l^{-1}$), T_w : opholdstid (år), q_s : Hydraulisk belastning ($m\ år^{-1}$), Z : middeldybde (m). F-værdi: F-teststørrelse, P-værdi: signifikansniveau for F-værdi, RMSE: kvadratroden af middelstandardfejlen. r^2 : "r i anden". Antal søer, der indgår i analysen, er 155 fra i alt 21 søer.

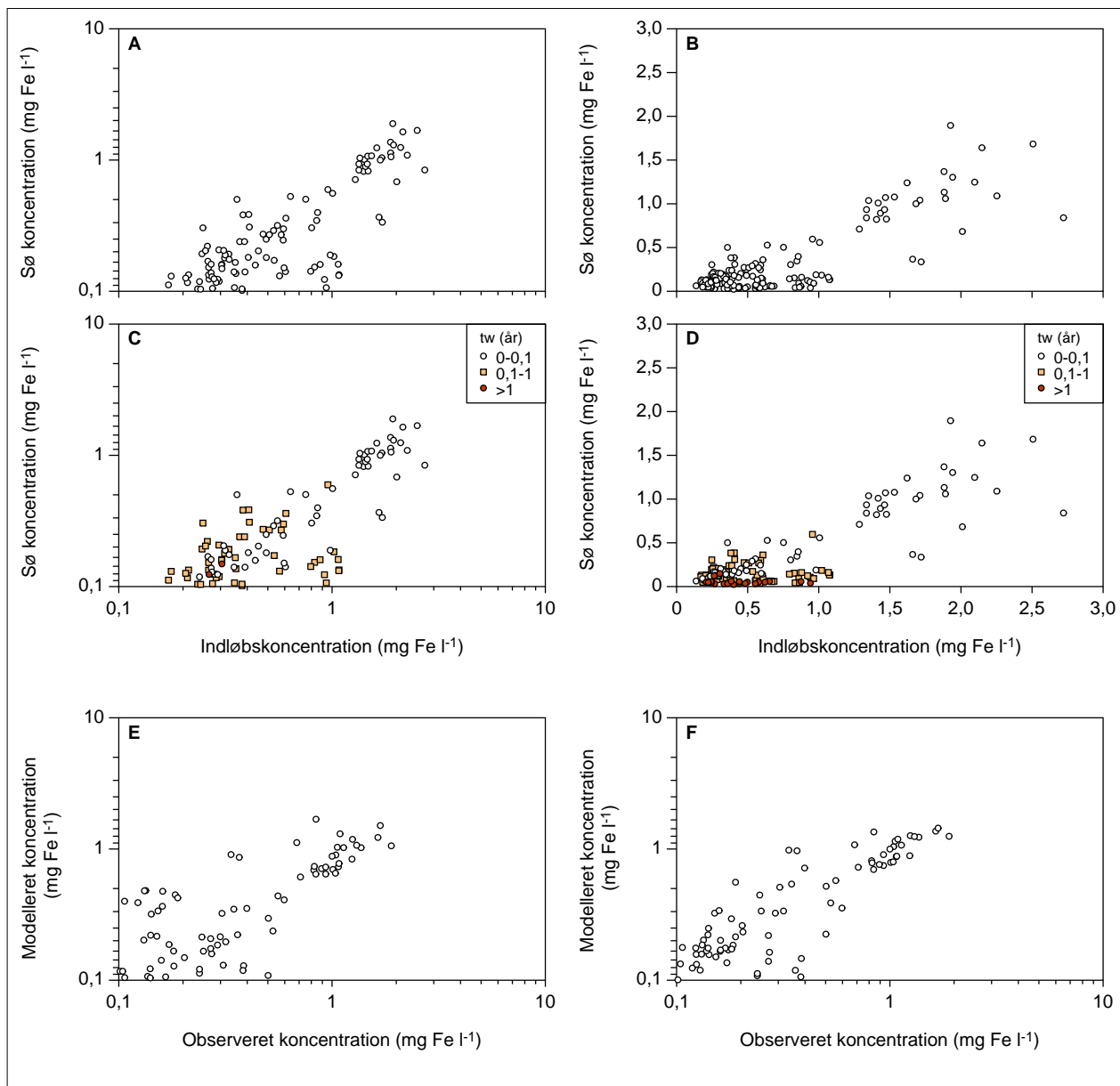
Model	F-værdi	P-værdi	RMSE	r^2
$[Fe]_{sø}=0,44*[Fe]_i^{1,34}$	381	<0,0001	0,20	0,73
$[Fe]_{sø}=0,12*[Fe]_i^{0,99}*T_w^{-0,52}$	485	<0,0001	0,15	0,85
$[Fe]_{sø}=0,16*[Fe]_i^{1,23}*q_s^{0,31}$	426	<0,0001	0,16	0,83
$[Fe]_{sø}=0,49*[Fe]_i^{1,25}*Z^{-0,090}$	256	<0,0001	0,20	0,73

Den simplest acceptable model blev: $[Fe]_{sø}=0,44*[Fe]_i^{1,34}$ med en forklaringsprocent på 73 %, men denne sammenhæng kunne forbedres signifikant med inddragelse af opholdstiden (T_w), hvor forklaringsprocenten er på hele 85 % (Tabel 2.11). Yderligere forbedringer i modellen kunne ikke opnås ved at inddrage bl.a. middeldybden (Z) og den hydrauliske belastning (q_s). Inddragelse af middeldybden forbedrede ikke den simple sammenhæng mellem indløbs- og søkoncentration. Inddragelse af q_s gav en signifikant forbedring, men modellen med T_w i stedet for q_s var stadig den bedste. Middeldybden havde ingen signifikant betydning for sammenhængen mellem indløbs- og søkoncentration for jern, og modellen er også kun medtaget som dokumentation og skal ikke anvendes i praksis.

Indløbskoncentrationen er således den mest betydende for søkoncentration af jern i søerne, mens indflydelse af vandtilstrømningen (som T_w eller q_s) er væsentlig mindre. Der er dog en høj grad af kolinariitet i datasættet [indløbskoncentration og opholdstid er signifikant negativt korrelerede ($P<0,0001$)], og en del af vandtilstrømningens indflydelse er allerede inkorporeret i indløbskoncentration. Og således er indflydelsen af opholdstiden eller den hydrauliske belastning større end de ca. 10 %, som forskellen imellem r^2 -værdierne antyder.

