

# Søer

- **Status og udvikling 1974 -1996**
- **Årsagssammenhænge**
- **Tilstandsvurdering**

**Tema: Ferskvand**

Løbenr.: 68 1997

Eksemplar nr.: 1/3



**Fyns Amt**







# Søer

- Status og udvikling 1974 -1996
- Årsagssammenhænge
- Tilstandsvurdering





**Titel:** Søer 1996. VANDMILJØovervågning. Tema: Ferskvand.

**Udgiver:** Fyns Amt  
Natur- og Vandmiljøafdelingen  
Ørbækvej 100  
5220 Odense SØ

Telefon 65 56 10 00  
Telefax 65 56 15 05

**Udgivelsesår:** Maj 1997

**Forfattere:** Kjeld Sandby Hansen  
Tom Rugaard  
Annette Sode  
Leif Bisschop-Larsen  
Peter Wiberg-Larsen

**Grafik:** Lene Hildebrandt  
Tom Rugaard  
Morten Kruse

**Teknisk assistance:** Hans Brendstrup  
Jette Christiansen  
Jørgen Grønnemose  
Lene Hildebrandt  
Birgit Jacobsen  
Morten Kruse  
Anita Folleraas

**Forsidebillede:** Vomme Sø og Rønninge Søgård. Foto: J. Kofoed Winther.

**Kortmateriale:** Copyright Kort- og Matrikelstyrelsen 1992/KD.86.1023

**ISBN 87-7343-301-2**

**Tryk:** Fyns Amt

**Oplag:** 150



# Indholdsfortegnelse

	<b>Side</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Indledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Sammenfatning og konklusion</b> .....	<b>9</b>
<b>3. Søer i amtet</b> .....	<b>17</b>
3.1 Vandkvalitetsplaner .....	17
3.2 Søernes fysiske forhold og målsætninger .....	19
<b>4. Klima- og afstrømningsforhold 1974-1996</b> .....	<b>25</b>
<b>5. Søernes tilstand og udvikling 1974-1996</b> .....	<b>31</b>
5.1 Søerne generelt .....	31
5.1.1 Søernes nuværende tilstand .....	33
5.1.2 Gennemførte miljøforbedrende foranstaltninger .....	35
5.1.3 Søernes udvikling .....	37
5.2 De nationale overvågningssøer .....	43
<b>6. Søernes udviklingsmuligheder</b> .....	<b>49</b>
6.1 Muligheder for at forbedre tilstanden .....	49
6.2 Modelberegninger .....	51
<b>7. Arreskov Sø - tilstand 1996 og udvikling</b> .....	<b>57</b>
7.1 Søen og dens opland .....	57
7.2 Vand- og næringsstofftilførsel .....	61
7.3 Vand- og stofbalance .....	66
7.4 Miljøtilstand .....	69
7.4.1 Fysisk-kemiske forhold i søvand .....	69
7.4.2 Planteplankton .....	71
7.4.3 Dyreplankton .....	73
7.4.4 Fisk .....	74
7.4.5 Bundvegetation .....	76
7.4.6 Bundfauna .....	79
7.4.7 Fugle .....	80
7.5 Sammenhæng mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand .....	84



7.6	Hidtidig udvikling i miljøtilstanden .....	87
7.7	Fremtidig udvikling i miljøtilstanden .....	92
<b>8.</b>	<b>Langesø - tilstand 1996 og udvikling .....</b>	<b>95</b>
8.1	Søen og dens opland .....	95
8.2	Vand- og næringsstofftilførsel .....	98
8.3	Vand- og stofbalance .....	103
8.4	Miljøtilstand .....	107
8.4.1	Fysisk-kemiske forhold i søvand .....	107
8.4.2	Planteplankton .....	110
8.4.3	Dyreplankton .....	112
8.4.4	Fugle .....	113
8.5	Sammenhæng mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand .....	114
8.6	Hidtidig udvikling i miljøtilstanden .....	116
8.7	Fremtidig udvikling i miljøtilstanden .....	121
<b>9.</b>	<b>Søholm Sø - tilstand 1996 og udvikling .....</b>	<b>125</b>
9.1	Søen og dens opland .....	125
9.2	Vand- og næringsstofftilførsel .....	128
9.3	Vand- og stofbalance .....	132
9.4	Miljøtilstand .....	135
9.4.1	Fysisk-kemiske forhold i søen .....	135
9.4.2	Planteplankton .....	140
9.4.3	Dyreplankton .....	141
9.4.4	Bundvegetation .....	142
9.4.5	Fugle .....	144
9.5	Sammenhæng mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand .....	145
9.6	Hidtidig udvikling i miljøtilstanden .....	147
9.7	Fremtidig udvikling i miljøtilstanden .....	151
<b>10.</b>	<b>Referencer .....</b>	<b>153</b>



# Forord

I foråret 1987 vedtog Folketinget en handlingsplan (Vandmiljøplanen), der skal nedbringe næringsstofbelastningen af det danske vandmiljø.

Målet med Vandmiljøplanen er at reducere den samlede kvælstofudledning til overfladevand og grundvand med 50% fra 290.000 til 145.000 tons pr. år og fosforudledningen med 80% fra 15.000 til 3.000 tons pr. år.

Vandmiljøplanen indebærer bl.a. øget spildevandsrensning for kommuner og industri samt krav til jordbruget med henblik på at mindske tilførslerne af næringsstoffer til vandmiljøet.

Samtidig er der med Vandmiljøplanen iværksat en øget overvågning af vandmiljøet med det formål at følge effekten af Vandmiljøplanen. Overvågningen omfatter alle de forskellige led i vandkredsløbet. Amterne er ansvarlige for gennemførelse af overvågningsaktiviteterne, der omfatter følgende områder: Grundvand, vandløb, søer, særlige landovervågningsoplande, punktkilder (kommunale og industrielle spildevandsudledninger) samt kystnære havområder.

Amterne udarbejder årligt rapporter over resultater af disse overvågningsopgaver. Tilsvarende udarbejder Danmarks Miljøundersøgelser rapporter over tilstanden i de åbne havområder og om stoftilførsler via nedbør/nedfald.

Rapporterne danner baggrund for landsdækkende oversigter, som udarbejdes af Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser. Endelig sammenfatter Miljøstyrelsen de landsdækkende oversigter til en årlig redegørelse.

Inden for Overvågningsprogrammet gennemføres hvert år en temarapportering. I år er temaet "Ferske vande", og i den sammenhæng foreligger følgende temarapporter:

- De fynske vandløb (ISBN 87-7343-302-0)
- Søer (ISBN 87-7343-301-2)

Fyns Amts samlede rapportering af vandmiljøovervågningen i 1996 omfatter ud over ovennævnte følgende rapporter:

- Landovervågning 1996 (ISBN 87-7343-304-7)
- Punktkilder 1996 (ISBN 87-7343-303-9)
- Kystvande 1996 (ISBN 87-7343-300-4)
- Grundvand 1996 (ISBN 87-7343-299-7)
- Atmosfærisk nedfald 1996 (ISBN 87-7343-298-9)
- Fyns Vandmiljø 1976-1996/97 (ISBN 87-7343-305-5)

I Lillebæltregionen foretages overvågningen af de åbne kystvande af Vejle, Sønderjyllands og Fyns amter i fællesskab. Resultaterne af denne overvågning afreporteres i en fælles rapport "Vandmiljø-overvågning, maj 1997, Lillebælt 1996", der udgives af Lillebæltsamarbejdet (ISBN 87-7750-308-2).

I tilknytning til vandløbsrapporteringen, udarbejdes en teknisk rapport: "Vandløb. Analyse af udviklingen i kvælstofafstrømningen 1979/80-1996/97, august 1997".



# 1. Indledning

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for søer er at belyse effekten af Vandmiljøplanens forureningsbegrænsende foranstaltninger gennem at

- følge søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand
- øge vores viden om søernes reaktion på ændringer i næringsstofftilførslen

Med dette formål for øje er der i 1989 påbegyndt intensive undersøgelser i 37 såkaldte nationale overvågningssøer og deres oplande. Disse undersøgelser skal om muligt skal give svar på, om Vandmiljøplanens gennemførelse medfører forbedringer af danske søers miljøtilstand. De pågældende søer er derfor udvalgt således, at de er beliggende i områder med forskellig grad af arealudnyttelse og med forskellige kilder til næringsstofftilførsel. Desuden indgår både lavvandede og dybe søer i overvågningsprogrammet.

Temaet for rapporteringen af resultater fra Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1997 er *ferske vande*. Det er således ønsket i denne rapport at give et sammenfattende billede af den nuværende tilstand, den hidtige udvikling og den mulige fremtidige udvikling i amtets søer, herunder de tre nationale overvågningssøer Arreskov Sø, Langesø og Søholm Sø.

I forbindelse med rapporten er udgivet en bilagsdel med datagrundlag og metodebeskrivelse for de gennemførte vurderinger. Denne bilagsdel kan rekvireres af særligt interesserede.





## 2. Sammenfatning og konklusion

Af de 8842 søer og vandhuller over 100 m<sup>2</sup>, der er registreret i amtet, har Fyns Amt siden starten af 1970'erne ført tilsyn med miljøtilstanden i ca. 34 af de større søer. Hver af disse søer er i Fyns Amts Regionplan tildelt en målsætning for søens kvalitet og anvendelse, og tilsynets formål er at vurdere, om målsætningen er opfyldt samt at pege på årsagerne til, at den evt. ikke er opfyldt.

### Søernes nuværende tilstand

Målsætningen for søerne er, at de skal have et varieret og naturligt plante- og dyreliv. Dette betyder normalt, at vandet skal være klart, og at der ikke må forekomme længerevarende masseopblomstringer af bestemte algegrupper, typisk blågrønalger. Hvis søens form tillader det skal der endvidere være en udbredt undervandsvegetation og en alsidig og rig smådyrsfauna. Endelig skal fiskebestanden have en bred alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.

Denne målsætning er kun opfyldt i 5 af søerne. Alle de øvrige undersøgte søer er i større eller mindre grad præget af tidligere og/eller nuværende tilførsler af næringsstoffer fra byer og industri, spredtliggende ejendomme og landbrug.

Indholdet af næringsstoffer er højt i de fleste søer. Det betyder stor algemængde og lille gennemsigtighed i vandet. Knap 70 % af søerne har således en sigtddybde på under 1 meter. De fynske søer har generelt højere fosfor-, kvælstof- og algeindhold og lavere sigtddybde end de øvrige danske søer, repræsenteret ved samtlige nationale overvågningssøer.

### Udvikling i miljøtilstanden generelt

Undersøgelser af 22 søer gennem 1980'erne og 1990'erne tyder på, at der ikke er sket noget generelt fald i søernes kvælstof- og fosforindhold. Dette dækker dog over, at kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende i nogle søer og stigende i andre. I de søer, hvor tilført spildevand blev afskåret eller renset i 1980'erne er der generelt sket et fald i fosforindholdet, men i de øvrige søer er der ikke sket en sådan udvikling.

Søernes algemængde er generelt lidt mindre og sigtddybden lidt større i 1990'erne end i 1980'erne. Algemængden og sigtddybden er et resultat af et kompliceret samspil mellem klimaforhold, næringsstoffer og biologisk struktur i søen. Da der ikke er sket nogen generelle ændringer i næringsstofindholdet, kan udviklingen skyldes ændringer i søernes biologiske struktur, bl.a. som følge af fiskedød i nogle af de forurenede søer og opfiskning i nogle af de renere søer. Når de dyreplanktonspisende fisk dør eller opfiskes, kan de store dafnier bedre trives i vandet. Da disse er effektive algespisere, kan de reducere algemængden.

### Sammenhæng mellem arealanvendelse, stofbelastning og miljøtilstand

Der er for 8 vandløb uden punktkildebelastning fundet en nær sammenhæng mellem fosforkoncentrationen i vandløbene på den ene side og tætheden af

spredt bebyggelse og husdyr i oplandet på den anden. Sammenhængen udtrykkes ved en multipel regression ( $r^2=0,91$ ). Tilsvarende er kvælstofkoncentrationen fundet nært forbundet med andelen af landbrugsarealer og husdyrtætheden i oplandet ( $r^2=0,99$ ).

På baggrund af denne sammenhæng og kendskab til arealanvendelsen i søernes oplande er der beregnet en teoretisk belastning til en række søer, hvor belastningen ikke er målt. På baggrund af modeller for sammenhængen mellem stofbelastning og stofkoncentration i søvandet er det derefter overslagsmæssigt vurderet i hvilket omfang, søerne er i balance med deres tilførsler, og hvilken tilstand søerne ville have, hvis der ikke forekom kulturbetingede tilførsler af fosfor og kvælstof.

Vurderingerne viser, at mange af søerne har langt højere fosforkoncentrationer (typisk 0,1-0,4 mg/l) end forventet ud fra de nuværende (teoretiske) tilførsler. Dette skyldes i høj grad, at fosfor er ophobet i søernes sedimenter, hvorfra det afgives til vandet. Desuden vil trægheden i den biologiske struktur kunne fastholde søerne i en tilstand med højt fosforindhold, stor algevækst og uklart vand, hvis der ikke sættes ind med f.eks. biomanipulation. De nuværende tilførsler, specielt fra områder med megen spredt bebyggelse og mange husdyr, er endvidere for høje. Det vurderes, at fosforkoncentrationen i søerne skal være højst 0,050-0,075 mg/l for at målsætningerne kan opfyldes. Dette vil kræve, at tilførslerne fra spredt bebyggelse og landbrug reduceres med op til 50% for mange af søerne.

Hvis fosforkoncentrationen i søerne nedsættes til 0,050-0,075 mg/l vil sigtddybden forventes at stige til 1,5-2,0 m. Sigtddyberne er nu mindre end 1,2 meter i de fleste søer. Modelberegningerne viser, at søerne uden kulturbetingede tilførsler af fosfor, ville have fosforkoncentrationer på 0,03-0,06 mg/l og sigtddyber på 1,1-3,6 meter.

Kvælstofkoncentrationen er stærkt forhøjet i de fleste søer på grund af kvælstofudvaskning fra landbrugsområder. Koncentrationen er nu typisk 2-4 mg/l mod forventet 0,8-1,6 mg/l i basistilstanden. Der er ikke for kvælstof nogen direkte sammenhæng mellem kvælstofindhold og f.eks. algemængde. Dette skyldes bl.a., at kvælstofkoncentrationen i de fleste tilfælde er for høj til at begrænse algevæksten væsentligt. I søer med lave kvælstofkoncentrationer kan kvælstof dog virke begrænsende for algevæksten.

## **De nationale overvågningssøer**

De tre nationale overvågningssøer på Fyn, Arreskov Sø, Langesø og Søholm Sø er undersøgt intensivt siden 1989. Disse tre søer repræsenterer tre forskellige søtyper og tre forskellige oplandstyper.

### **Miljøtilstand i 1996**

**Arreskov Sø** er Fyns største sø (317 ha) og relativt lavvandet (middeldybde 1,9 m). Søen har tidligere modtaget mekanisk rensede spildevand fra Korinth, og da dette blev afskåret i 1983, reduceredes fosfortilførslen til en trediedel. Siden afskæringen af spildevandstilførslen, har tilførslen af næringsstoffer først og fremmest været afhængig af arealanvendelsen i det åbne land. Søen har dog



så stor en overflade, at kvælstoftilførslen direkte til søoverfladen har betydning. Oplandet er ret skovrigt (29% skov), har relativt lidt landbrug (ca. 56 %) med ret få husdyr og relativt lidt spredt bebyggelse.

Derfor udgør den kulturbetingede afstrømning af kvælstof og fosfor en relativt lille, men dog betydelig del (hhv. 61 % og 47 %) af den samlede tilførsel til søen.

Søen, der tidligere var stærkt forurenet, har siden 1992 haft forholdsvis klart vand. Et lavt næringsstofindhold og en betydelig græsning fra store dafnier er således i stand til at holde algerne på et meget lavt niveau. De store dafnier kan eksistere, fordi bestanden af dyreplanktonspisende fisk er lille efter en omfattende fiskedød i 1991-1992. Bestanden af dyreplanktonspisende fisk er fortsat unaturligt lav, og vandet derfor også klarere end man skulle forvente med de nuværende næringsstofførsler. Fiskebestanden består overvejende af aborrer, hvoraf mange er rovfisk. På grund af søens klare vand fik undervandsvegetationen en betydelig udbredelse i 1996.

Målsætningen som "Referenceområde for naturvidenskabelige studier" er ikke opfyldt, da søen endnu er i en meget ustabil tilstand.

**Langesø** er en af de mindre søer på Fyn, både hvad angår overflade og dybde (areal 17 ha, middeldybde 3,5 m). Søens vand er meget uklart på grund af omfattende algevækst (sigtdybde 0,5 m), og der er ingen undervandsvegetation.

Søens opland anvendes overvejende til landbrug (74 %), og resten består af skov- og naturområder. Tætheden af den spredte bebyggelse er stor, godt 60 % højere end normalt for Fyn.

Tilførslen af kvælstof og fosfor fra søens opland er derfor relativt stor. Hovedparten af kvælstof - (81%) og fosfortilførslen (70 %) er en kulturbetinget afstrømning fra oplandet.

Både fosfor- og kvælstofkoncentrationen er høj i søen. Det høje indhold af fosfor skyldes dels de store tilførsler fra oplandet, dels at betydelige mængder fosfor er ophobet i søbunden, hvorfra det frigives til søvandet om sommeren. Det høje indhold af næringsstoffer muliggør en voldsom opvækst af planktonalger, oftest blågrønalger, i sommerperioden. Dette bevirker, at søvandet bliver uklart.

Søens dyreplankton er kun i ringe grad i stand til at holde algerne nede om sommeren. Dyreplanktonet holdes således selv nede af en stor bestand af planktonspisende fisk: brasen, skaller og små aborrer. En sådan fiskebestand er typisk for en forurenet sø, hvor rovfiskene kun udgør en lille del af den totale fiskebiomasse.

Målsætningen som "fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri" er langt fra at være opfyldt.

**Søholm Sø** er Fyns dybeste sø (15 m) og har en middeldybde på 6,5 m og et overfladeareal på 26 ha. Søen er blandt de renere på Fyn, men dog præget af tidligere og nuværende tilførsler af næringsstoffer.

Omkring 2/3 af søens opland anvendes til landbrug, mens resten især består af skov. Husdyrholdet er relativt lille, men tætheden af spredt bebyggelse er relativt stor.

I dag udgøres den kulturbetingede del af næringsstofftilførslen ca. 70 % for kvælstof og ca. 30 % for fosfor. Søen belastes også af tilførsel af næringsstoffer fra søbunden. Årsagen til denne interne belastning er formentlig tidligere tiders større tilførsel fra oplandet. Det formodes således, at der før i tiden var et større husdyrhold end i dag, og at der i forbindelse hermed blev tilledt bl.a. ajle og møddingsvand til søen.

Vandet i Søholm Sø er ret uklart om sommeren (sigtdybde 1,3-2,1 m). Dette skyldes, at mængden af planktonalger er forholdsvis stor. Samtidig består algerne især af former, som er tilpasset til at hente næring under springlaget og som desuden er modstandsdygtige over for græsning (store arter af blågrønalger og furealger).

Algesammensætning og -mængde er især bestemt af næringsstofindholdet i søvandet, men også græsning fra dyreplankton har i perioder betydning. Det er især fosfor, som om sommeren begrænser algemængden, men i år med lille kvælstofafstrømning fra oplandet kan der også forekomme perioder med kvælstofmangel hos algerne.

Fiskebestanden i søen domineres af fisk, der spiser dyreplankton, især de større former. Dette er formentlig årsagen til, at dyreplanktonet i perioder består af ret små former.

Der forekommer rankegrøde i søen ned til 3,3 meters dybde, men på grund af det noget uklare vand og de ret stejle bredder, har den kun en meget begrænset udbredelse.

Søens målsætning som "referenceområde for naturvidenskabelige studier" er ikke opfyldt.

#### **Udvikling i næringsstofafstrømning 1989-1996**

Kvælstofafstrømningen udviser store forskelle fra år til år, som følge af variationer i nedbør og ferskvandsafstrømning. På grund af den meget lave ferskvandsafstrømning i 1996, udgjorde kvælstoftilførslen til søerne kun ca. 40 % af tilførslen i 1989-1995. Set i forhold til ferskvandsafstrømningen, er der dog ikke konstateret noget generelt fald i tilførslen af kvælstof til Langesø og Søholm Sø i perioden 1989-1996. I Arreskov Sø er der tegn på faldende kvælstoftilførsel, men dette er ikke nødvendigvis udtryk for et blivende fald i den kulturbetingede tilførsel af kvælstof til søen.

Indløbskoncentrationen af fosfor til Langesø blev omtrent halveret i 1989-1991, og har derefter været nogenlunde konstant. Medvirkende til faldet er formodentlig en generel reduktion af fosforindholdet i vaske- og rengøringsmidler. I tilløbene til Arreskov Sø blev der konstateret et mindre fald i samme periode, hvorimod der ikke skete nogen ændringer i tilløbet til Søholm Sø. At ændringen slog stærkest igennem for Langesø kan hænge sammen med, at tætheden af spredt bebyggelse er størst i dette opland.



### Betydning af den lave afstrømning i 1996

Den lave afstrømning af vand, kvælstof og fosfor i efteråret 1995 og gennem det meste af 1996 fik meget forskellig betydning i de tre søer. I **Arreskov Sø** var den nedsatte tilførsel af kvælstof og fosfor medvirkende til, at både næringsstofkoncentrationerne og algemængden i søen var den hidtil laveste i overvågningsperioden.

I **Langesø** var kvælstofkoncentrationen usædvanlig lav i 1996 i forhold til de foregående år, men i modsætning hertil var fosforkoncentrationen meget høj. Det høje indhold af fosfor skyldtes først og fremmest, at søen ikke som normalt blev gennemskyllet i løbet af efteråret-vinteren 1995/1996, og fosforindholdet var derfor højt allerede fra årets begyndelse. På grund af isdække i årets første tre måneder, var iltindholdet ved bunden lavt, og dette førte til en yderligere frigivelse af fosfor fra bunden.

**Søholm Sø** havde ligesom de øvrige to søer lavt kvælstofindhold i overfladevandet. Den nedsatte kvælstoftilførsel medførte dog samtidig, at nitratniveauet i bundvandet hurtigere end normalt faldt til nul, og dette forårsagede en øget frigivelse af fosfor fra søbunden. Dette hænger sammen med, at fosfor normalt bindes godt i søbunden, så længe der er nitrat til stede.

### Generel udvikling i søernes tilstand 1989-1996

På trods af, at tilførslen af kvælstof og fosfor til søerne ikke har ændret sig generelt i løbet af overvågningsperioden, er der i Arreskov Sø og til dels i Søholm Sø sket forbedringer i miljøtilstanden i løbet af perioden. Disse ændringer må dog for Arreskov Sø opfattes som forsinkede reaktioner på tidligere ændringer i tilførslen af næringsstoffer.

I **Arreskov Sø** er der siden 1992 sket et betydeligt fald i søens kvælstof- og fosforindhold, ligesom algemængden er faldet. Som følge heraf er sigtddybden steget fra 0,25 m i 1990 til 1,81 m i 1996 som gennemsnit for sommerperioden. Denne udvikling blev sat i gang med afskæringen af spildevandstilførslen fra Korinth i 1983. Det var dog en omfattende fiskedød i 1991-92, som udløste de store ændringer, og der er ikke noget der tyder på at udviklingen i søens miljøtilstand hænger sammen med ændringer i tilførslen af næringsstoffer i perioden 1989-1996. Da bestanden af planktonspisende fisk blev mindre, begyndte dyreplanktonet at blive domineret af store dafnier, som er effektive algespisere og derfor i stort omfang kunne holde algemængden nede. Siden har fiskebestanden holdt sig på et lavt niveau, og aborrer er blevet den dominerende fisk. Det klare vand medførte endvidere, at undervandsvegetationen begyndte at brede sig i 1993, og også søens bundfauna har reageret positivt på ændringerne. En øget udbredelse af undervandsvegetationen, flere småfisk og vandets større klarhed har endvidere medført, at søens bestande af plante- og fiskespisende fugle er øget betydeligt.

Hverken kvælstof- eller fosforkoncentrationen i **Langesø** har ændret sig afgørende i perioden 1989-1996. Sigtddybden i sommerperioden synes efter en kortvarig forbedring i 1991-1994 igen at være blevet ringere. For perioden som helhed er der dog ikke sket nogen signifikante ændringer. Den tilsyneladende forbedring i sigtddybden synes derfor snarere at være udtryk for søens økologiske

ubalance. Således sker hyppigt sammenbrud i algebestanden med klarvandsperioder til følge. Dette medfører en forøget middelsigtdybde, der ikke afspejler en forbedret miljøtilstand. Søens "økologisk ubalance" viser sig også i visse år i form af fiskedød, fremkaldt af iltmangel, svovlbrinte, ammoniak eller gifte produceret af blågrønalger (f.eks. i 1990). Denne ubalance har været til stede inden for i det mindste de seneste 10 år, hvor Fyns Amt har overvåget søen.

Der er i perioden 1989-1996 registreret en vis forbedring i **Søholm Sø's** miljøtilstand, idet der om sommeren har været tendens til et faldende indhold af fosfor og alger, herunder blågrønalger, i søvandet, ligesom søvandet er blevet klarere. Desuden er aborrrens andel af fiskebestanden tiltaget i de senere år. Der er derimod ikke set nogen vedvarende forbedring i udviklingen af søens undervandsvegetation. Det er dermed usikkert, om der her er tale om en permanent forbedring i søens tilstand, eller om de observerede ændringer er et resultat af klimatisk betingede ændringer i de biologiske forhold.

### **Fremtidig udvikling i søernes tilstand**

Ved hjælp af modeller for sammenhængen mellem fosfortilførsel og miljøtilstand i søen er der foretaget en vurdering af søernes udviklingsmuligheder ved forskellige ændringer af belastningen.

Det vurderes på baggrund af modelberegningerne, at den kulturbetingede fosfortilførsel til Arreskov Sø, Langesø og Søholm Sø skal nedsættes med 30-50% for at sikre, at målsætningerne kan overholdes.

For at fremskynde effekterne af tidligere og kommende reduktioner i næringsstofftilførslen, kan forskellige former for sørestaurering tages i brug.

I **Arreskov Sø** foregår der allerede nu en pleje af fiskebestanden (biomanipulation) med henblik på at holde mængden af dyreplanktonspisende fisk på et lavt niveau og fremme bestanden af rovfisk. Det vil være hensigtsmæssigt at fortsætte dette forsøg på at holde søen i en klarvandet tilstand, indtil tilførslen af næringsstoffer er så lav, at dette i sig selv kan holde søen klarvandet.

I **Langesø** vil det være muligt at nedbringe belastningen yderligere ved at lade det største tilløb løbe gennem et kunstigt anlagt vådområde med et areal på mindst 2,5 ha. Imidlertid vil søens tilstand ikke forbedres afgørende før den interne fosforbelastning nedsættes betydeligt. Ved at regulere afløbet fra søen i forhold til søens fosforindhold, vil det være muligt at øge fraførslen af fosfor og dermed med tiden reducere den interne belastning. Sluttelig kan det blive aktuelt at fremskynde en forbedring af søens tilstand ved at gennemføre biomanipulation i søen, f.eks. ved at opfiske fredfisk og udsætte rovfisk.

I **Søholm Sø** kan den interne belastning nedsættes ved at bortpumpe det fosforholdige bundvand til afløbet om sommeren. Det er således overslagsmæssigt beregnet, at det er muligt at fjerne mellem 20% og 90 % af den fosfor, som frigives fra søbunden i springlagsperioden.

## **Midler til begrænsning af næringsstofførslen til søerne**

Fosfortilførslerne til vandløb og søer skyldes først og fremmest spildevand fra spredt bebyggelse samt jordbrugets anvendelse af gødning, specielt husdyrgødning. Kvælstoftilførslerne skyldes altovervejende udvaskning fra landbrugsarealer, specielt hvor der er mange husdyr.

Midlerne til at opnå en god miljøtilstand i søerne ved formindskelse af kvælstof- og fosfortilførslerne er således bl.a.:

- Forbedret rensning af spildevandet fra den spredte bebyggelse, f.eks. ved nedsivning eller biologisk rensning med fosforfjernelse. Ifølge Fyns Amts Regionplan 1993-2005 skal en sådan forbedret rensning være gennemført inden udgangen af 1998.
- Initiativer til begrænsning af næringsstoffabene i forbindelse med jordbrugsdrift.





## 3. Søer i amtet

Indledningsvis gives en oversigt over de generelle forureningsproblemer i søerne, samt de planer og love, som hidtil har reguleret vandkvaliteten i søerne.

### 3.1 Vandkvalitetsplaner

#### Forureningsproblemerne kort fortalt

Som det vil fremgå af det følgende, er årsagen til de fynske søers generelt dårlige tilstand dels tidligere tilførsler af dårligt rensset spildevand, dels at den nuværende tilførsel af næringsstoffer ikke er mindsket tilstrækkeligt. Mange søer er således påvirket af udvaskning af næringsstoffer fra landbruget og af spildevand fra spredt bebyggelse.

Tilførslen af næringsstoffer forårsager en række generelle ændringer i søerne, som kort fortalt er følgende: De mange næringsstoffer virker som gødning for algerne, som gror kraftigt og gør vandet grønt og uklart. Dette forhindrer lyset i at nå ned til bunden, og uden lys forsvinder bundplanterne. Rovfiskene forsvinder, bl.a. fordi de ikke kan se at jage deres bytte i det uklare vand. Derfor får "skidtfisk" som skaller og brasener gode levevilkår. Men skaller og brasener æder de planktondyr (især dafnier), som under "normale" forhold er med til at holde algemængden nede, og derved kommer der endnu flere alger. Når algerne dør, falder de ned på bunden, hvor de rådner. Herved opstår der dårlige iltforhold, og dette fører bl.a. til, at de næringsstoffer, som er ophobet i søbunden, bliver frigivet til vandet, hvor de kan danne grundlag for ny algevækst.

Den forurenede sø er altså i en tilstand med stor algemængde, uklart vand, en fiskebestand domineret af planktonædende fisk og med få rovfisk, og med få eller ingen undervandsplanter.

Når tilførslen af næringsstoffer igen reduceres, vil søens næringsstofindhold falde efterhånden som den ophobede fosfor udvaskes fra søen eller bindes fastere i søbunden. Tilstedeværelsen af en stor mængde planktonædende fisk kan dog holde søen fast i en uklar tilstand. Denne træghed i den biologiske struktur kan være medvirkende årsag til, at søerne kun langsomt bliver bedre efter at de forurenende tilførsler er ophørt.

I visse tilfælde kan biomanipulation, hvor man mindsker antallet af dyreplanktonædende fisk og evt. øger antallet af rovfisk, fremme en udvikling mod at søen får klart vand og en udbredt undervandsvegetation.

Principperne for at få rene søer er altså klare: Først skal tilførslen af næringsstoffer, specielt fosfor, bringes ned på et lavt niveau, derefter kan man i visse tilfælde hjælpe udviklingen på vej ved hjælp af biomanipulation eller andre restaureringsindgreb.

#### Vandkvalitetsplaner

Med miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden den 1. oktober 1972, blev amterne ansvarlige for at overvåge og sikre miljøtilstanden i vandområderne, herunder søerne. Fyns Amt havde ved undersøgelser i 1972/73 konstateret, at mil-

jøtilstanden i mange fynske søer var meget dårlig (Fyns Amtskommune og Vandkvalitetsinstitutet, 1974). På baggrund af disse og andre undersøgelser vedtoges amtets første recipientkvalitetsplan i 1977 (Fyns Amtskommune, 1977).

Ifølge recipientkvalitetsplanen skulle amtets søer være rene. Konkret blev ca. 30 af de største søer tildelt en af to typer af målsætninger. Begge angav, at søerne skulle være egnede til fiskeri og have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. Områder, hvor der skulle tages særlig hensyn til miljøet, fik en målsætning som "naturvidenskabeligt interesseområde". De to typer af målsætninger fremgår af tabel 3.1.1.

Tabel 3.1.1.  
Målsætningsbetegnelser for de fynske søer.

Målsætning jf. Miljøstyrelsen, 1983	Betegnelse i Fyns Amts Regionplan	Beskrivelse
A <sub>1</sub>	Referenceområde for naturvidenskabelige studier	Søen skal være referenceområde for naturvidenskabelige studier. Den skal endvidere være egnet som fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri. Målsætningen anvendes, hvor der skal tages særligt hensyn til miljøet, f.eks. for at beskytte sårbare arter. Søen skal endvidere have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv.
B	Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri	Søen skal være egnet som fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri. Den skal endvidere have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv.

På baggrund af disse målsætninger udarbejdede kommunerne spildevandsplaner, som skulle sikre, at målsætningen kunne opfyldes. For at opnå dette blev det besluttet, at al spildevandsudledning til søer og stillestående vandområder i videst muligt omfang skulle undgås. Dette blev således indføjet som en retningslinje i amtets første Regionplan fra 1980 (Fyns Amtskommune, 1980).

Med dette som udgangspunkt blev der i de følgende år arbejdet på at rense spildevandet eller afskære det, således at det ikke blev ført til søer. Især i løbet af 1980'erne blev flere søer således befriet for store mængder næringsstoffer og organisk stof fra byspildevand.

I 1986 vedtog folkettingen, at alle ulovlige udledninger fra kommunale renselanlæg, industri og landbrug skulle bringes til ophør inden 1. maj 1987. Herefter blev der gjort en stor indsats for at standse sådanne ulovlige udledninger, som indtil da havde haft stor negativ effekt på især mange vandløb, men også på søer.

I 1987 vedtog folkettingen en handlingsplan, Vandmiljøplanen, der skulle nedbringe næringsstofbelastningen af vandmiljøet. Formålet var at reducere den samlede kvælstofudledning til overfladevand og grundvand med 50% fra 290.000 tons til 145.000 tons pr. år og fosforudledningen med 80% fra 15.000 tons til 3.000 tons pr. år.



Vandmiljøplanen har dog kun haft mindre betydning for miljøtilstanden i de fynske søer af tre årsager: 1) Indsatsen overfor fosfortilførsel med byspildevand var allerede sat i værk via den amtslige planlægning, 2) Den nødvendige indsats overfor spildevandsudledning fra spredt bebyggelse er ikke med i planen, 3) Kvælstoftilførslen stammer især fra landbruget, og vandmiljøplanen har endnu kun haft mindre betydning for kvælstofafstrømningen fra landbruget. Planens krav til opbevaringskapacitet og udbringningstidspunkter for gylle har dog mindsket den direkte udskylning af gylle til vandløb.