Sammenlignes modeleret jernkoncentration med observeret (Fig. 2.17) ses, at værdierne er spredt pænt omkring 1:1-linien. Begge modeller giver således rimelige estimater for jernkoncentrationen i søerne, men der er dog stadig en forholdsvis stor spredning. Spredningen bliver tydeligt mindre, hvis opholdstiden indgår i modellen. Specielt ved de lave jernkoncentrationer forbedrer inddragelse af opholdstiden estimaterne.

Alt i alt viser de supplerende analyser også, at jerntilførslen og vandafstrømningen er afgørende for den enkelte søs jernretention og dermed søkoncentration af jern.



S004 – Fig. 2.17

Figur 2.17 Sammenhæng mellem årsgennemsnit af sø- og indløbskoncentration for jern. A: Logaritmisk skala., B: Lineær skala, C: Søerne opdelt i opholdstidsklasser – logaritmisk skala. D: Søerne opdelt i opholdstidsklasser – lineær skala. E: Sammenhæng mellem observeret og modelleret årsmiddelsøkoncentration for jern i søerne med kun indløbskoncentration som forklarende variabel. F: Sammenhæng mellem observeret og modelleret årsmiddelsøkoncentration for jern i søerne med indløbskoncentration og opholdstid som forklarende variable.

2.5 Sediment

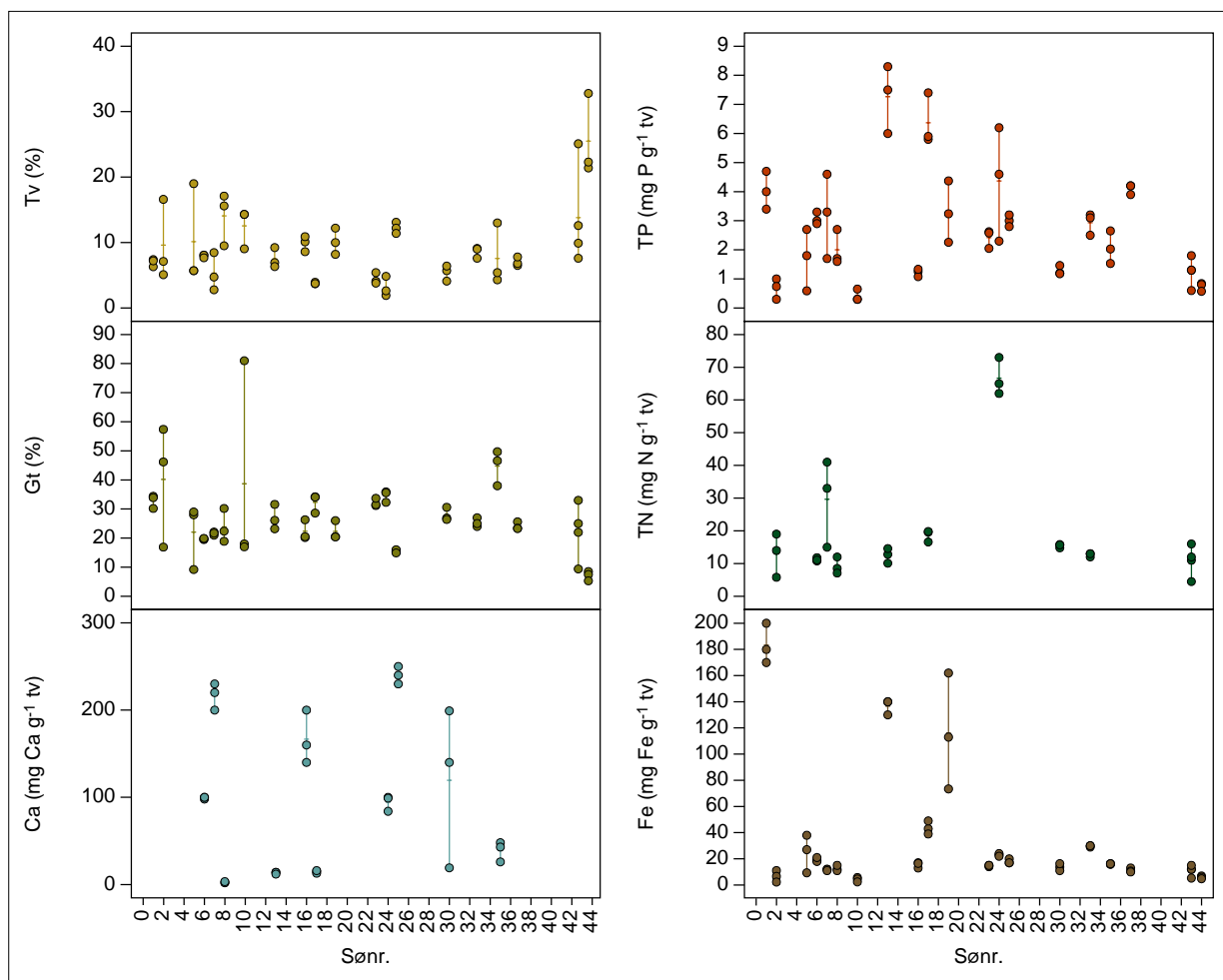
Sediment undersøgt 3 gange

I de fleste af overvågnings søerne er der nu foretaget sedimentundersøgelser tre gange siden 1989. For hver sø er der analyseret på tre stationer, alle beliggende i de dybere dele af søen. For at illustrere den variation, der findes i søerne, er der her vist analyseresultater fra den seneste prøvetagningsperiode (1999-2003).

Betydelige variationer inden for den enkelte sø

Analyserne fra de tre stationer viser, at der kan være betydelige variationer inden for den enkelte sø, selv om niveauet som regel er det samme (Fig. 2.18). Tørvægt og glødetab varierer med op til en faktor to og illustrerer, at der selv ude på de åbne vandflader kan være en

betydelig variation i bundforholdene. Også næringsstofindholdet som fx totalfosfor i Arreskov Sø (sønr. 24) og totalkvælstof i Søholm Sø (sønr. 7) viser betydelige forskelle. De meget høje koncentrationer af totalkvælstof i Arreskov Sø forklares med, at overladelaget kan bestå af nyligt sedimenteret organisk stof (Fyns amt, 2001).