### Fyns Amts Regionplan 1993-2005

Søernes målsætninger er indarbejdet i Fyns Amts Regionplan 1993-2005, der fastsætter retningslinier for anvendelsen og beskyttelsen af areal- og naturre-sourcerne. Planen indeholder ingen direkte krav til de målsatte søers miljøkvalitet, men det indgår som retningslinier i planen, at

- al spildevandsafledning til søerne skal i videst muligt omfang undgås
- der bør være gennemført forbedret spildevandsrensning i den spredte bebyggelse inden udgangen af 1998
- hvis det er nødvendigt af hensyn til opfyldelse af søens målsætning, bør der gennemføres naturgenopretningsprojekter i såvel oplandet som i selve søen.

## 3.2 Søernes fysiske forhold og målsætninger

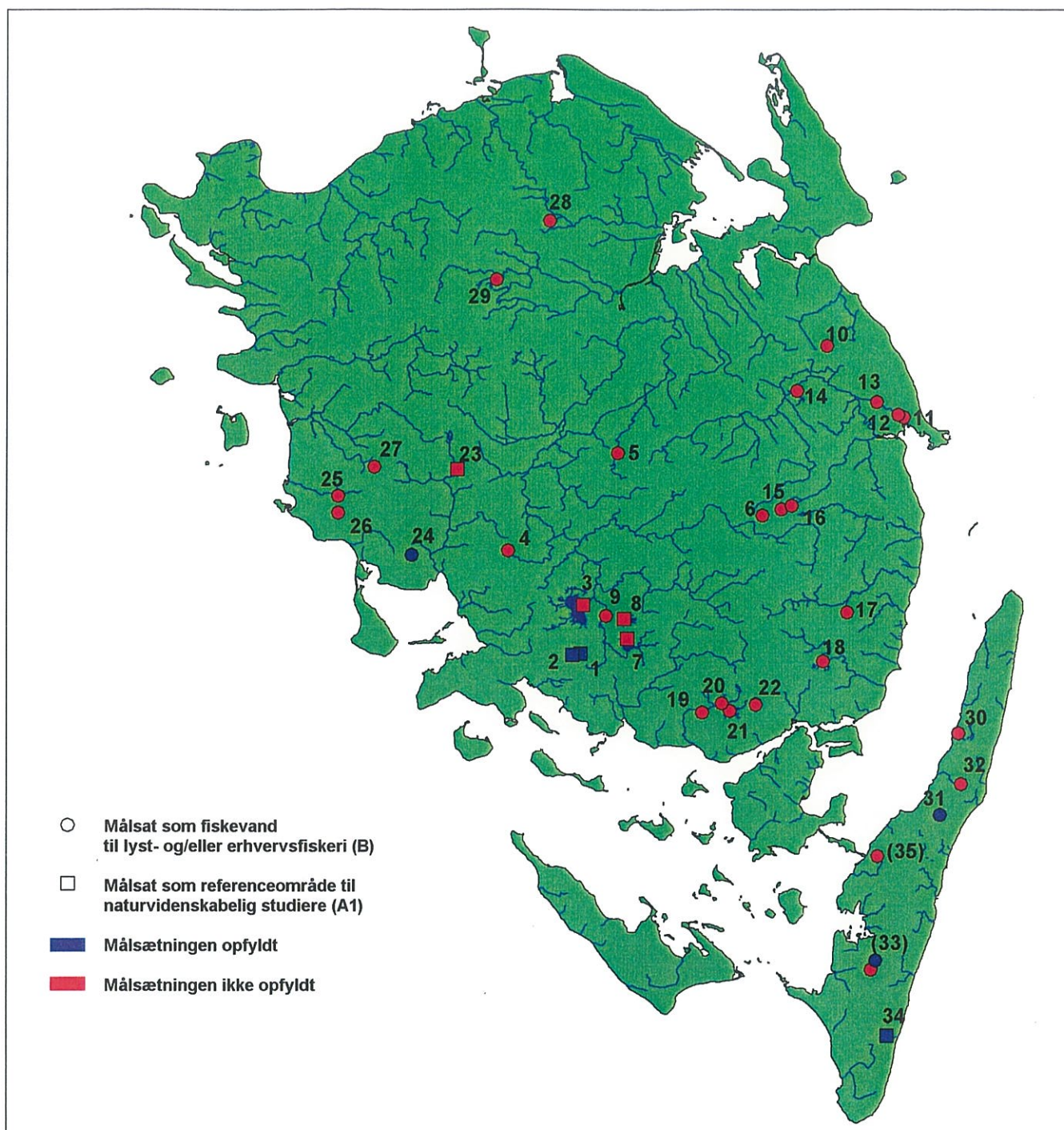
Der er ialt registreret 8842 søer og vandhuller over 100 m<sup>2</sup> i Fyns Amt. Heraf er langt størsteparten små vandhuller på under 1 ha. Antallet af disse småsøer er så stort, at deres samlede areal tilsammen udgør næsten halvdelen (40%) af det samlede søareal i amtet.

Tabel 3.2.1  
Søer i Fyns Amt 1997. Listen omfatter både ferskvandssøer og brakvandssøer.

Søareal	Antal søer	Samlet areal, ha
0-1 ha	8479	1128
1-5 ha	315	598
5-10 ha	24	162
Større end 10 ha	16	899
Ialt	8842	2786

Kendskabet til miljøtilstanden i de mange småsøer er temmelig ringe. Mange småsøer og vandhuller er dog utvivlsomt præget af forurening fra husspildevand og landbrug. Mange småsøer er endvidere forsvundet som følge af opfyldning. En analyse af udviklingen i Arreskov Sø's opland viser eksempelvis, at antallet af søer og vandhuller er reduceret med 76 % siden 1890 (afsnit 7.1).





- |                            |                             |                  |                                  |
|----------------------------|-----------------------------|------------------|----------------------------------|
| 1. Sortesø                 | 10. Flødstrup Sø            | 19. Ollerup Sø   | 28. Dallund Sø                   |
| 2. Store Øresø             | 11. Voldgraven, Nyborg Slot | 20. Nielstrup Sø | 29. Langesø                      |
| 3. Arreskov Sø             | 12. Ladegård Sø             | 21. Hvidkilde Sø | 30. Egeløkke Lung                |
| 4. Søbo Sø                 | 13. Hjulby Sø               | 22. Sørup Sø     | 31. Stengade Sø (2 bassiner)     |
| 5. Nr. Søby Sø             | 14. Vomme Sø                | 23. Søholm Sø    | 32. Tranekær Borgsø              |
| 6. Fjellerup Sø            | 15. Kobbermose              | 24. Sarup Sø     | 33. Hannebjerg Mose (2 bassiner) |
| 7. Brændegård Sø           | 16. Gammelmølle Sø          | 25. Nordby Sø    | 34. Sædballe Fredmose            |
| 8. Nørresø                 | 17. Gudme Sø                | 26. Sønderby Sø  | 35. Rudkøbing Mose               |
| 9. Brahetrolleborg Slotssø | 18. Holmdrup Mose           | 27. Sdr. Søby Sø |                                  |

Figur 3.2.1

Oversigt over 33 fynske søers målsætning med angivelse af om målsætningen er opfyldt. Et sønummer i parentes angiver, at søen ikke er målsat, men ud fra sin baggrundstilstand bør have den angivne målsætning.





### Stamoplysninger for fynske søer

Tabel 3.2.2

Beliggenhed (kommune), søareal, dybdeforhold, oplandsstørrelse og vandets gennemsnitlige opholdstid i søen. Vandets opholdstid er i flere tilfælde skønnet ud fra oplandsarealet og en gennemsnitlig afstrømning på 8,1 l/sek/km<sup>2</sup>, der er normalafstrømningen fra Fyn i perioden 1961-90.

Sønavn	Kommune	Søareal ha	Middeldybde m	Max. dybde m	Oplandsareal km <sup>2</sup>	Opholdstid	
						år	dage
Arreskov Sø	Fåborg	317	1,9	3,7	24,9	1,1	400
Brahertolleborg Slotssø	Fåborg	5	0,5	0,6	32,2	0,00	1
Brændegård Sø	Fåborg	108	0,8	1,6	11,7	0,3	120
Dallund Sø	Søndersø	15	1,9	2,6	1,46	0,7	270
Egeløkke Lung	Tranekær	5	0,5	0,5	1,87	0,05	19
Fjellerup Sø	Ryslinge	6	1,4	2,0	0,42	0,8	280
Flødstrup Sø	Ullerslev	5	1,9	2,3	0,48	0,7	280
Gammelmølle Sø	Ørbæk	8	1,6	2,2	4,11	0,12	45
Gudme Sø	Gudme	9	0,5	1,2	0,48	0,4	130
Hannebjerg Mose, NØ	Rudkøbing	3	1,5	2,9	0,22	0,8	300
Hannebjerg Mose, SV	Rudkøbing	1	0,9	1,5	0,10	0,4	130
Hjulby Sø	Nyborg	15	2,1	3,5	151	0,05	19
Holmdrup Mose	Gudme	6	1,1	1,9	1,35	0,19	70
Hvidkilde Sø	Svendborg	61	2,0	3,6	9,94	0,5	190
Kobbermose	Ørbæk	11	0,7	1,1	2,89	0,10	38
Ladegård Sø	Nyborg	3	0,9	1,9	153	0,00	1
Langesø	Søndersø	18	3,1	4,5	5,61	0,4	150
Nielstrup Sø	Egebjerg	4	0,3	0,5	16,8	0,00	1
Nordby Sø	Assens	6	4,0	8,8	7,81	0,12	43
Nr. Søby Sø	Årslev	18	0,5	1,0	12,9	0,03	10
Nørresø	Fåborg	69	2,3	6,0	2,68	1,5	550
Ollerup Sø	Egebjerg	23	1,3	2,3	26,9	0,04	16
Sarup Sø	Hårby	4	1,7	4,0	0,35	0,4	150
Sorte Sø	Fåborg	1	2,3	3,7	0,10	1,1	390
Stengade Sø, øst+vest	Tranekær	7	0,6	1,2	2,61	0,06	23
Store Øresø	Fåborg	8	0,5	0,7	2,39	0,07	24
Sædballe Fredmose	Sydlangeland	19	1,1	1,8	5,27	0,16	57
Søbo Sø	Hårby	21	3,6	6,6	3,18	1,0	350
Søholm Sø	Glamsbjerg	26	6,6	14,7	5,69	1,4	510
Sønderby Sø	Assens	8	2,9	5,8	1,22	1,4	510
(Sdr.) Søby Sø	Assens	5	0,6	0,8	2,73	0,04	15
Sørup Sø	Svendborg	11	2,9	4,3	1,08	1,2	440
Tranekær Borgsø	Tranekær	13	1,2	1,4	0,48	1,3	480
Vomme Sø	Ullerslev	15	3,8	6,4	2,57	0,9	320
Gennemsnit		25	1,7	3,2	14,6	0,5	186
Median		9	1,5	2,3	2,7	0,4	130

For at standse nedgangen i antallet af mindre vandhuller, har vandhuller over 100 m<sup>2</sup> siden 1. juli 1992 været omfattet af Naturbeskyttelsesloven. Denne beskyttelse indebærer, at deres tilstand ikke må ændres uden tilladelse fra amtet. Desuden har Skovloven fra 1992 beskyttet vandhuller mindre end 100 m<sup>2</sup> i fredsskov mod ændringer. De senere år har der endvidere vist sig en stigende interesse for at etablere nye vandhuller, således at antallet af vandhuller over 100 m<sup>2</sup> nu snarere er stigende end faldende.

Fyns Amts miljøtilsyn har først og fremmest koncentreret sig om de større søer i amtet, typisk søer over 5-10 ha. 34 af disse større ferskvandssøer har fået en særskilt målsætning i Regionplanen, og i de fleste af disse bliver der ført regelmæssigt tilsyn med miljøtilstanden. Beliggenheden af de målsatte søer ses på figur 3.2.1, der ligeledes angiver søernes målsætning og hvorvidt den er opfyldt. I tabel 3.2.2 er søernes størrelse m.m. angivet.

### Søernes fysiske forhold

De fleste af de undersøgte søer er lavvandede. 80% af søerne har således en middeldybde på under 2,5 m og en maksimal dybde på under 4,4 m. Den dybeste sø, Søholm Sø, er 14,7m dyb, og den næstdybeste (Nordby Sø) kun 8,8 m. De fleste søer er endvidere relativt små, idet halvdelen er under 10 ha og 80 % er under 20 ha. De større søer ligger først og fremmest i morænebakkelandskabet på Sydfyn, hvorimod det nordfynske slettelandskab kun har en enkelt større sø.

På grund af beliggenheden i moræneområder med et forholdsvis højt kalkindhold, er de fleste søer forholdsvis kalkrige. Alkaliniteten, der er et mål for den samlede mængde af basisk reagerende stoffer (især kalk), er således høj i søerne. Som gennemsnit for de undersøgte søer er alkaliniteten 3,19 meq/l. De langlandske søer har lerede oplande med stort kalkindhold og dermed høj alkalinitet. Den højeste alkalinitet på 5,47 findes i Sædballe Fredmose. Den eneste af de undersøgte søer med lav alkalinitet er den svagt sure og kalkfattige Sortesø (0,17 meq/l). Derudover findes der dog et par små, sure søer i Svanninge Bakker.

De fleste undersøgte søer har et pH, der ligger over neutralpunktet på 7. Som gennemsnit for alle søer er pH i sommerperioden 8,1. Dette skyldes dels, at søerne er kalkrige, dels at en høj algevækst i søerne er med til at hæve pH. De højeste pH værdier på 9 som gennemsnit for sommerperioden er målt i stærkt forurenede søer som Ollerup Sø og Sørup Sø. Kun Sortesø har lavt pH på 5,5 - 6,2. Ingen af de fynske søer er truet af forurening, og pH i Sortesø viser endog en stigende tendens.

### Søernes målsætninger

De fleste af søerne har en generel målsætning om, at de skal være "velegnede til lyst- og/eller erhvervsfiskeri" samt have "et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv" (B målsætning). Målsætningen understreger således, at en sø for at opfylde sin målsætning skal være ren og have gode opvækstmuligheder for spisefisk som ål, gedde, aborre og sandart.

Søer, hvor der i særlig grad skal tages hensyn til naturværdierne, er målsat som "naturvidenskabeligt interesseområde" (A<sub>1</sub> målsætning). Det drejer sig først og fremmest om søer, som er vigtige fugleområder, men også om søer, hvor særlige planter eller dyr skal beskyttes. 7 søer i Fyns Amt har fået denne høje målsætning, og baggrunden for disse søers målsætning fremgår af tabel 3.2.3.

De tre store sydfynske søer Arreskov Sø, Nørresø og Brændegård Sø indgår endvidere i EU fuglebeskyttelsesområder, ligesom de er fredede. Også St. Øresø og Sædballe Fredmose er fredede.

For ikke-målsatte søer gælder en målsætning, der er betinget af den enkelte sø's baggrundstilstand (Fyns Amt, 1994d). Dette betyder i praksis, at de fleste søer som udgangspunkt vil have en målsætning som fiskevand (B-målsætning), med mindre helt specielle forhold gør sig gældende.



Tabel 3.2.3

Søer målsat som naturvidenskabeligt interesseområde. Baggrund for målsætning.

<sup>\*)</sup> Kun denne sure fynske sø var kendt, da den blev målsat.

Sø	Baggrund for målsætning
Arreskov Sø Nørresø Brændegård Sø	Søerne er med omgivende rørbræmme et ornitologiske interesseområder af allerstørste værdi. Søerne har stor værdi som yngle- og rasteområde for sump- og andefugle, ligesom Nørresø og Brændegård Sø er vigtige områder som rasteplads for gåse- ande- og rovfugle. Endvidere er søerne velegnede som opvækstområde for værdifulde fiskearter som ål, sandart m.fl (Fyns Amtskommune, 1976a).
Sortesø	Fyns eneste <sup>*)</sup> sure, brunvandede og næringsfattige sø. Beliggende i skov uden tilløb eller afløb. Rummer en særpræget algeflora, smådyrfauna og randvegetation. Henligger helt upåvirket af menneskelige aktiviteter (Fyns Amt, 1986).
St. Øresø	Søen med omgivende sump, rørbræmme og skov er et ornitologisk interesseområde af meget stor værdi (Fyns Amtskommune, 1976a).
Søholm Sø	Fyns dybeste sø beliggende omgivet af bakker. De op til søen liggende arealer er overvejende udyrkede. Søen er næringsrig med en relativt stor gennemsigtighed (efter fynske forhold). algefloraen omfatter typiske/sjældne renrvandsarter, mens smådyrfaunaen langs søens bredder er rig med forekomst af den efter danske forhold sjældne huesnegl. Algevæksten i søen er begrænset af fosfortilførslen (Fyns Amt, 1986).
Sædballe Fredmose	Mosen er et botanisk og ornitologisk interesseområde af meget stor værdi (Fyns Amtskommune, 1976b)

Der er ikke i Regionplanen stillet specifikke krav til f.eks. søernes fosforindhold eller sigtddybde. Det vurderes generelt, at søerne for at opfylde målsætningen skal have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv, som er upåvirket eller næsten upåvirket af forurening. Der må ikke forekomme længerevarende masseopblomstringer af forureningstolerante algegrupper som blågrønalger, og der skal være mulighed for stedvist udbredt undervandsvegetation, hvis de fysiske forhold betinger det. Endelig skal fiskebestanden have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.