SØ04 – Fig. 2.18

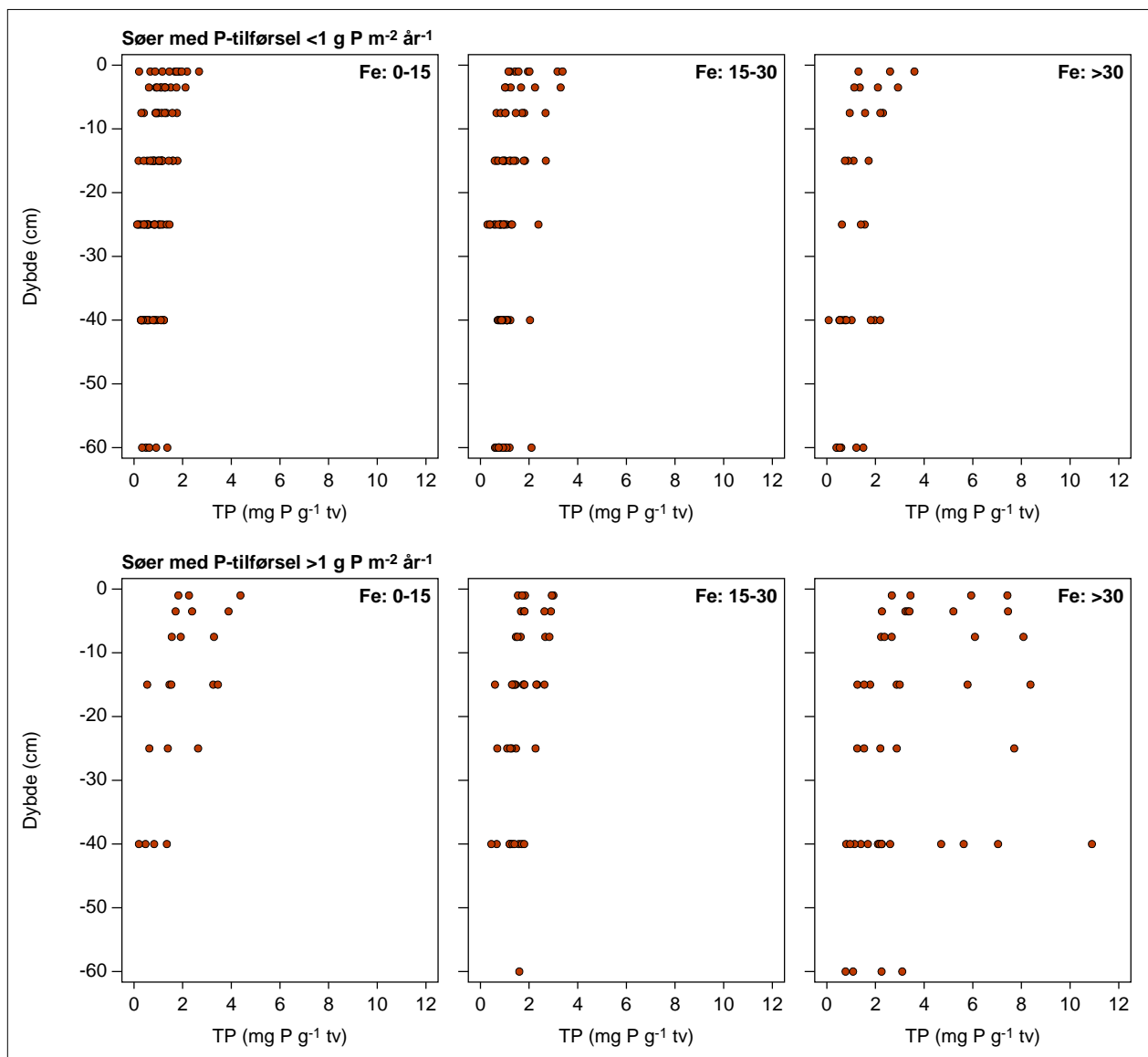
Figur 2.18 Overfladesedimentet (0-2 cm) udtaget i perioden 1999-2003 på de tre prøvetagningsstationer. For sønr, se Tabel 2.6.

Meget små ændringer i overfladesedimentets netto fosforpulje

Sedimentets indhold af næringsstoffer har generelt ikke ændret sig meget gennem overvågningsperioden. Ud af de 20 søer, hvor der er mindst tre års data fra, er der kun sket signifikante ($p < 0,05$) ændringer i overfladesedimentets (0-2 cm) indhold af totalfosfor i én sø, nemlig Engelsholm Sø. Dette afspejler, at der trods en nettofrigivelse fra sedimentet i mange af søerne i overvågningsperioden kun er tale om så små nettoændringer set i forhold til sedimentets pulje af fosfor, at forskellen drukner i analyseusikkerhed og lokale variationer på prøvetagningsstedet.

Sedimentets indhold af fosfor afhængig af jernindholdet

Som omtalt i afsnit 2.4 spiller jern en vigtig rolle for tilbageholdelsen af fosfor. Dette ses tydeligt af, at den store forskel, der er i sedimentets indhold af fosfor, er afhængig af jernindholdet (Fig. 2.19). De højeste fosforkoncentrationer ses således i søsedimenter, hvor der både er en stor fosfortilførsel og et højt jernindhold. Derimod opnås der ikke specielt høje fosforkoncentrationer ved høj fosfortilførsel, hvis jernindholdet er lavt.



SØ04 – Fig. 2.19

Figur 2.19 Dybdeprofiler af totalfosfor i søer med lav og høj fosfortilførsel og forskelligt indhold af jern (mg Fe g⁻¹ tv).

2.6 Sammenfatning

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

Vandets opholdstid var forholdsvis lang i søerne i 2003, således var den væsentligt længere end i perioderne 1989-1995 og 1996-2002.

Fosfortilførslen var lav i 2003. Den er reduceret over de 14 overvågningsår, og reduktionen er signifikant i 5 af de 16 søer med massebalancer. Specielt søer, der tidligere har haft en meget høj tilførsel, har oplevet en mindre tilførsel. Indløbskoncentrationen af totalfosfor er reduceret væsentligt i perioden 1989 til 2003. For 9 af de 16 søer er reduktionen statistisk signifikant.

Den totale kvælstoftilførsel var lav i 2003, men også generelt er tilførslen reduceret i de 16 søer i overvågningsperioden. Statistisk set er kvælstoftilførslen dog kun reduceret til 4 af de 16 søer, hvilket især er

betinget af store år-til-år variationer som følge af forskelle i afstrømning. Indløbskoncentrationen er signifikant reduceret til 14 af de 16 søer. Tilbageholdelsen af kvælstof var i absolutte mængder lavere end i perioderne 1989-1995 og 1996-2002, mens den relative tilbageholdelse (procent af summen af tilført og puljen i søvandet) var næsten 25 % højere i 2003 sammenlignet med de to perioder. Variationen i den relative tilbageholdelse er i høj grad styret af vandets opholdstid i søerne. Ved korte opholdstider er der alt andet lige altid mindre relativ kvælstoftilbageholdelse end ved lange opholdstider.

Den biologiske struktur påvirker både tilbageholdelsen af fosfor og kvælstof i søerne. Eksempler er Arreskov Sø og Engelsholm Sø, hvor fiskebestanden er blevet mere rovfisk-domineret, og som en konsekvens er stoftilbageholdelsen samtidig steget.

Jerntilbageholdelsen i søerne er tilsvarende høj. Søerne tilbageholder typisk mellem 50 og 70 % af den tilførte jernmængde. Jern udgør en væsentlig faktor for tilbageholdelsen af fosfor i søerne, men den jernbundne fosfor i sedimentet kan frigives igen i forbindelse med nedsettelsen af fosfortilførslen til søerne.

Analyser af data fra sedimentundersøgelser i søerne viser, at de højeste søkoncentrationer af fosfor findes i søer med både en høj fosfortilførsel og en høj jerntilførsel, mens der ved høje fosfortilførsler og lave jerntilførsler typisk findes væsentligt lavere søkoncentrationer af fosfor.

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

Fosfortilførslen fra spildevand er væsentligt reduceret – hovedsagelig som følge af en øget rensningsindsats på spildevandsanlæg og afskæring af byspildevand til søerne. Den største kilde til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne i dag er bidraget fra det åbne land, dvs. bidrag fra landbruget, bidrag fra spredt bebyggelse og baggrundsbidrag.

3 Klimatiske forhold

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

I dette afsnit gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 2003 sammenlignet med de forudgående overvågningsår. De klimatiske data er baseret på oplysninger fra Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for arealdata (Data før 1998, Statens Planteavlsvforsøg, pers. medd.), Meteorologiske Institut (*DMI, 2004 DMI, pers. medd. og www.dmi.dk*) og Fagdatacenter for Hydrometri (*Ovesen, pers. medd.*). Herudover er benyttet egne data.

3.1 Temperatur og globalindstråling

Høj årsmiddeltemperatur i 2003

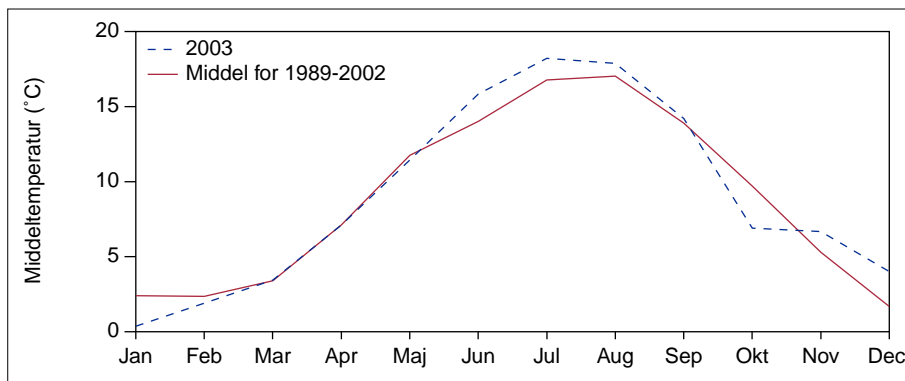
Året 2003 blev en del varmere end normalt i hele landet. Årsmiddeltemperaturen var 8,9 °C i 2003 mod 8,5 °C som gennemsnit for de foregående overvågningsår (1989-2002) (Tabel 3.1). Dette gør 2003 til et af de varmeste år i overvågningsperioden, om end det i 2002 var en del varmere.

Tabel 3.1 Oversigt og sammenligning af de klimatiske forhold i 2003 og perioden 1989 til 2002. For nedbør, potentiel fordampning, ferskvandsafstrømning og global indstråling er den samlede årlige mængde angivet. For lufttemperatur og vindhastighed er det årlige gennemsnit vist. Gennemsnit og sommer er arealvægtede (baseret på gridværdier). Således er værdierne for hele landet ikke blot et simpelt gennemsnit af værdier for landsdelene. Bornholm er udeladt af beregningerne for hele landet. For referencer se afsnit 3.1.

	Temperatur (°C)	Indstråling (MJ m ⁻² år ⁻¹)	Nedbør (mm år ⁻¹)	Fordampning (mm år ⁻¹)	Afstrømning (mm år ⁻¹)	Gns. vindhast. (m s ⁻¹)
1989-2002						
Jylland	8,3	3530	769	520	-	4,6
Fyn	8,8	3646	646	546	-	4,6
Sjælland	8,7	3654	622	560	-	4,6
Hele landet ¹⁾	8,6	3610	679	542	330	4,6
2003						
Jylland	8,7	3787	689	625	-	4,6
Fyn	9,2	3910	485	655	-	4,0
Sjælland	8,9	3932	519	654	-	4,3
Hele landet ¹⁾	8,9	3877	564	645	248	4,3

¹⁾ Eksklusive Bornholm

Figur 3.1 Sammenligning af den månedlige middeltemperatur (°C) i 2003 (---) og middelen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

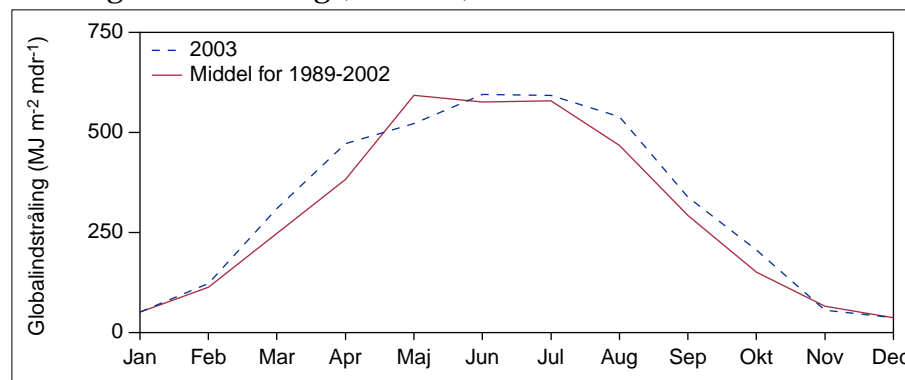


SØ04 – Fig. 3.1

Oktober og januar 2003 var generelt lidt koldere end gennemsnittet for perioden 1989-2002. Resten af året var gennemsnitstemperaturen derimod den samme eller højere end normalt, og især november og december samt juni, juli og august var varmere end i den foregående periode (Fig. 3.1).