Målsætningerne for de målsatte søer fremgår af tabel 3.2.4, der ligeledes angiver, om målsætningen er opfyldt. Tabellen viser endvidere overfladevandets fosforindhold, sigtddybde og algemængde.

Tabel 3.2.4

Målsætninger for 33 fynske søer. Skemaet viser ligeledes, om målsætningerne er opfyldt, samt overfladevandets fosforindhold, sigtddybde og algeindhold (målt som klorofyl a) i gennemsnit for sommerperioden.

Sønavn	Undersøgt senest år	Fosfor koncentration mg/l	Sigtddybde m	Algemængde µg klorofyl/l	Målsætning	Målsætning opfyldt
Arreskov Sø	1996	0,067	1,80	15	A <sub>1</sub>	nej
Brahetrolleborg Slotssø	1994	0,459	0,43	82	B	nej
Brændegård Sø	1996	1,823	> 0,62	8	A <sub>1</sub>	nej
Dallund Sø	1996	0,088	1,12	40	B	nej
Fjellerup Sø	1996	0,172	0,62	94	B	nej
Flødstrup Sø	1994	0,163	0,46	126	B	nej
Gammelmølle Sø	1994	0,23	0,86	146	B	nej
Gudme Sø	1995	0,991	> 0,59	50	B	nej
Hannebjerg Mose, NØ-bassin	1993	0,082	> 2,32	26	(B)	ja
Hannebjerg Mose, SV-bassin	1993	0,262	> 0,81	24	(B)	nej
Hjulby Sø	1996	0,367	0,63	139	B	nej
Holmdrup Mose	1995	0,578	0,29	392	B	nej
Hvidkilde Sø	1996	0,159	1,36	60	B	nej
Kobbermose	1994	0,235	0,6	165	B	nej
Ladegård Sø	1996	0,448	0,76	105	B	nej
Langesø	1996	0,492	0,89	78	B	nej
Nielstrup Sø	1995	0,469	> 0,44	12	B	nej
Nordby Sø	1994	0,112	1,18	62	B	nej
Nr. Søby Sø	1995	0,385	> 0,30	234	B	nej
Nørresø	1996	0,081	0,51	61	A <sub>1</sub>	nej
Ollerup Sø	1996	0,397	0,33	197	B	nej
Rudkøbing Mose	1990	-	0,43	173	(B)	nej
Sarup Sø	1995	0,131	1,62	20	B	ja
Sorte Sø	1996	0,069	0,72	73	A <sub>1</sub>	ja
Stengade Sø, vest-bassin	1993	0,033	> 1,59	4	B	ja
Stengade Sø, øst-bassin	1993	0,043	> 1,20	11	B	ja
Store Øresø	1995	0,038	> 0,72	7	A <sub>1</sub>	ja
Sædballe Fredmose, Ø-bassin	1993	0,054	> 0,78	9	A <sub>1</sub>	ja
Søbo Sø	1996	0,099	1,12	44	B	nej
Søholm Sø	1996	0,047	1,67	17	A <sub>1</sub>	nej
Sønder Søby Sø	1994	1,757	0,56	103	B	nej
Sønderby Sø	1994	1,328	0,79	133	B	nej
Sørup Sø	1996	0,414	0,52	81	B	nej
Tranekær Borgsø	1993	1,769	> 0,67	10	B	nej
Vomme Sø	1995	0,085	1,22	49	B	nej

## 4. Klima- og afstrømningsforhold 1974-1996

### Vejrets betydning for søerne

Danmark og dermed Fyn er beliggende i den såkaldt tempererede zone. Middelttemperaturen i Danmark ligger omkring 8°C, men beliggenheden nær havet betyder, at vintrene ofte er relativt varme, mens somrene til gengæld er relativt kølige. Dertil kommer, at nedbørsmængden normalt er størst i vinterhalvåret. Vestlige vinde er fremherskende, og klimaet kaldes for atlantisk.

Mængden af nedbør i vinterhalvåret er afgørende for, hvor stor årets ferskvandsafstrømning bliver. Dertil kommer, at fordampningen og planternes vandoptagelse er lille i vinterhalvåret. I det fynske område med dets overvejende lerede jorder afstrømmer langt størstedelen af nedbøren via vandløbene. Kun en mindre del siver således ned og bliver til grundvand. En del af grundvandet strømmer til vandløbene, eksempelvis via kilder og væld. I tørre somre er det stort set kun grundvand, som løber i vandløbene og via disse tilføres søerne.

Lufttemperatur og solindstråling har betydning for opvarmningen af søernes vand. Alle biologiske processer er afhængige af temperaturen. Eksempler er opblomstring af visse varmekrævende planktonalger, nedbrydning af døde plante- og dyredele, omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof, klækning af voksne vandinsekter og gydning hos fisk. Dertil kommer, at produktionen af både alger og højere planter styres af lysindstrålingen. Det er eksempelvis den øgede lysindstråling i det tidlige forår, som sætter kiselalgerens vækst igang.

Vinden omrører vandmassen i søerne. Hvor effektivt dette sker, afhænger af søernes størrelse, dybde, og af hvor udsat de er for vindens kraft. I lavvandede, ubeskyttede søer omrører vinden således hele vandmassen, mens der i dybe, velbeskyttede søer sker en temperaturbetinget lagdeling af vandmassen. Både de fysiske-kemiske og biologiske forhold afhænger i stort omfang af, om søer er lagdelte eller ej.

Klimaet er på ingen måde stabilt, selv set over længere tidsrum. Således er temperaturen siden midten af forrige århundrede steget, først for vinterens, siden for de øvrige årstiders vedkommende. Ligeledes er nedbørsmængden steget i samme periode.

### Det fynske vejr i 1996

**Nedbørsmængden** har med kun 530 mm været den 5. laveste i dette århundrede. Set i forhold til normalnedbøren for perioden 1961-1990 har nedbørsmængden været 28% mindre i 1996 (figur 4.1). Nedbørsunderskuddet har især været stort i årets første halvdel. Specielt januar, marts og april har udvist rekordlav nedbørsmængde. Der er desuden forekommet nedbørsunderskud i samtlige måneder bortset fra februar, maj, august og november.

Opgjort for hydrologiske år har nedbørsmængden i 1995/1996 været endnu mindre, svarende til hele 48% under normalen for perioden 1961/1962-1990/1991. Det skyldes, at nedbørsunderskuddet især har været stort i sidste halvdel af 1995.

Som følge heraf har **ferskvandsafstrømningen** i 1996 været væsentlig under normalen (figur 4.1). Således har der i årets første 10 måneder været mindre



afstrømning end normalt. Ligesom for nedbøren har afstrømningen været specielt lille i årets første halvdel. Opgjort for hydrologisk år har afstrømningen for 1995/1996 været den laveste, som er målt i dette århundrede (55% mindre end normalen). Der har derfor ikke, som normalt, været nogen grundvandsdannelse i 1995/1996.

Året 1996 har som helhed været koldere end normalt med en middellufttemperatur på 7,4°C. Især de 3 første måneder har været koldere med lange perioder med frost (figur 4.1). Det betyder, at de fynske søer har været isdækkede i perioden januar-ultimo marts. Ligeledes har maj været koldere, mens april og august til gengæld har været varmere end normalt. Selvom om 1996 således har været relativt kold, har antallet af soltimer været nær det normale. Der har dog været betydelige afvigelser fra normalen i de enkelte måneder. Således har maj og juni været ret solfattige, mens til gengæld især april og også juli-august har været solrige (figur 4.1).

Året 1996 har været mere blæsende end normalt. Således har alle måneder på nær april og december haft en middelvindhastighed over normalen (figur 4.1).

#### **Det fynske vejr siden 1974**

I dette afsnit beskrives klimatiske forskelle for perioderne 1974-1979, 1980-1989 og 1990-1996 med henblik på en vurdering af de "naturbetingede" årsager til udviklingen i de fynske søers tilstand (se afsnit 5.1.3).

**Nedbørsmængden** har på årsbasis udvist stor variation i perioden (figur 4.2). Således var perioden 1990-1996 noget tørrere end perioderne 1974-1979 og 1980-1989. Specielt tørre år var 1975, 1976, 1989 og 1996 (se ovenfor), mens årene 1980, 1981, 1990 og 1994 var særlig nedbørsrige.

Forskellen i nedbør mellem de 3 perioder genfindes ikke helt i **ferskvandsafstrømningen**, idet denne var klart mindst i 1974-1979, men dog ligesom for nedbøren størst i 1980-1989 (figur 4.2). Særlig lille var afstrømningen i årene 1976 og 1996 (se ovenfor). Afstrømningen var modsat særlig stor i 1980, 1981, 1988 og 1994.

Forskellen i **lufttemperatur** og **solindstråling** er på årsbasis væsentlig mindre end for nedbør og ferskvandsafstrømning.

Perioden 1990-1996 var således varmest, mens perioden 1980-1989 var koldest (figur 4.2). Særlig kolde år var 1979, 1985, 1986, 1987 og 1996 (se ovenfor), mens årene 1975, 1988, 1989, 1990, 1992 og 1994 var særlig varme.

Sammen med perioden 1974-1979 var perioden 1990-1996 væsentlig mere solrig end perioden 1980-1989 (figur 4.2). Særligt årene 1978, 1979, 1984 og 1987 var solfattige, mens årene 1974-1976, 1989, 1990 og 1995 var særlig solrige.

Sammenfattende kan vejret i perioden 1980-1989 karakteriseres som relativt vådt (stor nedbørsmængde og ferskvandsafstrømning), koldt og solfattigt. Derimod var perioden 1974-1979 relativt tør, varm og solrig, mens 1990-1996 havde relativt stor afstrømning, samt var relativt varm og solrig.

### **Det fynske vejr under Vandmiljøplanens Overvågningprogram**

Variationerne i nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur, solindstråling og vind igennem den periode, inden for hvilken de 3 fynske "nationale overvågningssøer" er undersøgt intensivt, er beskrevet relativt udførligt i tidligere rapporter. I dette afsnit omtales derfor kun de mere overordnede forskelle af betydning for de fysisk-kemiske og biologiske forhold i perioden 1989-1995 (året 1996 er allerede omtalt).

**Ferskvandsafstrømningen** har været særlig lille i vintrene 1988/1989 og 1991/1992, mens den har været særlig rigelig i vintrene 1990/1991, 1992/1993, 1993/1994 og 1994/1995 (figur 4.3).

Bortset fra vinteren 1995/1996 har **lufttemperaturen** været relativt høj, således at samtlige øvrige vintre siden 1988/1989 kan betegnes som milde (figur 4.3). Det betyder, at der kun meget kortvarigt er forekommet isdække på søerne. For somrenes vedkommende har 1993 været relativt kold, mens 1992, 1994 og 1995 har været relativt varme.

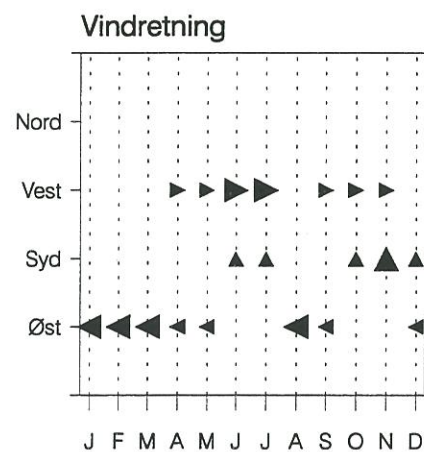
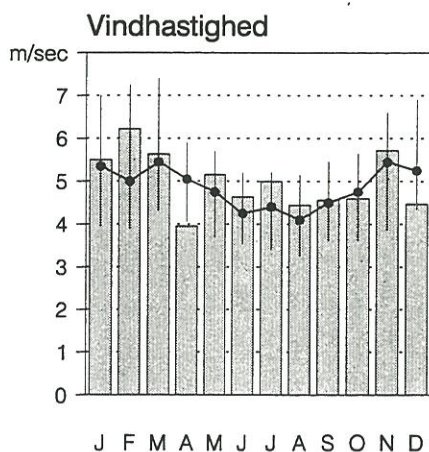
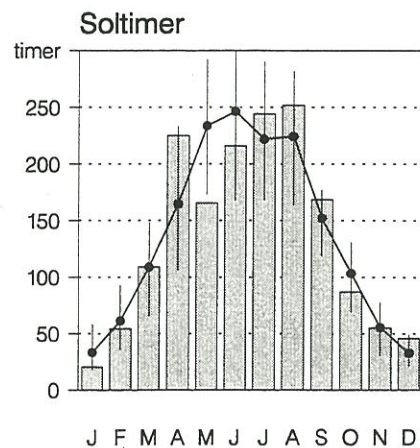
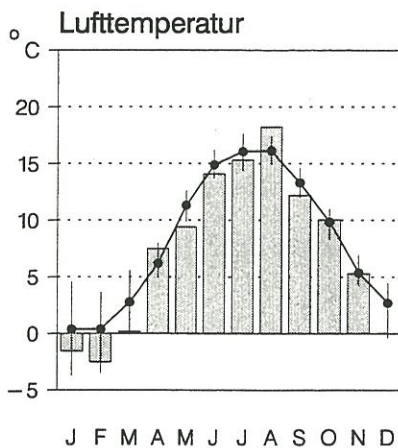
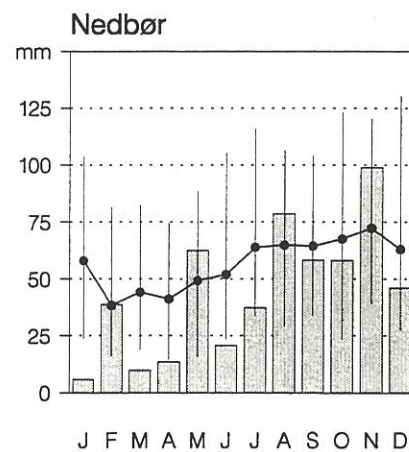
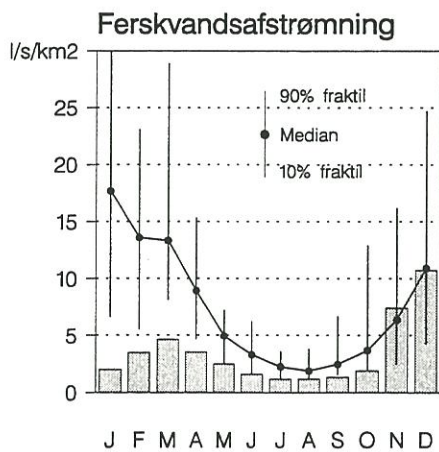
**Solindstrålingen** i foråret har været særlig lille i 1991 og 1992, men særlig stor i 1990. Solfattige perioder om sommeren er forekommet i 1991 (juni), mens solrige sommermåneder har optrådt i 1989 og 1992 (maj-juni), 1994 (juli) og 1995 (juli-august).

**Vindhastigheden** om sommeren har udvist relativt små variationer. Dog har sommeren 1990 været relativt vindstille, mens somrene 1993 og 1994 har været relativt blæsende.

Figur 4.1

Ferskvandsafstrømning, nedbør, lufttemperatur, antal soltimer, vindhastighed og -retning som gennemsnit på månedsbasis, 1996. Referencelinier angiver månedsmedianer, 19 % og 90 % fraktiler for perioden 1961-1990, bortset fra ferskvandsafstrømningen, der kun dækker perioden 1976-1994. Baseret på data fra DMI og Fyns Amt.

## Vejret 1996

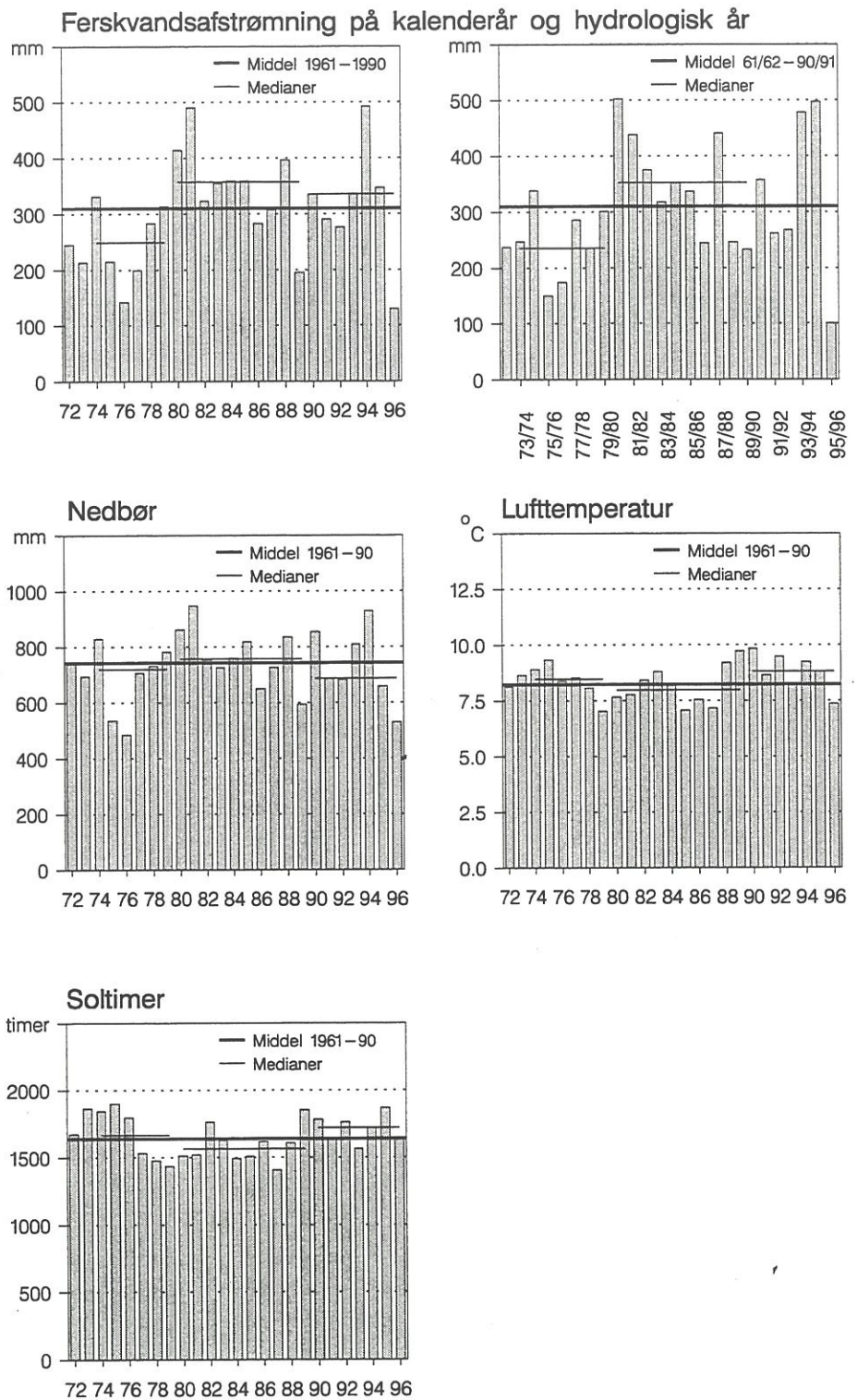


- ▶ Mere end 50% af vind.
- ▶ Mere end 25% af vind.