Globalindstråling i 2003 tillige højere end de foregående år

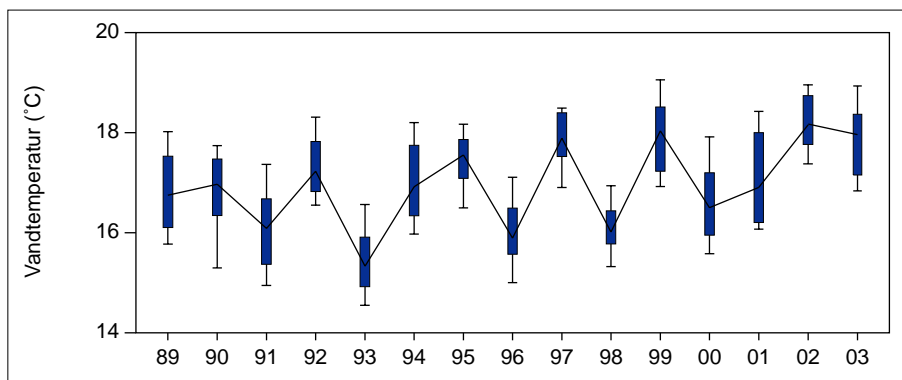
Figur 3.2 Sammenligning af den månedlige globalindstråling ($\text{MJ m}^{-2} \text{ mdr}^{-1}$) i 2003 (---) og middelen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm



SØ04 – Fig. 3.2

Vandtemperaturerne i søerne responderer på de aktuelle lufttemperaturer og indstrålingsforhold, hvorfor vandtemperaturen i overvågningssøerne også var høj i 2003 (Fig. 3.3), men vandtemperaturen var dog højere i 1999 og 2002.

Figur 3.3 Den gennemsnitlige vandtemperatur i overfladevandet i de 27 ferske overvågningssøer for sommerperioden for de enkelte år 1989 til 2003.



SØ04 – Fig. 3.3

3.2 Nedbør og fordampning

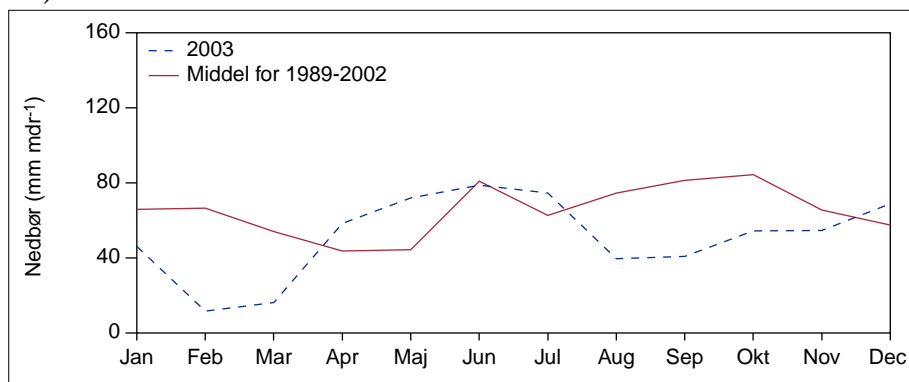
Årsmiddelnedbør i 2003 under normalen

I 2003 var årsnedbøren som gennemsnit over hele landet (ekskl. Bornholm) kun 564 mm, hvilket er 17 % mindre end normalen for overvågningsårene (Tabel 3.1). Nedbørsmængden på Fyn og Sjælland var som normalt væsentlig lavere end i Jylland, men faldet i forhold til overvågningsperioden var også væsentlig større på Fyn og Sjælland, henholdsvis 33 % og 17 %, mens faldet i Jylland blot var på 10 %.

Især januar til marts og august til november havde en lavere nedbør end normalt mens der for sommermånederne kun var lille forskel til normalen. Derimod var april og maj mere nedbørsrige end normalt (Fig. 3.4).

Den potentielle fordampning i 2003 var 19 % højere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Tabel 3.1), denne stigning i potentiel fordampning gjaldt stort set for hele året på nær maj (Fig. 3.5).

Figur 3.4 Sammenligning af den månedlige nedbør (mm mdr⁻¹) i 2003 (---) og midt-delen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.



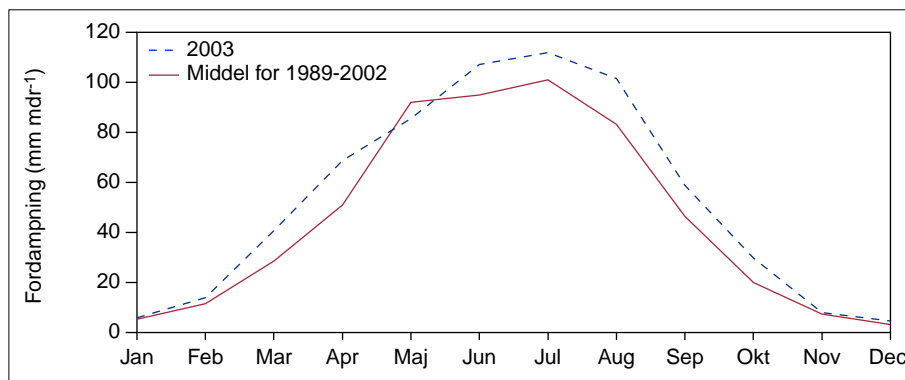
SØ04 – Fig. 3.4

3.3 Ferskvandsafstrømning

Mindre ferskvandsafstrømning i 2003.

Årsafstrømningen var 25 % mindre end gennemsnittet for perioden 1989 til 2002 (Tabel 3.1). Den gennemsnitlige årsafstrømning for hele landet var således blot 248 mm i 2003.

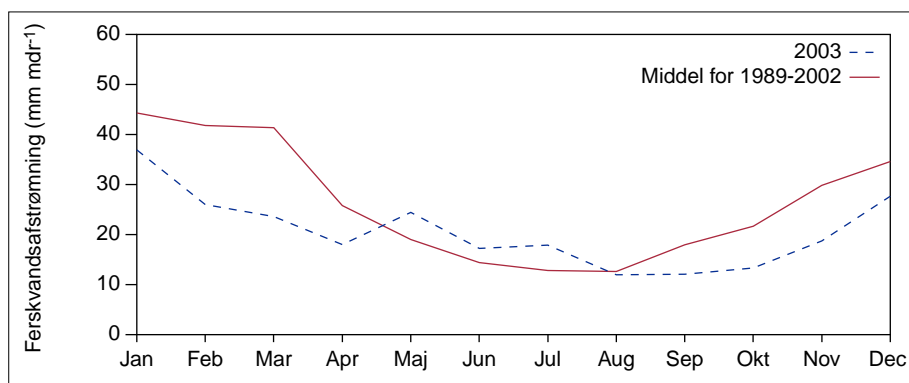
Figur 3.5 Sammenligning af den månedlige potentielle fordampning (mm mdr⁻¹) i 2003 (---) og midt-delen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.



SØ04 – Fig. 3.5

Der var generelt en lavere afstrømning gennem hele året, men i maj-juli var afstrømning lidt højere end normalt (Fig. 3.6).

Figur 3.6 Sammenligning af den månedlige ferskvandsafstrømning (mm mdr^{-1}) i 2003 (---) og middelen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark.

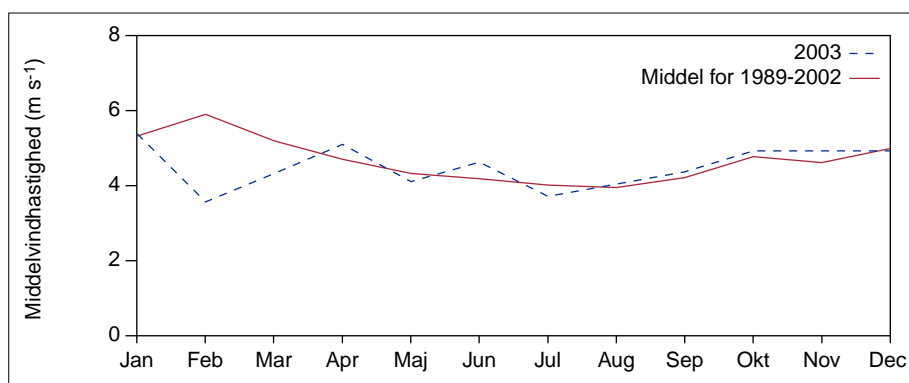


SØ04 - Fig. 3.6

3.4 Vindforhold

Den gennemsnitlige vindhastighed for hele Danmark var i 2003 lavere end gennemsnittet for perioden fra 1989 til 2002 (Tabel 3.1). Det skyldes primært væsentlig mindre vind i februar sammenlignet med normalen. Resten af året var typisk præget af normale vindhastigheder (Fig. 3.7).

Figur 3.7 Sammenligning af den månedlige middelvindhastighed (m s^{-1}) i 2003 (---) og middelen for perioden 1989 til 2002 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.



SØ04 - Fig. 3.7

3.5 Sammenfatning

År 2003 blev et varmt år sammenlignet med normalen i overvågningsperioden fra 1989 til 2002. Året var især kendetegnet af en varm sommer.

Globalindstrålingen var tilsvarende i 2003 højere end gennemsnittet for de foregående 14 overvågningsår. Dog var indstrålingen i maj lavere end normalt.

Vandtemperaturen i søerne var ligesom lufttemperaturen høj i 2003, dog var både 2002 og 1999 lidt varmere end 2003.

Årsnedbøren som gennemsnit for hele landet var kun 564 mm, hvilket er 17 % under normalen for overvågningsårene. Specielt var januar til marts og august til november tørrer end normalt, mens april og maj var mere nedbørsrige end normalt.

Den potentielle fordampning i 2003 var 19 % højere end gennemsnittet for den foregående overvågningsperiode på grund af en generelt højere fordampning hele året på nær maj.

Den gennemsnitlige årsafstrømning for hele landet var således også 25 % mindre end gennemsnittet for perioden 1989 til 2001. Afstrømningen i 2003 var dog højere end normalt i månederne maj, juni og juli.

Den gennemsnitlige vindhastighed i Danmark var på $4,3 \text{ m s}^{-1}$, hvilket er 6 % mindre end gennemsnittet for perioden fra 1989 til 2002.

[Tom side]

4 Beskrivelse af overvågningsprogrammet

4.1 Vandmiljøplanen

Vandmiljøplanen

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

Yderligere krav

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

4.2 Overvågningsprogrammet for søer

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

Formålet med søovervågningen kan summeres som:

- at belyse tilstand og udviklingen i økologiske forhold i de danske søer
- at opgøre udvalgte søers tilførsel af næringsstoffer
- at belyse forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i udvalgte søer

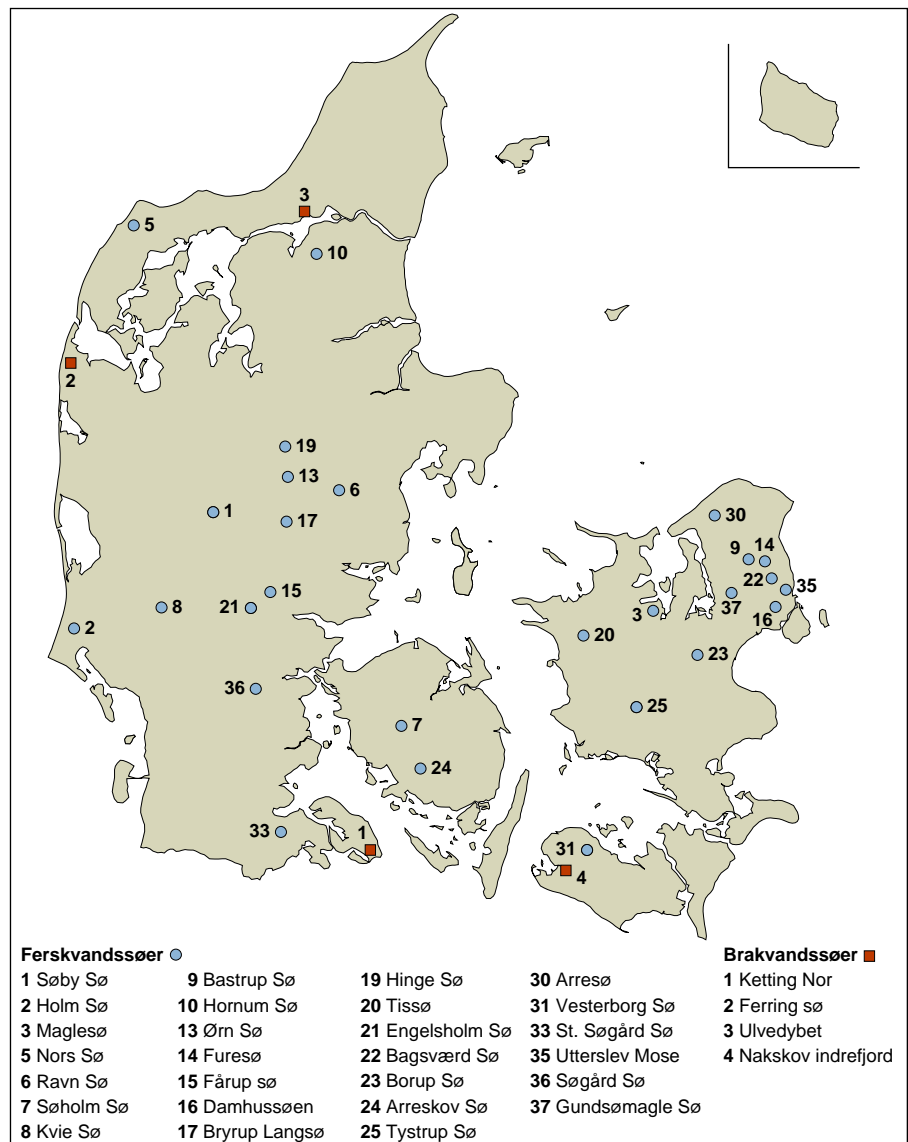
- at belyse effekterne af ændringer i tilledninger for søernes økologiske tilstand