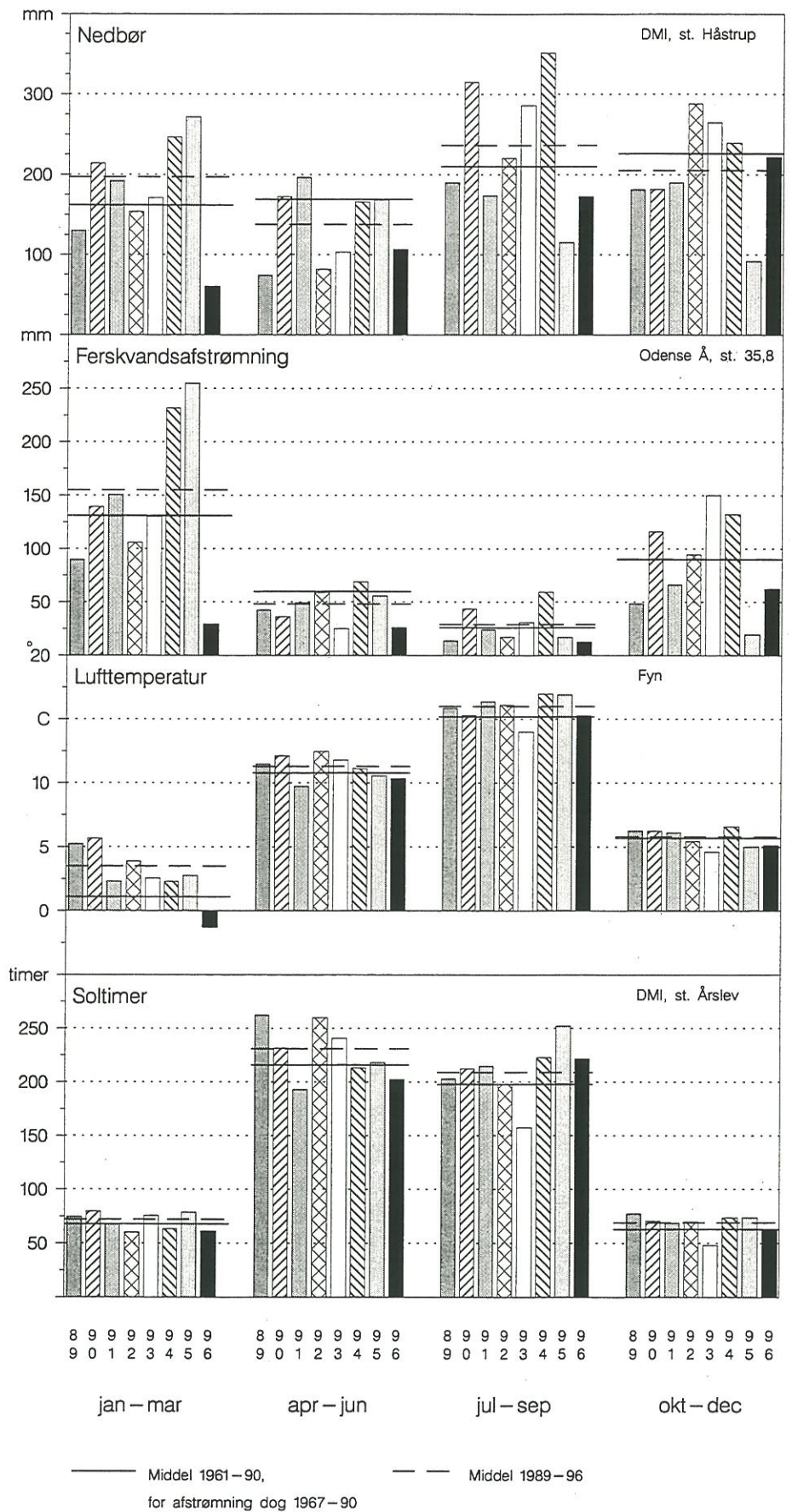


Figur 4.2

Ferskvandsafstrømningen i Odense Å v. Nr. Broby, nedbør (gennemsnit af 8 stationer), lufttemperatur (gennemsnit af 2 stationer), og antallet af soltimer (ved DMI's station Årslev) som gennemsnit pr. år i perioden 1972-1996. Ferskvands-afstrømningen er også angivet på basis af det hydrologiske år (1.6-31.5). Middelværdien for perioden 1961-1990 samt medianværdier for perioderne 1972-1979, 1980-1989 og 1990-1996 er angivet. Data fra Fyns Amt og DMI.



Figur 4.3  
 Kvartalsvis sammenstilling af nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur og soltimer, 1989-96. For nedbør og ferskvandsafstrømning er vist kvartalsmidler, for lufttemperatur og soltimer kvartalsmånedsmidler.





## 5. Søernes tilstand og udvikling 1974-1996

På baggrund af Fyns Amts undersøgelser i søerne siden 1974, vurderes søernes tilstand og udvikling i det følgende, ligesom det forsøges påvist, om de foranstaltninger til forbedring af søernes miljøtilstand, der hidtil er gennemført, har haft effekt. Undersøgelserne i 1970'erne er meget sporadiske, og derfor lægges hovedvægten på perioden 1980-1996.

### 5.1 Søerne generelt

#### Søernes oplande

Miljøtilstanden i en sø er meget afhængig af søens omgivelser, dens opland. Jordbundsforholdene og arealanvendelsen i oplandet er afgørende for, hvor mange næringsstoffer, der strømmer til søen, og dermed for søens miljøtilstand. Der er således i oplande til bl.a. de nationale overvågningssøer fundet en nær sammenhæng mellem kvælstof- og fosforkoncentrationerne i tilløbene og oplandets anvendelse udtrykt ved andelen af landbrugsarealer, antallet af dyreenheder og mængden af spredt bebyggelse udenfor kloakeret område (se afsnit 6.2).

En oversigt over arealanvendelsen i oplandene til 31 af de målsatte søer fremgår af figur 5.1.1.

Søernes oplande og arealanvendelsen i disse er meget forskellige. I langt de fleste oplande udgør landbrugsområder den overvejende del af oplandet, men andelen af disse svinger lige fra 0 % (Sorte Sø) til 96 % (Sdr. Søby Sø og Nordby Sø). Gennemsnittet for Fyn er knap 70 %.

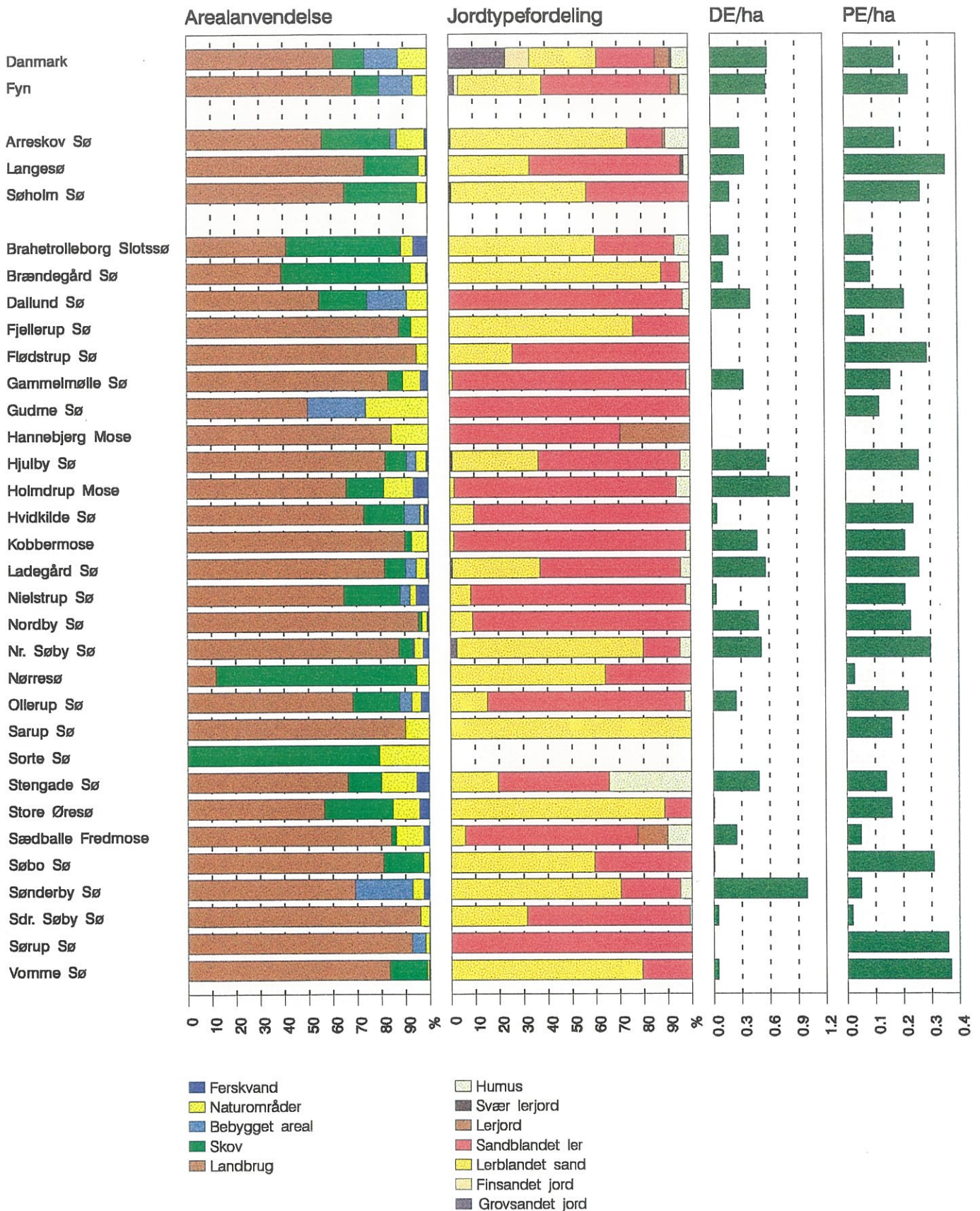
Jordbunden i oplandenes landbrugsområder er domineret af "lettere" morænejord, dvs. lerblandet sand og sandblandet ler. Kun i visse af søerne på Langeland udgør egentlig lerjord en betydelig del af oplandet, f.eks. Hannebjerg Mose, hvor jordbunden udelukkende består af ler og sandblandet ler. I den anden ende af spektret ligger Sarup Sø, hvor jordbunden udelukkende består af lerblandet sand.

Tætheden af husdyr varierer fra 0 til ca. 1 dyreenheder pr. ha. En dyreenhed svarer til den mængde gødning, der kommer fra en stor malkeko eller fra produktionen af ca. 30 slagtesvin. Opgørelsen skal kun betragtes som retningsgivende for gødningsproduktionen og -anvendelsen i oplandet. Den tager således ikke hensyn til, om den producerede gødning bliver anvendt indenfor oplandet, men udelukkende om selve gården ligger i oplandet. Tætheden af dyreenheder følger til en vis grad andelen af landbrugsarealer i oplandet, men der er dog store variationer. For Fyn som helhed er tætheden ca. 0,6 DE/ha.

Befolkningstætheden udenfor kloakeret område udtrykkes som antallet af personækvivalenter (PE) pr. ha. Også denne størrelse varierer meget imellem oplandene, fra 0,00 i f.eks. oplandet til Sortesø og til 0,37 PE/ha i oplandet til Vomme Sø. Gennemsnittet for Fyn er 0,23 PE/ha.







Figur 5.1.1

Arealanvendelse, jordtypefordeling i landbrugsområderne, husdyrtæthed og befolkningstæthed (udenfor kloakeret område) i udvalgte fynske søplande, Fyn og Danmark. Husdyrtætheden er opgjort som antal dyreenheder (DE) pr. hektar og befolkningstætheden som antal personer (PE) pr. hektar (se bilag A1).





## 5.1.1 Søernes nuværende tilstand

### Næringsstoffer, alger og sigtdybde i søerne

På figur 5.1.2 er søernes indhold af fosfor, kvælstof og algemængde samt sigtdybden vist som gennemsnit for sommerperioden (1.5-30.9). Søerne er ordnet efter stigende indhold af fosfor i overfladevandet.

Der er stor forskel på fosforindholdet i de enkelte søer, idet det ligger mellem 0,03 mg/l og 1,82 mg/l. Rene søer har typisk et fosforindhold på omkring eller under 0,05 mg/l, og kun fem søer har et så lavt fosforindhold. Dette svarer til 15 % af søerne.

8 søer har et fosforindhold mellem 0,05 og 0,1 mg/l. I disse søer er de biologiske forhold af stor betydning for søens tilstand. Således kan fiskebestandens sammensætning og bundplanternes udbredelse være afgørende for, om søen er klarvandet eller fyldt med alger. Arreskov Sø, Dallund Sø og Søbo Sø, hvor Fyns Amt foretager biomanipulation for at forbedre tilstanden, tilhører alle denne gruppe.

2 søer har et fosforindhold mellem 0,10 mg/l og 0,15 mg/l. Den ene er den lavvandede Sarup Sø, der har klart vand som følge af en udbredt undervandsvegetation. Den anden er den forholdsvis dybe Nordby Sø.

Størsteparten af søerne (62 %) har høje eller meget høje fosforindhold på over 0,15 mg/l. Miljøtilstanden i disse søer er dårlig.

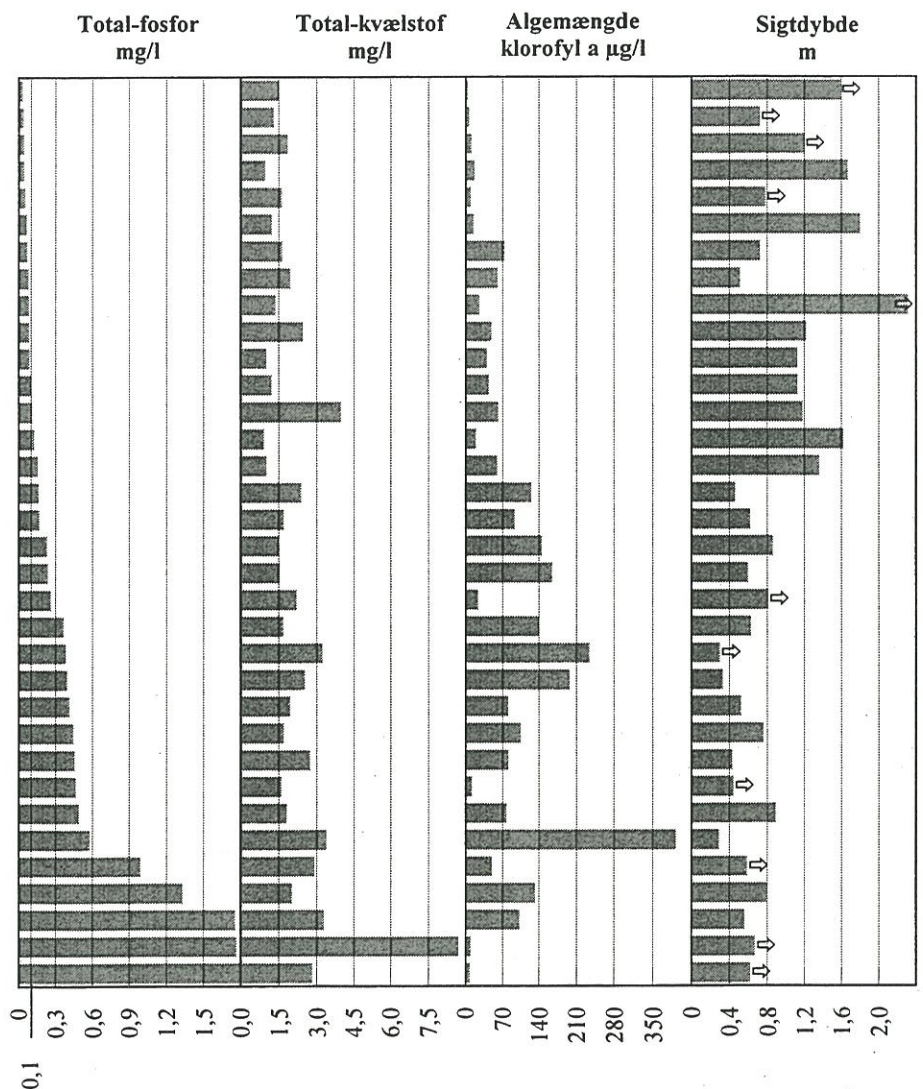
**Kvælstofindholdet** i søerne ligger mellem 0,95 og 8,7 mg/l. Kvælstofindholdet i de fleste søer er så højt, at kvælstof ikke er begrænsende for algevæksten. Hvis kvælstof skal gøres begrænsende og holde algemængden på et lavt niveau, skal koncentrationen formodentlig ligge omkring eller under 1 mg/l.