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

Overvågningsprogrammet

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev vedtaget i 1988 og påbegyndt i 1989, hvor 37 søer (i alt 40 søbassiner) blev udvalgt således, at de kunne anses for at være repræsentative for de danske søer med hensyn til søtyper, belastningsforhold mv. Overvågningsprogrammet for søer fortsatte nogenlunde uændret til og med 1997, men blev dog udvidet med undersøgelser af undervandsvegetationen i 17 søer i 1993. Med påbegyndelsen af NOVA 2003 i 1998 blev der reduceret væsentligt i det nationale overvågningsprogram for søer. Blandt andet blev en række tilløbsstationer skåret væk, en række søer og søbassiner fjernet, og prøvetagningen af plankton foretoges ikke mere i vintermånederne. Overvågningsprogrammet omfattede i alt kun 27 ferskvandssøer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel. Herudover var der 4 brakvandssøer med i overvågningsprogrammet (Undersøgelserprogrammet i Nakskov Indrefjord startede af tekniske årsager først i 2000). Den geografiske placering af de i alt 31 søer i NOVA fremgår af Figur 4.1.

Figur 4.1 Oversigtskort med de 31 overvågningssøer



Hvert år blev miljøtilstanden i de 31 overvågningssøer undersøgt og udviklingstendenserne vurderet. De enkelte amter havde ansvaret for driften af overvågningsprogrammet for søer og rapporterede årligt om miljøtilstanden i det foregående år.

Disse regionale rapporter dannede sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. Danmarks Miljøundersøgelser foretog hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer og rapporterede det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. DMUs Overvågningssekretariat lavede hvert år tværgående, samlede fremstillinger af alle overvågningsaktiviteterne i NOVA.

Der er årligt fra 1990 til 2003 udgivet rapporter for resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for søer (*Kristensen et al., 1990c; Kristensen et al., 1991; Kristensen et al., 1992; Windolf et al., 1993; Jensen et al., 1994a; Jensen et al., 1995a, Jensen et al., 1996a, Jensen et al., 1997, Jensen et al., 1998, Jensen et al., 1999, Jensen et al., 2000, Jensen et al., 2001, Jensen et al., 2002, Jensen et al., 2003*), der beskriver miljøtilstanden i det givne år samt udviklingen i miljøtilstanden for hele overvågningsperioden.

Table 4.1 Oversigt over måleprogrammer for søovervågning herunder årlige prøvetagningsfrekvenser.

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

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

Søernes miljøtilstand vurderedes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet samt måling af næringsstoftransporten til og fra søerne (Tabel 4.1). En nærmere beskrivelse af måleprogrammerne for søovervågning findes i programbeskrivelsen: *Miljøstyrelsen (2000)* samt i tekniske anvisninger: *Rebsdorf et al. (1988)*, *Kristensen et al. (1990a)*, *Mortensen et al. (1990)*, *Olrik (1991)*, *Hansen et al. (1992)*, *Jensen et al. (1994b)*, *Jensen et al. (1996b)*, *Moeshund et al. (1996)*, *Lauridsen et al. (1999)*, *Kronvang et al. (1999a, 1999b)*.

Undersøgelserne i de 31 overvågningssøer var ikke alene tilstrækkelige til at give en generel beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i de danske søer. Derfor blev der forsøgt indgået en frivillig aftale med de fleste amter om et ekstensivt overvågningsprogram for søer. Det lykkedes dog desværre ikke at etablere et landsdækkende stationsnet på dette grundlag. Herudover forsøgte Fagdatacentret i muligt omfang at inddrage relevante data fra det regionale tilsyn med søerne for at forbedre det landsdækkende datagrundlag.

Fra 2004 er overvågningsprogrammet for søer blevet revideret væsentligt, således er antallet af intensive søer reduceret til 23 og 3 ekstensive programmer er indført for henholdsvis de større søer (68 søer >5 ha), mindre søer (69 søer ml. 0,1-5 ha) og vandhuller (76 vandhuller <0,1 ha). Denne rapport er således også den sidste i NOVA-perioden; fra 2004/05 rapporteres det nye NOVANA-program for søer.

4.3 Overvågnings søerne

Hver overvågnings sø blev tildelt et entydigt "sønr.". Oprindeligt blev nummeret tildelt i forhold til koncentrationsniveauet af totalfosfor i søvandet. Denne inddeling holdt dog ikke længere. Dels har ændringer i søvandskoncentrationerne ændret søernes indbyrdes placering, dels kom nye søer til undervejs. De 4 brakvandssøer blev således tildelt numrene 41-44. For at mindske mulighederne for forveksling mv. blev den oprindelige nummerering bibeholdt. I Tabel 4.2 er angivet fosfortilførsel, fosforkoncentration, klorofyl *a* og sigtdybde i 2003 og søernes middeldybde samt oplandsareal. Som det ses, er tiden ved at løbe fra den oprindelige placering af søerne, idet en række søer har ændret sig i perioden 1989-90 til 2003. De mest markante ændringer er sket for de søer, der tidligere havde en høj punktkildebelastning.

De 27 ferskvandssøer havde, med hensyn til morfometrien, en rimelig god dækning sammenlignet med danske søer generelt (tabel 4.2). Således var både store (inkl. Danmarks arealmæssigt største ferskvandssø: Arresø) og relativt små søer (<1 km²) samt lavvandede og dybe (inkl. Danmarks dybeste naturlige sø: Furesøen) søer repræsenteret. Også belastningsforholdene var ret forskellige. Således var søer med ringe stoftilførsel (f.eks. Søby Sø) repræsenteret, og søer med overvejende diffus stoftilførsel fra landbrug og spredt bebyggelse (f.eks. Store Søgård Sø) samt søer med stor punktkildebelastning (f.eks. Gundsømagle Sø) var også repræsenteret.

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

Tabel 4.2 Oversigt over de 31 overvågningssøer med angivelse af en række karakteristika. Middel, minimum og maksimum er angivet for hver enkel parameter i bunden af tabellen. Fosfortilførsel, totalfosfor, klorofyl og sigtdybde er 2003-data, klorofyl og sigtdybde er sommermidler, resten årsmidler. Punktkilder er inklusive spredt bebyggelse.

Sø- nr	Sø	Sø- areal (km ²)	Middel- dybde (m)	Opland- sareal (km ²)	Dyrket areal (% af opland)	Fosfor- tilførsel (g P m ⁻² år ⁻¹)	Total fosfor (µg P l ⁻¹)	Klorofyl (µg l ⁻¹)	Sigt (m)
1	Søby	0,73	2,8	0,8	15	0,04	25	6	3,1
2	Holm	0,12	0,8	1,0	4	0,03	22	1	1,5
3	Maglesø	0,15	3,6	1,2	48	0,02	20	8	2,6
5	Nors	3,47	3,6	20,5	43	0,01	32	14	2,7
6	Ravn	1,82	15,0	57,2	70	0,48	21	9	3,3
7	Søholm	0,26	6,5	5,7	54	0,49	58	21	1,4
8	Kvie	0,30	1,2	0,6	20	0,01	82	13	1,6
9	Bastrup	0,33	3,5	4,1	58	0,08	64	28	2,8
10	Hornum	0,11	1,5	7,9	76	0,17	46	8	2,9
13	Ørnsø	0,42	4,0	56,0	41	8,97	60	35	1,5
14.1	Furesøen	7,31	16,5	79,0	18	0,06	92	26	3,3
15	Fårup	0,99	5,6	13,8	73	0,93	79	16	2,6
16	Damhussøen	0,46	1,6	56,9	10	0,09	73	8	1,8
17	Bryrup Langsø	0,38	4,6	48,2	69	1,34	63	22	2,1
19	Hinge	0,91	1,2	53,8	81	2,31	118	141	0,5
20	Tissø	12,3	8,2	417,9	68	0,55	107	35	2,0
21	Engelsholm	0,44	2,6	16,1	77	0,83	69	53	1,6
22	Bagsværd	1,21	1,9	6,8	2	0,03	83	49	0,5
23	Borup	0,10	1,1	7,6	54	1,63	98	33	1,2
24	Arreskov	3,17	1,9	24,9	43	0,17	233	173	1,3
25	Tystrup	6,62	9,9	682,5	68	2,50	120	37	2,7
30	Arresø	39,9	3,1	216,1	44	0,29	228	101	0,7
31	Vesterborgsø	0,21	1,4	30,3	69	1,43	140	69	0,7
33	St. Søgårdsø	0,60	2,7	44,9	75	1,17	232	60	0,8
35.1	Utterslev mose	0,30	1,1	1,25	8	0,14	232	103	0,6
36	Søgård	0,27	1,6	22,7	87	1,61	193	135	0,5
37	Gundsømagle	0,32	1,2	66,0	70	4,62	267	146	0,4
41	Ulvedybet	5,80	1,0	55,4	60	0,17	205	12	1,4
42	Ferring	3,17	1,4	17,0	70	0,13	253	167	0,3
43	Ketting Nor	0,39	(1,0)	18,9	82	0,26	91	32	0,6
44	Nakskov Indref	0,69	0,6	140,9	79	1,41	174	30	0,9
Maksimum		39,87	16,5	682,5	87	0,01	267	173	3,3
Gennemsnit		3,01	3,6	70,2	53	1,03	115	51	1,6
Minimum		0,10	0,6	0,6	2	8,97	20	1	0,3

[Tom side]

Referencer

Danmarks Meteorologiske Institut (2004): Danmarks klima 2003 med Færøerne og Grønland. 87 s. (findes på www.dmi.dk).

Ellermann, T., Hertel, O., Hovmand, M.F., Kemp, K. & Skjøth, C.A. (2001). Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 374. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

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.

Iversen, H.L., Laubel, A., Jensen, J.P. & Sørensen, P.B (2001): Miljøfremmede stoffer og tungmetaller. s. 45-59 i Bøgestrand, J. (red.): Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 378. 120 s.

Jensen, J.P., Bjerring, R., Jakobsen, T.S., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L (2003): Søer 2002 – NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 84 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 469. 63 s. (elektronisk).

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Bjerring, R., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E, Poulsen A.M., & Sortkjær, L (2002): Søer 2001 – NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 84 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 421.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Bjerring Olsen, R., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Sortkjær, L. & Poulsen, A.M. (2001): Søer 2000 – NOVA 2003. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1999. Afdeling for Sø- og Fjordøkologi. 106 s. Faglig rapport fra DMU nr. 377.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Bjerring Olsen, R., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Sortkjær, L. & Poulsen, A.M. (2000): Søer 1999 – NOVA 2003. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1998. Afdeling for Sø- og Fjordøkologi. 108 s. Faglig rapport fra DMU nr. 335.

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

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

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

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

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

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

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

Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1994b): Interkalibrering af planteplanktonundersøgelser i søer. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 8. 40 pp.

Jeppesen, E., Lauridsen, T., Søndergaard, M. & Jensen, J.P. (submitted): Habitat distribution of fish in late summer: Changes along a nutrient gradient in Danish lakes.

Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (2002): Response of phytoplankton, zooplankton and fish to reoligotrophication.: an 11-year study of 23 Danish lakes. *Aquat. Ecosys. Health & Managm.* 5: 21-43.

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

Kristensen, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990a): Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. DMU, Afd. for ferskvandsøkologi. 32 s.

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

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

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

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

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

Miljøstyrelsen (2000): NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet i Danmark, 1998-2003. Redegørelse nr. 1 2000. 397 s.

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

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

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

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

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

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

Skjelkvåle B.L., Andersen T., Fjeld E., Mannio J., Wilander A., Johansson K., Jensen J.P. & Moiseenko T. (2001): Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits. *AMBIO* 30: 2-10.

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

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

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

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

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

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

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s. , 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
- Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 72 pp. (electronic)
- Nr. 493: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coastal Zone. By Mosbech, A. et al. 611 pp. (electronic)
- Nr. 494: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68o-72o N) Coastal Zone. By Mosbech, A. et al. 798 pp. (electronic)
- Nr. 495: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Af Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s., 60,00 kr.
- Nr. 496: Velfærdøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
- Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 498: Analyse af højt NO₂ niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp., 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofiering af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment – Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
- Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 513: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
- Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
- Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II – Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-839-4
ISSN 1600-0048