**Algemængden** varierer ligeledes meget, men stiger generelt med stigende fosforindhold. I en række af de stærkt forurenede søer er algemængden dog lavere end man ville forvente efter fosforindholdet (Nielstrup Sø, Tranekær Borgsø, Gudme Sø og Brændegård Sø). Disse søer er klarvandede, fordi miljøforholdene er så dårlige, at fisk kun dårligt trives i søen. I fiskenes fravær trives store dafnier, som i lange perioder kan holde vandet klart. I Brændegård Sø var der eksempelvis igennem 1996 en ekstremt høj biomasse af dafnier, især *Daphnia magna* (Miljøbiologisk Laboratorium, 1997d). *D. magna* er en effektiv algeæder, som normalt optræder i mindre vandområder uden fisk.

**Sigtdybden** afhænger af mængden af suspenderet (opslemmet) stof i vandet, herunder algemængden. Der er derfor en vis sammenhæng mellem algemængde og sigtdybde. I lavvandede søer kan sigtdybden endvidere være stærkt påvirket af resuspension som følge af ophvirvling af bundmateriale.

Sigtdybden er lav i de fleste søer. Knap 70 % af søerne har således sigtdybder på under 1 meter.

Stengade Sø, vest-bassin, 1993  
 Store Øresø, 1995  
 Stengade Sø, øst-bassin, 1993  
 Søholm Sø, 1996  
 Sædballe Fredmose, Ø-bassin, 1993  
 Arreskov Sø, 1996  
 Sorte Sø, 1996  
 Nørresø, 1996  
 Hannebjerg Mose, NØ-bassin, 1993  
 Vomme Sø, 1995  
 Dallund Sø, 1996  
 Søbo Sø, 1996  
 Nordby Sø, 1994  
 Sarup Sø, 1995  
 Hvidkilde Sø, 1996  
 Flødstrup Sø, 1994  
 Fjellerup Sø, 1996  
 Gammelmølle Sø, 1994  
 Kobbemose, 1994  
 Hannebjerg Mose, SV-bassin, 1993  
 Hjulby Sø, 1996  
 Nr. Søby Sø, 1995  
 Ollerup Sø, 1996  
 Sørup Sø, 1996  
 Ladegård Sø, 1996  
 Brahetrolleborg Slotssø, 1994  
 Nielstrup Sø, 1995  
 Langesø, 1996  
 Holmdrup Mose, 1995  
 Gudme Sø, 1995  
 Sønderby Sø, 1994  
 Sønder Søby Sø, 1994  
 Tranekær Borgsø, 1993  
 Brændegård Sø, 1996



Figur 5.1.2

Overfladevandets indhold af fosfor, kvælstof og alger samt sigtddybe i 34 søer (gennemsnit for sommerperioden 1. maj - 30. september). En pil ved sigtddyben angiver, at der på flere tidspunkter har været sigtddybe til bunden, og at vandet derfor er klarere end sigtddyben angiver.

### Sammenligning med de nationale overvågningssøer

De 37 nationale overvågningssøer anses for at være rimeligt repræsentative for de danske søer (Jensen m.fl., 1996), og derfor kan sammenligning af de fynske søer med de nationale overvågningssøer give et indtryk af, om miljøtilstanden i de fynske søer adskiller sig fra miljøtilstanden i de danske søer generelt.

I tabel 5.1.1 er en sådan sammenligning foretaget ved at sammenstille 25%-50%- og 75 % fraktilerne. Eksempelvis angiver 25 % fraktilen for fosfor, at 25 % af de pågældende søer har en fosforkoncentration, som er lavere end den angivne værdi.

Af tabellen fremgår, at de fynske søer som gennemsnit har et betydeligt højere fosfor- og kvælstofindhold end de nationale søer. For kvælstof er dette først og fremmest begrundet i, at der er meget få fynske søer med lavt kvælstofindhold, dvs. få søer uden landbrugsbelastning. For fosfor er der mere tale om høje værdier over hele linien.



Tabel 5.1.1

Tidsvægtet middel, median, 25 % og 75 % fraktiler for total-fosfor, total-kvælstof, klorofyl-a og sigtddybde i de fynske søer og de 37 nationale overvågningssøer. I 9 af de fynske søer var der sigtddybde til bunden, og disse er ikke med i "sigtddybdegruppen".

		Middel	25% fraktil	50 % fraktil (median)	75 % fraktil
Fosfor, mg/l	34 fynske søer 1993-96 37 nationale søer 1995	0,410 0,197	0,083 0,054	0,201 0,141	0,456 0,238
Kvælstof, mg/l	34 fynske søer 1993-96 37 nationale søer 1995	2,16 1,93	1,48 0,96	1,75 1,82	2,51 2,71
Klorofyl, µg/l	34 fynske søer 1993-96 37 nationale søer 1995	79 77	18 12	61 51	105 118
Sigtddybde, m	25 fynske søer 1993-96 37 nationale søer 1995	0,94 1,36	0,56 0,56	0,79 1,16	1,20 1,84

Klorofylindholdet svarer meget præcist til de nationale søer, hvorimod sigtddybden i de fynske søer er lavere end i de nationale søer. Dette skyldes dels, at søer med sigtddybde omkring og under 1 m er overrepræsenterede og klarvandede søer er underrepræsenterede på Fyn.

De fynske søer fremstår således generelt mere forurenede end de nationale overvågningssøer.

#### Tilstand i forhold til målsætning

Kun 5 ud af 34 søer i Fyns Amt opfylder den fastsatte målsætning (se tabel 4.3) Det drejer sig om Sarup Sø, Sortesø, Stengade Sø, Store Øresø og Sædballe Fredmose. I Hannebjerg Mose er målsætningen opfyldt i det ene af de 2 undersøgte bassiner, men ikke i mosen som helhed. Disse 5 søer har af den ene eller den anden grund undgået forurenende tilførsler i større omfang. Sortesø og Store Øresø ligger begge i skovområder med ingen eller kun lidt landbrugsdrift i oplandet. Stengade Sø og Sædballe Fredmose udgør dele af større moseområder, hvortil tilstrømningen er begrænset, og hvor der endvidere kan ske en vis omsætning af næringsstoffer i moseområderne før vandet når frem til søerne. Sarup Sø er omgivet af landbrugsområder, men får en stor del af sin vandtilførsel som grundvand, som har et ret lavt fosforindhold. Endvidere er Sarup Sø lavvandet (middeldybde 1,7 m) og har derfor formået at bevare en udbredt undervandsvegetation på trods af forhøjede tilførsler af næringsstoffer.

Alle de øvrige målsatte søer i Fyns Amt er forurenede i så stor en grad, at de ikke opfylder deres målsætning. De hidtil gennemførte miljøforbedrende foranstaltninger har altså ikke været tilstrækkelige til at sikre en god tilstand i søerne generelt, selvom en del har haft stor lokal effekt. De har således først og fremmest forhindret, at tilstanden blev endnu dårligere.

### 5.1.2 Gennemførte miljøforbedrende foranstaltninger

#### Afskæring/rensning af byspildevand

Der er siden den første recipientkvalitetsplan fra juni 1976 gennemført en række foranstaltninger, der skulle forbedre miljøtilstanden i de målsatte søer. I Fyns Amts regionplan fra 1980 var det besluttet, at spildevandsudledning til søer og



andre stillestående vandområder i videst muligt omfang skulle undgås. I årene herefter blev der derfor gennemført afskæring eller omfattende rensning af spildevand, der tidligere var ledt til søer. I tabel 5.1.2 er anført en oversigt over søer, hvor større ændringer i tilførslen af byspildevand har fundet sted. I tabellen gives endvidere et overslag over, hvor store kvælstof- og fosformængder, det drejer sig om.

Tabel 5.1.2

Større ændringer i tilførslerne af byspildevand til søer fra 1970'erne og frem til 1996. Tabellen angiver ændringer i udledningen, og dette svarer ikke nødvendigvis ikke til ændringen i den stofmængde, der aktuelt bliver tilført søerne.

Det fremgår af tabellen, at ved rensning og afskæring af spildevand er den årlige udledning af fosfor fra renseanlæg i de 10 berørte søers oplande reduceret med ca. 14,5 tons. Denne reduktion svarer til en generel reduktion i fosforbelastningen af de berørte søer på omkring 60 %, idet den tilbageværende belastning ud fra en overslagsberegning er på ca. 8 tons fosfor om året. Kvælstofbelastningen er reduceret med ca. 34 tons, men denne reduktion har ikke så stor betydning, da den tilbageværende kvælstofbelastning fra landbrugsområderne er i størrelsesordenen 500 tons. De nuværende tilførsler er skønnet ud fra arealanvendelse og afstrømningsforhold i oplandene (se afsnit 6.2).

Sø	Tidspunkt	Ændring	N reduct. kg/år	P reduct. kg/år
Arreskov Sø	1983	Afskæring af spildevand fra Korinth Vest	3800	1300
Brahetrolleborg Slotssø	1984	Afskæring af spildevand fra Korinth Øst, Spanget, Brahetrolleborg og Brahetrolleborg Garveri	5000	1700
Gudme Sø	1971 1989	Gudme renseanlæg etableret. Herefter kun overløb til søen Overløb fjernet	3000 > 3	1000 > 1
Hjulby Sø	1975-85 1985 1986 1986-93 1991-92 1996 1984-96	Afskæring af spildevand fra 3 mindre bysamfund til centrale renseanlæg Fosforfældning på renseanlæg i Ferritslev og Sdr. Næå Fosforfældning på renseanlæg i Ullerslev og Tarup-Hudevad Afskæring af spildevand fra 2 mindre renseanlæg og to mindre bysamfund til centrale renseanlæg Kvælstoffjernelse på renseanlæg i Ferritslev og Sdr. Næå Afskæring af mindre bysamfund til centralt renseanlæg Samlet reduktion	15.000	8000
Ladegårds Sø	1984-96	Som Hjulby Sø	15.000	8000
Hvidkilde Sø Nielstrup Sø	1985 1988 1985-88	Afskæring af spildevand fra Sørup Afskæring af spildevand fra Egense Samlet reduktion	350 330 680	120 110 230
Ollerup Sø	1979 1985 1988 1979-88	Afskæring af spildevand fra Ollerup Afskæring af spildevand fra Sørup Afskæring af spildevand fra Egense Samlet reduktion	4800 350 330 5480	1600 120 110 1830
Sønderby Sø	1983	Afskæring af spildevand fra Sønderby	1500	525
Sørup Sø	1985	Afskæring af spildevand fra Sørup	350	120
Sdr. Søby Sø	1996	Afskæring af spildevand fra Sø Søby	440	110
<b>Alle søer</b>	<b>1971-96</b>		<b>34.000</b>	<b>14.500</b>

Efter 1988 er der kun ledt byspildevand (renset) til søerne i Vindinge Å systemet: Hjulby Sø og Ladegård Sø. For alle andre søer er udledningerne fra kommunale renseanlæg afskåret.

### **Stop for ulovlige udledninger og øget opbevaringskapacitet for gylle**

Som følge af et intensiveret landbrugstilsyn fra slutningen af 1980'erne, er der sket reduktioner i tilførslen til en række søer. Resultatet af, at ulovlige udledninger af møddingssafter, ajle og gylle fra landbrugsejendomme (det såkaldte gårdbidrag) blev stoppet, kunne ses i vandløbenes forureningsgrad (Wiberg-Larsen m.fl., 1994; Fyns Amt, 1997a). Vi har ikke data til at fastlægge den direkte effekt i søerne, men det må formodes at have haft effekt i områder med stort husdyrhold.

I forbindelse med Vandmiljøplanen er der endvidere stillet krav om øget opbevaringskapacitet for gylle samt restriktioner i udbringelsestidspunkter og -mængder. Også dette kan lokalt have haft betydning for tilførslen af kvælstof og fosfor til søer, selvom der ikke generelt synes at være sket en reduktion af kvælstofafstrømningen fra landbruget (Fyns Amt, 1997a).

## **5.1.3 Søernes udvikling**

### **Udviklingen i de enkelte søer**

Siden 1972/73 er miljøtilstanden i 22 søer undersøgt flere gange. På baggrund af disse målinger er der i tabel 5.1.3 foretaget en vurdering af, i hvilket omfang der er sket ændringer i overfladevandets indhold af kvælstof, fosfor, algemængde (målt som klorofyl-a) og sigt dybde. Alle parametre er beregnet som middel for sommerperioden, og kun år med mindst 4 målinger, som er jævnt fordelt over sommerperioden, er medtaget. Vurderingen er foretaget på grundlag af en lineær regression på de tidsvægtede sommermiddelværdier. Der er testet for den nulhypotese, at de forskelle, der optræder gennem perioden skyldes tilfældige variationer mellem årene. Er sandsynligheden herfor under 0,10 forkastes nulhypotesen, og der er gennem perioden sket en statistisk sikker ændring. En sådan måde at vurdere udviklingen på er meget "grov", og skal kun tages som en meget overordnet måde at vurdere eventuelle generelle udviklinger på. Af statistiske årsager, og på grund af naturlige år-til-år variationer, er vurderingen f.eks. meget afhængig af antallet af år, der indgår i testen. Endvidere har denne statistiske test den svaghed, at den lettere påviser en jævn udvikling over en årrække end pludselige ændringer. Tydelige ændringer, som dog ikke er statistisk signifikante på grund af, at der er for få data eller ændringen ikke er jævn hen over perioden, er derfor også angivet i tabellen.

### **Fosfor**

Fosforindholdet er først og fremmest faldet i de søer, hvor tilførsler af byspildevand er blevet afskåret eller renset: Hjulby Sø, Ladegård Sø, Ollerup Sø, Sønderby Sø og Sørup Sø. Arreskov Sø har også fået afskåret betydelige spildevandstilførsler (i 1983), men testen viser ikke en signifikant ændring i fosforindhold eller de øvrige parametre. Årsagen til dette er dels, at fosforniveauet i starten af 1970'erne stadigvæk var temmelig lavt på trods af tilførslerne. Den udførte test har endvidere den svaghed, at det kun giver signifikans, hvis der er tale om en nogenlunde jævn ændring med tiden.



Tabel 5.1.3

Udvikling i indhold af kvælstof, fosfor, algemængde samt sigtddybde i 22 fynske søer. Bemærk forskellige perioder. Udviklingen er vurderet ved test for lineær regression på sommerridværdier. Hvor periodens start er angivet ved to årstal refererer det første til starten på sigtddybdemålingerne og det andet til starten på de øvrige målinger. Antallet af år, der indgår i testen, er angivet som x/y, hvor x er antal kvælstof- og fosfor "år" og y er antal klorofyl-a og sigtddybde "år". +/-, +/-/- og +++/- -- angiver signifikans på hhv 10%, 5 % og 1 % niveau. 0 angiver, at der ikke er sket ændring. Tydelige ændringer, som dog ikke er signifikante er ligeledes angivet. \* angiver, at der ikke er målinger nok til at foretage en test, eller for sigtddybdens vedkommende, at der i perioder har været sigt til bunden, og at sigtddybden derfor ikke er et reelt mål for vandets klarhed.

Sø	Periode	antal år	Kvælstof	Fosfor	Klorofyl	Sigtddybde
Arreskov Sø	1973/74-96	9/12	--	0	0	steget
Brændegård Sø	1974-96	5/7	0	++	0	*
Dallund Sø	1981-96	4/8	0	0	-	0
Fjellerup Sø	1983-96	4/9	0	0	0	0
Flødstrup Sø	1983-94	2/4	*	*	0	0
Gammelmølle	1985-94	2/4	*	*	0	0
Gudme Sø	1981-95	4/6	0	steget	faldet	*
Hjulby Sø	1974-96	8/11	0	---	---	0
Hvidkilde Sø	1974-96	6/11	-	0	--	++
Kobbermose	1985-94	2/4	*	*	0	0
Ladegård Sø	1974-96	7/10	0	---	---	+++
Langesø	1981-96	10/11	-	0	-	++
Nordby Sø	1981-94	3/5	0	0	0	0
Nørresø	1974-96	7/12	0	-	0	0
Ollerup Sø	1974-96	10/15	0	---	0	0
Sarup Sø	1983-95	4/9	0	0	--	+++
Sortesø	1985-96	7/12	+++	++	++	--
Søbo Sø	1983-96	6/10	--	0	--	+
Søholm Sø	1977/80-96	11/12	0	--	-	0
Sønderby Sø	1980-94	3/6	0	--	0	0
Sørup Sø	1973/74-96	6/11	--	--	0	+
Vomme Sø	1980-95	3/6	--	0	0	0

I Arreskov Sø steg fosforindholdet voldsomt i slutningen af 1980'erne, hvorefter det faldt gennem 1990'erne til et niveau i 1996, som er lavere end i 1974.

### Kvælstof

Kvælstofindholdet i søerne er stærkt afhængigt af afstrømningen. Dels fordi en høj vandafstrømning normalt er kombineret med en høj kvælstofkoncentration i tilløbsvandet, dels fordi en høj vandafstrømning giver en kortere opholdstid for vandet i søen, og dermed en mindre kvælstoffjernelse i selve søen. Kvælstoffjernelsen ved denitrifikation og sedimentation stiger nemlig med stigende opholdstid. Vurderingen af udviklingen i kvælstofindhold er derfor stærkt afhængig af, hvilke år der er målt i de enkelte søer. 1980-81 var f.eks. år med høj afstrømning (se afsnit 4), og starter måleperioden her og slutter i 1996 med meget lav afstrømning, kan en evt. konstateret "udvikling" mod lavere kvælstofindhold udmærket være klimatisk betinget.

En del af variationen i søernes kvælstofindhold kan derfor være klimatisk betinget. I Arreskov Sø er det først og fremmest interne forhold i søen, der er årsag til det lavere kvælstofindhold (se afsnit 7). I de øvrige søer er der ikke data til at vurdere årsagssammenhænge nærmere. Sammenholdt med, at kvælstofafstrømningen ikke har vist nogen faldende tendens i perioden 1976-1996 (Fyns Amt, 1997a), er det sandsynligvis ikke ændrede kvælstoftilførsler, der er årsag til faldet i kvælstofindhold i enkelte søer.

I den lille, brunvandede og næringsfattige Sortesø har kvælstofindholdet ligesom fosforindholdet og algemængden været stigende. Denne generelle næringsberigelse skyldes muligvis øget kvælstofdeposition fra atmosfæren.



### **Algemængde**

Algemængden målt som klorofyl-a har i tre søer med stærkt reduceret eller ophørt tilførsel af byspildevand, Hjulby Sø, Ladegård Sø og Hvidkilde Sø, været faldende gennem perioden. Den er dog stadigvæk meget høj for de to førstes vedkommende. Sarup Sø, Søbo Sø, Søholm Sø og Dallund Sø er eksempler på søer i den "pæne" ende af spektret, som har fået reduceret algemængden, enten som følge af reduceret næringsstofftilgængelighed eller på grund af ændringer i den biologiske struktur. Faldet i algemængde er således først og fremmest sket i den reneste og den mest forurenede gruppe, mens der ikke er sket ændringer i "mellemlgruppen".

Før 8. marts 1985 blev klorofyl-a ekstraheret med acetone. Dette ekstraktionsmiddel er ikke så effektivt som det derefter anvendte ethanol, og derfor vil algemængden i årene før 1985 være underestimeret en smule. Faldet i algemængde kan derfor være endnu større for visse af søerne, end tabellen viser.

### **Sigtddybde**

Ændringerne i sigtddybde følger i et vist omfang ændringerne i klorofyl. Hjulby Sø er dog eksempel på en sø, hvor et betydeligt fald i algemængde ikke har givet sig udslag i en bedre sigtddybde. Dette kan dels skyldes, at algemængden fortsat er høj, dels kan der være tale om en betydelig resuspension i den lavvandede og vindeksponerede sø. Omvendt har den mindre Ladegård Sø, som ligger nedstrøms i det samme vandsystem, fået forøget sin sigtddybde i takt med det faldende algeindhold i vandet. Hvidkilde Sø er inde i en god udvikling efter at spildevandstilførslen er blevet reduceret. Det er dog først og fremmest meget dårlige forhold med høj kvælstof- og klorofylkoncentration og ringe sigtddybde i 1974, der betinger at der har været en signifikant udvikling i disse parametre. I Sarup Sø er stigningen i sigtddybde antagelig først og fremmest et resultat af, at undervandsvegetationen har bredt sig (Fyns Amt, 1995d). Den forbedrede sigtddybde i Langesø antages ikke at være et resultat af forbedrede forhold i søen (se afsnit 8).

### **Resultat af afskæring af spildevand**

Af de 10 søer, hvor tilførsel af byspildevand er ophørt (se tabel 5.1.2), er fosforindholdet faldet betydeligt i 5: Sørup Sø, Ollerup Sø, Sønderby Sø, Hjulby Sø og Ladegård Sø. Også i Arreskov Sø og Hvidkilde Sø er fosforindholdet faldet, men ikke signifikant. I disse to søer har der været en nogenlunde parallel udvikling, idet de havde forholdsvis lave fosforindhold i starten af 1970'erne. Efter afskæringen af spildevandet i hhv. 1983 og 1985-88 forøgedes fosforindholdet i vandet som følge af fosforafgivelse fra sedimentet, og denne fosforafgivelse er nu på vej ned igen, og tilstanden har bedret sig (Arreskov Sø) eller synes at være i bedring (Hvidkilde Sø). I Brahetrolleborg Slotssø, Nielstrup Sø og Sdr. Søby Sø (ikke vist i tabel 5.1.3) har fosforindholdet ikke ændret sig. Forholdene i Brahetrolleborg Slotssø sløres dog af, at søen modtager stigende fosformængder fra Brændegård Sø og skarvkolonien. I Gudme Sø er fosforindholdet steget betydeligt efter afskæring af spildevandet, fordi ophobet fosfor afgives fra bundslammet.

Kvælstofindholdet er faldet i 3 ud af de ti tidligere spildevandsbelastede søer, algemængden er faldet i 4 og sigtddybden er steget i 4 ud af disse ti søer. Det er således under halvdelen af de tidligere spildevandsbelastede søer, der indtil nu har vist tegn på en bedring af miljøtilstanden.

### Generel udvikling

Som ovenfor vist, er der i en del af søerne sket mere eller mindre betydelige ændringer gennem de perioder, hvor søerne er undersøgt. Spørgsmålet er nu, om ændringerne er store nok og omfatter tilstrækkeligt mange søer til, at man kan tale om, at der er en generel udvikling i søernes tilstand. Med generel udvikling menes, om man f.eks. kan sige, at søerne i 1990'erne har en bedre tilstand end de havde i 1980'erne - eller 1970'erne.

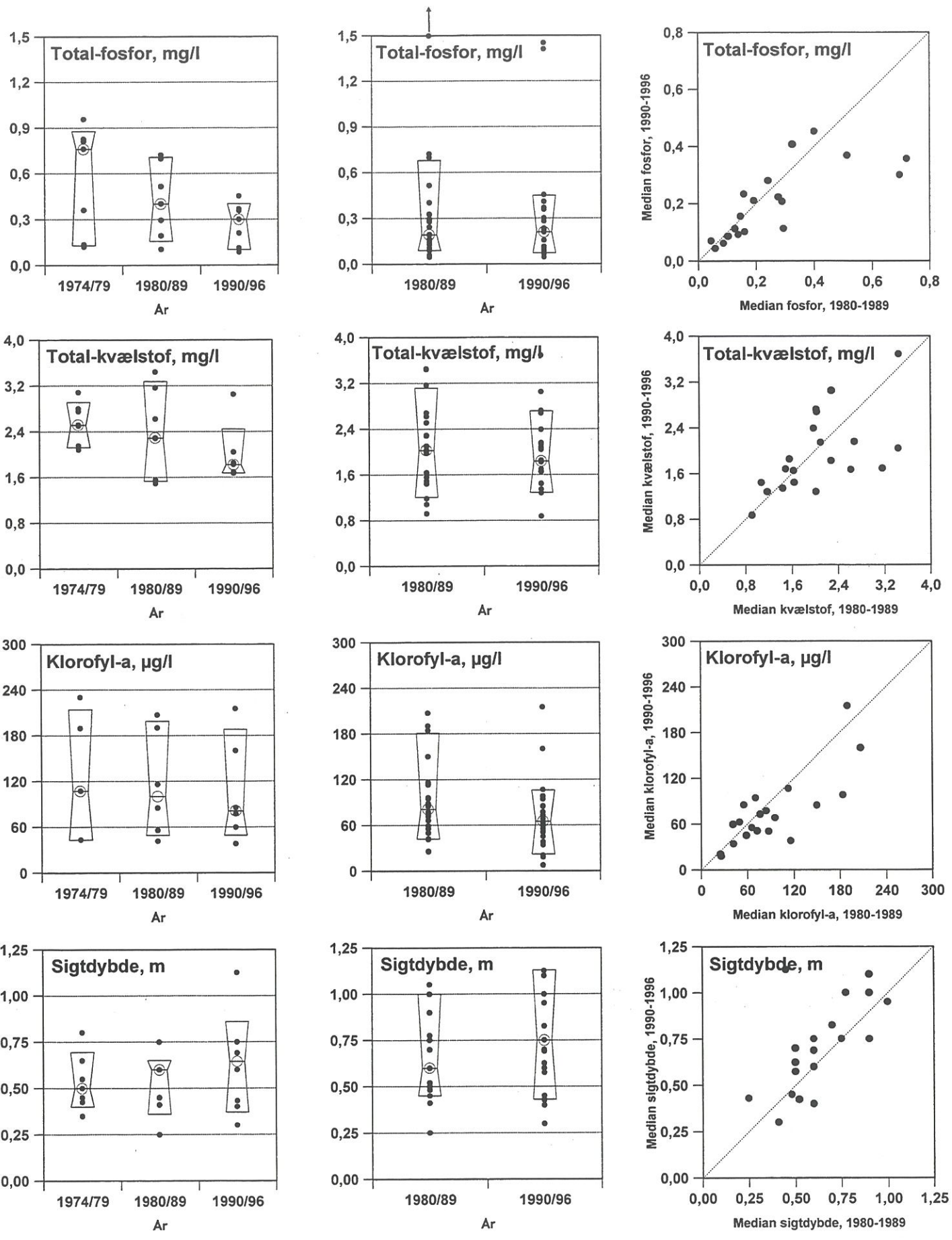
Selvom der gennem årene er foretaget mange undersøgelser i søerne, er der mange "huller" i materialet, idet mange søer kun er undersøgt enkelte gange. For at gøre materialet ensartet, har vi udvalgt søer, hvor der er udtaget mindst 4 prøver gennem mindst én sommerperiode (1.5-30.9) i begge perioderne 1980-89 og 1990-96. Udfra disse kriterier anvendes målinger fra 22 søer i 1980'erne og 1990'erne. For 8 af disse søer er der endvidere brugbare målinger fra 1970'erne. De 22 søer udgør 65 % af alle målsatte søer, og omfatter alle ferskvandssøer over 20 ha, og er dermed repræsentative for de større fynske søer.

For at undersøge, om der generelt er sket en udvikling i søernes tilstand, er overfladevandets indhold af kvælstof, fosfor, algemængde samt sigtddybden i sommerperioden sammenlignet for disse søer. Intensiteten af undersøgelserne varierer meget fra sø til sø, idet de kan være undersøgt fra 1 til 7 år indenfor en periode, ligesom der kan være forskel på antallet af prøver det enkelte år. For at få et udtryk for det generelle niveau af de anvendte parametre, er de følgende analyser foretaget på medianværdien af samtlige målinger i sommerperioden i det pågældende "årti".

Da formålet med denne gennemgang er at vurdere søernes generelle udvikling efter iværksættelsen af diverse forureningsbegrænsende foranstaltninger, er en enkelt sø, Brændegård Sø, udeladt af materialet. Ændringerne i Brændegård Sø's miljøforhold skyldes nemlig i altovervejende grad udviklingen i den store skarvkoloni ved søen.

Figur 5.1.3 viser udvikling i indholdet af kvælstof, fosfor, algemængde samt sigtddybde i en række fynske søer. Søerne er grupperet i perioderne 1972-79, 1980-89 og 1990-96. Der er endvidere foretaget et Wilcoxon-test (matched-pairs signed -ranks test, dvs. et non-parametrisk test, der tester forskellen parvis på to populationer) for, om der er statistisk signifikant forskel mellem de to perioder.





Figur 5.1.3  
 Udvikling i indholdet af fosfor, kvælstof, klorofyl-a, samt sigtddybe i hhv. 7 (første kolonne) og 22 (anden og tredje kolonne) fynske søer. I første og anden kolonne er periodemedianen for hver enkelt sø vist sammen med median, 10% og 90% fraktiler for alle søerne. I tredje kolonne er periodemedianerne for 1980-1989 og 1990-1996 plottet mod hinanden.



### 1970'erne til 1980'erne

Fra 1970'erne er der data fra 7 overvejende spildevandsbelastede søer. I denne gruppe søer er der sket et signifikant fald i fosforindholdet fra 70'erne til 80'erne ( $p=0,09$ ) og igen fra 80'erne til 90'erne ( $p=0,09$ ).

Indholdet af total-kvælstof, klorofyl-a samt sigtddybden er ikke ændret signifikant i de 7 søer fra 1970'erne til 1980'erne, og heller ikke fra 1980'erne til 1990'erne.

### 1980'erne til 1990'erne

Ud over ovennævnte 7 søer indgår 15 øvrige søer i materialet, der dermed er mere repræsentativt for de fynske søer. Fosforindholdet er faldet i 14 søer og steget i 8. Fosforindholdet er således mindsket i de fleste søer med meget højt fosforindhold, hvor spildevandstilførsler er blevet afskåret. Når alle søer betragtes er der dog ikke tale om noget generelt fald i fosforindhold, og medianværdien er steget en anelse. Der er ikke sket nogen signifikant udvikling ( $p=0,18$ ).

For kvælstof er der heller ikke nogen generel tendens i udviklingen fra 1980'erne til 90'erne. I 10 søer er kvælstofindholdet faldet mere eller mindre, og i 12 søer er det steget.

**Algemængden** målt som klorofyl i søerne er til gengæld faldet signifikant ( $p=0,04$ ). Den er således faldet i 17 søer og kun steget i 5. Faldet er generelt, idet det omfatter både søer med høje og lave algemængder. Den faldende algemængde harmonerer med, at også **sigtddybden** er steget signifikant ( $p=0,03$ ). Der er tale om stigning i 13 søer og fald i 6 søer.

Da næringsstofindholdet i søerne tilsyneladende ikke har ændret sig, må ændringen i algemængde og sigtddybde skyldes interne forhold i søerne eller evt. klimatiske forhold.

Den vigtigste årsag til den observerede ændring er formentlig en ændring af den biologiske struktur i flere søer. I nogle søer med højt fosforindhold og dårlige miljøforhold som Langesø, Gudme Sø, Ladegård Sø og Sørup Sø kan sigtddybden bl.a. være steget som følge af, at dele af fiskebestanden er døde under perioder med dårlige iltforhold. En mere eller mindre udbredt fiskedød er konstateret eller sandsynliggjort i Langesø i 1990, i Arreskov Sø 1991/92, i Gudme Sø mellem 1987 og 1989 og sandsynligvis også de følgende år samt i Hvidkilde Sø i 1994. I den renere ende af spektret er vandet blevet klarere i Sarup Sø, antagelig som følge af øget udbredelse af undervandsvegetationen. Endvidere er der gennemført biomanipulation i Søbo Sø siden 1994 og Dallund Sø siden 1995, begge steder med (periodevis) forøget sigtddybde som resultat.

### 1970'erne til 1990'erne

Sammenfattende kan det siges, at fosforkoncentrationen har været faldende i en del tidligere spildevandsbelastede søer siden 1970'erne. Selvom der fortsat er sket fald i fosforkoncentrationen i en del søer fra 1980'erne til 1990'erne, er søernes fosforindhold ikke faldet generelt i denne periode. Dette skyldes dels, at nogle søer har haft stigende indhold af fosfor, dels at den store gruppe søer med et middel fosforindhold ikke har ændret sig.

Kvælstofkoncentrationen i søerne har næppe ændret sig i perioden. Algemængden er faldet og sigtddybden steget fra 1980'erne til 1990'erne, og sandsynligvis også når hele perioden betragtes.

Disse forbedringer i miljøforholdene er dog alt for små til, at søernes tilstand er blevet tilfredsstillende.

## 5.2 De nationale overvågnings søer

Med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram startede i 1989 en intensiv overvågning af tre fynske søer: Arreskov Sø, Langesø og Søholm Sø. Formålet med overvågningsprogrammet var dels at dokumentere effekterne af Vandmiljøplanen, dels at forøge kendskabet til de biologiske forhold i søerne. Ved at foretage standardiserede målinger hvert år af stoftilførsler og de fysisk-kemiske og biologiske forhold i søerne, fik man et hidtil ukendt datagrundlag til at beskrive betydningen af f.eks. klimatiske forhold, stoftilførsler og interne processer for miljøtilstanden i søerne.

Tilstanden og udviklingen er beskrevet i de tre søer for sig i afsnittene 7-9. Her sammenstilles resultater fra de tre søer, og ligheder og forskelle trækkes frem. For nærmere detaljer henvises til afsnit 7-9.

### Søtyper

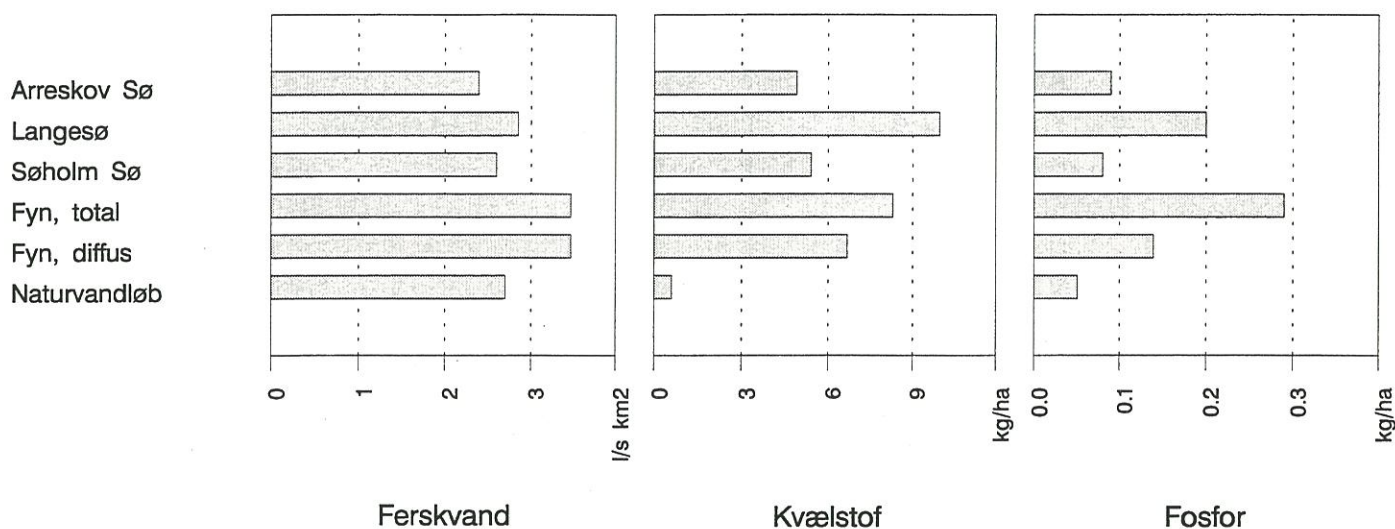
Arreskov Sø er en stor (317 ha), lavvandet sø (middeldybde 1,9 m) med en middellopholdstid på ca. 1 år. Langesø er en lille (17 ha), langstrakt og ret lavvandet sø (middeldybde 3,1 m) med en middellopholdstid på ca. 0,4 år, og Søholm Sø på 26 ha er Fyns dybeste med en middeldybde på 6,5 m og en middellopholdstid på 1,4 år. På grund af sin dybde, er vandet i Søholm Sø temperaturlagdelt hele sommeren. Som udgangspunkt er søerne naturligt næringsrige.

### Oplande og næringsstoftilførsel

Ingen af de tre søer modtager byspildevand, og den vigtigste næringsstofkilde er afstrømning fra oplandet. Søernes oplande er forskellige med hensyn til arealanvendelse mm., og derfor er også stoftilførslerne til søerne meget forskellige. Arealafstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor er i figur 5.2.1 sammenlignet for de tre søer. Det fremgår, at arealafstrømningen af kvælstof og fosfor til Arreskov Sø og Søholm Sø var forholdsvis lav men til gengæld var arealafstrømningen høj til Langesø.

Forskellen i næringsstofafstrømning hænger først og fremmest sammen med, at andelen af landbrugsjord i oplandet til Arreskov Sø og Søholm Sø er relativt lille (56 og 65%) i forhold til Langesø (74%). Husdyrtætheden er relativt lav i alle tre oplande, mens tætheden af spredt bebyggelse er relativt høj oplandet til Søholm Sø og meget høj i Langesø's opland. Størstedelen af næringsstoftilførslerne til alle tre søer skyldes kulturbetingede bidrag fra landbrug og spredt bebyggelse.





Figur 5.2.1  
Arealafstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor fra forskellige oplande i 1996.

Tabel 5.2.1 sammenfatter en række data vedrørende stofbalance og miljøtilstand for de tre søer i 1996.

#### Næringsstofbelastning og stofomsætning i søerne

Langesø havde langt den største kvælstofbelastning, både vurderet ud fra indløbskoncentrationen og målt i forhold til overfladearealet. På trods af dette var den procentvise tilbageholdelse af kvælstof stort set ens for de tre søer. Søerne fjernede således 60-68 % af det tilførte kvælstof som følge af denitrifikation (bakteriel omdannelse til luftformig kvælstof) og sedimentation i søen. Retentionen (stoftilbageholdelsen) hænger normalt tæt sammen med opholdstiden, og for alle tre søer var retentionen høj i 1996 i forhold til de foregående år.

Også for fosfor havde Langesø den største belastning. På trods af det skete der en nettofrigivelse af fosfor fra søen på 16 kg. Dette kan ske fordi der afgives store mængder fosfor fra sedimentet om sommeren. Omvendt havde både Arreskov Sø og Søholm Sø en betydelige tilbageholdelse af fosfor. Tilbageholdelsen sker ved, at det tilførte fosfor sedimenterer. Søholm Sø tilbageholdt næsten halvdelen af det tilførte fosfor, og Arreskov Sø "tilbageholdt" mere end der blev tilført. Sedimentet i Arreskov Sø har således en stor kapacitet for binding af fosfor, og dette hænger formentlig bl.a. sammen med søens store bundareal. Søerne opfører sig således meget forskelligt hvad angår fosforomsætningen.

#### Effekter af næringsstoffer og biologisk struktur

Søerne er forskellige hvad angår næringsstofniveau, specielt afskiller Langesø sig fra de to øvrige ved at have langt højere koncentrationer af kvælstof og fosfor, en større algemængde og en ringere sigtddybde. Langesø har derudover en høj fiskebiomasse, en ringe rovfiskebestand, og der er ingen undervandsvegetation.



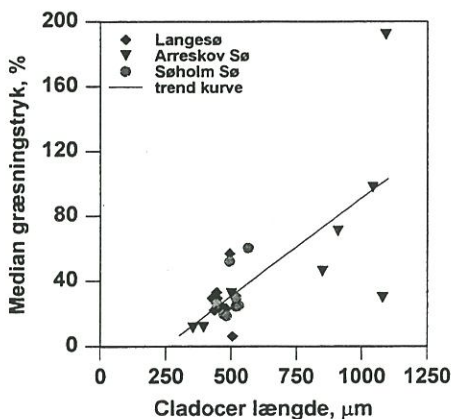
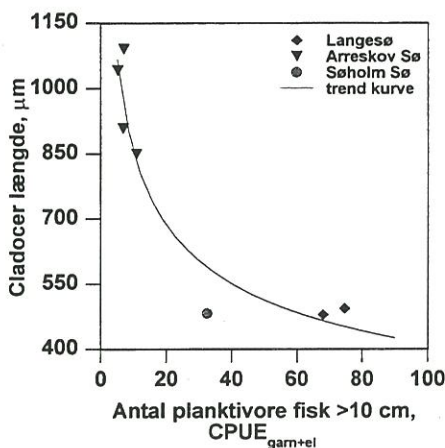
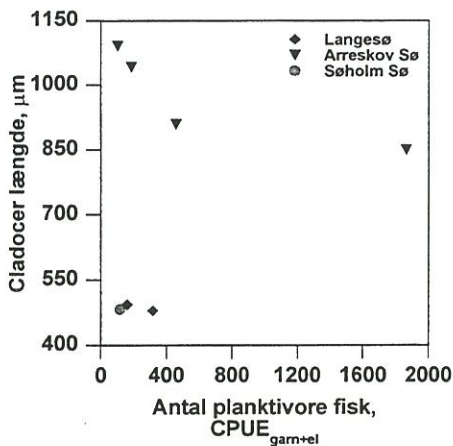
Tabel 5.2.1

Nøgleparametre til beskrivelse af miljøtilstanden i overvågningsøerne. Data fra 1996, undtagen fiskedata fra Langesø og Søholm Sø, der er fra hhv. 1994 og 1993.

	Arreskov Sø	Langesø	Søholm Sø
Opholdstid (år)	4,3	1,5	3,9
Kvælstofbelastning, tons/år	17,6	5,9	3,5
Kvælstofbelastning (mg pr. m <sup>2</sup> pr. dag)	2,03	9,44	35,8
Total indløbskoncentration (mg/l)	4,45	9,82	5,61
Kvælstofretention (mg pr. m <sup>2</sup> pr. dag)	1,25	56,5	24,4
Kvælstofretention, %	62	60	68
Fosforbelastning, tons/år	0,30	0,12	0,051
Fosforbelastning (mg pr. m <sup>2</sup> pr. dag)	0,037	1,890	0,523
Total indløbskoncentration (mg/l)	0,08	0,20	0,08
Fosforretention (mg pr. m <sup>2</sup> pr. dag)	0,044	-0,304	0,241
Fosforretention, %	119	- 16	46
Sigt dybde, m (sommer)	1,81	0,89	1,68
(år)	2,13	1,20	2,10
Total-kvælstof, mg/l (sommer)	1,22	1,80	0,95
(år)	1,33	2,09	1,25
Total-fosfor, mg/l (sommer)	0,067	0,492	0,047
(år)	0,058	0,463	0,068
Planteplankton biomasse, mm <sup>3</sup> /l (sommer)	1,44	18,82	3,00
% blågrønalger	68	89	5
% kiselalger	5	4	12
% grønalger	11	3	8
% furealger	0	3	68
Dyreplankton biomasse, mm <sup>3</sup> /l (sommer)	5,92	8,82	4,47
% cladocerer	74	52	31
% copepoder	22	38	60
% rotiferer	2	7	8
Middellængde af cladocerer (mm)	1,091	0,426	0,566
Fisk			
Totalt antal, CPUE garn+el (stk.)	283	412	145
Total biomasse, CPUE garn+el (g)	4580	23612	6612
% rovfisk (antal)	12	11	18
% rovfisk (biomasse)	58	5	62
Undervandsvegetation			
Max. dybdegrænse (m)	2,1	-	3,3
Relativt plantedækket areal %	12	-	0,09
Relativt plantedækket volumen %	3,6	-	0,003

Arreskov Sø har en lidt højere koncentration af kvælstof og fosfor end Søholm Sø. På trods af dette er algemængden mindre og sigt dybden større. Grunden til dette er en langt større græsning i Arreskov Sø som følge af, at dyreplanktonets biomasse er større og i højere grad består af store cladocerer. Og dette er igen forårsaget af, at fiskebestanden i søen er lille.

Ved et lavt prædationstryk fra fisk vil dyreplanktonet således kunne bestå af forholdsvis større individer, fortrinsvis dafnier, som er effektive græssere. Det er normalt de små fisk, der er antalsmæssigt dominerende, der især regulerer



Figur 5.2.2  
Sammenhæng mellem bestand af planktonspisende fisk og cladocera længde og mellem cladocera længde og græsning i Arreskov Sø, Langesø og Søholm Sø.

dyreplanktonet (Kristensen m.fl., 1991). At også de store fisk kan have overordnet betydning illustreres med data fra overvågnings søerne. Efter fiskedød i 1991-92, har fredfiskebestanden i Arreskov Sø været meget lille. Fiskedøden gik især ud over de mellemstore fisk, og bestanden har i årene derefter haft en stor andel af småfisk (75-97% i antal, 12-28% i biomasse).

På basis af 7 fiskeundersøgelser i Arreskov Sø (4), Langesø (2) og Søholm Sø (1) kunne der ikke opstilles en fornuftig sammenhæng mellem det totale antal planktonspisende fisk og cladoceraernes længde (figur 5.2.2). Arreskov Sø havde således større cladoceraer ved samme fisketætheder end Langesø og Søholm Sø. Betragtes kun planktonædende fisk over 10 cm bliver det tydeligt, at Arreskov Sø har meget få store fisk, og det er tilsyneladende fraværet af disse, der først og fremmest er årsagen til det lave prædationstryk i søen.

De store dafnier kan yde et langt større græsningstryk på planteplanktonet end de mindre. Dette illustreres på figur 5.2.2, hvor den mediane græsning af alger (median af beregnede dagsværdier) er sat i relation til cladoceraernes middellængde. Igen er Arreskov Sø illustrativ, da den har ændret sig fra at have små cladoceraer og ringe græsning til at have store cladoceraer med høj græsning. Søholm Sø og Langesø bevæger sig indenfor det samme interval af cladocera længde og græsning, og de har da også nogenlunde det samme antal planktonspisende fisk.

I Langesø og Søholm Sø er dyreplanktonet således kun i ringe omfang i stand til at regulere mængden af alger, der således først og fremmest er reguleret af tilgængeligheden af næringsstoffer og lys. I Arreskov Sø kan dyreplanktonet derimod regulere algerne igennem lange perioder.

### Sammenhæng mellem fosforkoncentration og sigtddybde

Der er opstillet en række sammenhænge mellem fysisk/kemiske og biologiske variable i søer. Ofte anvendes total-fosfor som den ene variabel, da den som regel styrer produktionen af planteplankton og dermed søens generelle miljøtilstand. Af andre variable benyttes også ofte sigtddybden. Sigtdybden i søen vil afhænge af, hvor meget lys der dels absorberes, dels spredes af partikler, opløst farvede stoffer og vandet selv. Dog er det normalt især mængden af planteplanktonet, som bestemmer sigtddybden.

I figur 5.2.3 er indtegnet forholdet mellem sommermiddel af henholdsvis sigtddybde og total-fosfor i de fynske søer, med de 3 overvågnings søer særligt markeret. For bedre at overskue datamaterialet er benyttet en logaritmisk akse for fosfor-værdierne. Den lille graf viser kurveforløbet med begge akser lineære. Endvidere er indtegnet punkternes trendkurve, der har følgende formel :

$$SD = 4,29 * P_{so}^{-0,32}, r^2 = 0,37$$

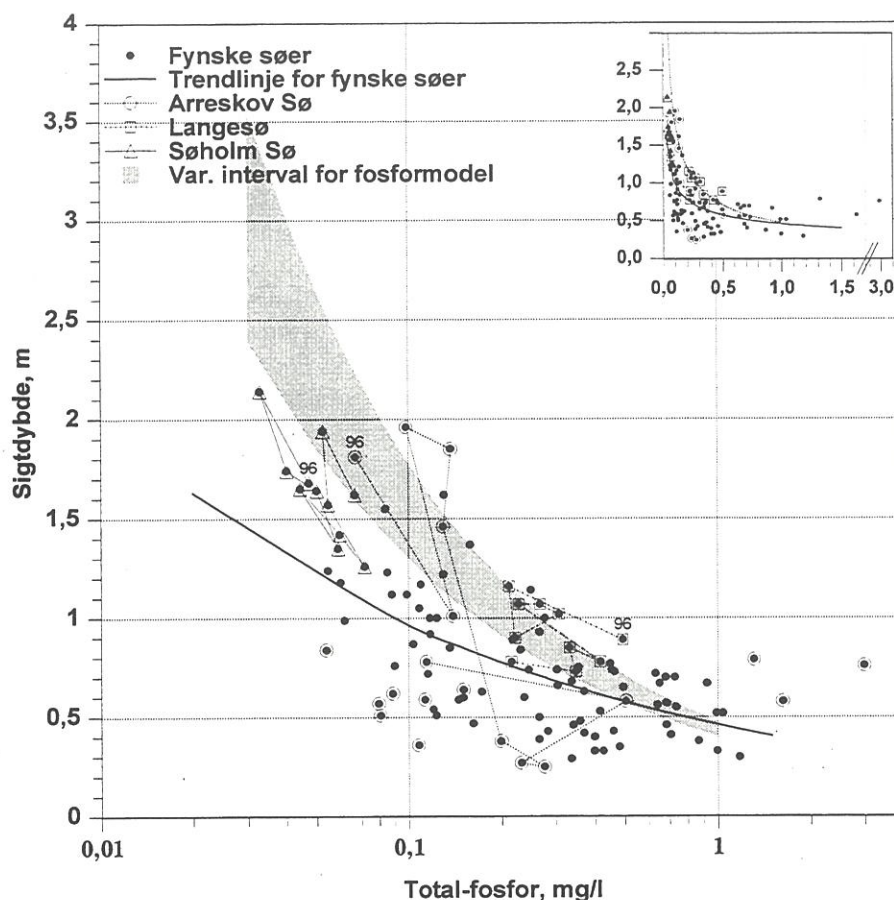
På baggrund af målinger i danske søer er der opstillet flere modeller, som udtrykker forholdet mellem sigtddybden og total-fosfor. Til sammenligning med data for de fynske søer er indtegnet variationsintervallet for danske søer med et fosforindhold mindre 1 mg/l vha. af nedenstående modelsammenhæng (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):

$$SD = 0,44(\pm 0,038) * P_{so}^{54(\pm 0,031)}$$



Figur 5.2.3

Forholdet mellem målt fosforindhold og sigtddybde i sommerperioden for fynske søer. En sø kan være repræsenteret ved flere punkter. Punkter omgivet af en signatur er omtalt i teksten. Endvidere er indtegnet punkternes trendlinie og variationsinterval for "danske søer". Se i øvrigt teksten for nærmere forklaring.



For begge formler gælder, at  $P_{50}$  og SD er sommermiddelværdier af henholdsvis fosfor og sigtddybde.

Af figuren fremgår det at de fynske søer generelt ligger langt under det, modellen forudsiger, især ved lavere fosforværdier. En af forklaringerne kan være, at de fleste fynske søer mangler undervandsvegetation. Dette betyder, at slam let ophvirvles fra bunden af søen, så vandet bliver uklart. Også fiskesammensætningen i søerne kan have direkte eller indirekte betydning for sigtddybden.

**Søholm Sø**, som er relativt dyb og derfor ikke er påvirket af ophvirvlet bundslam, har en mindre sigtddybde end modellen forudsiger. Dette hænger muligvis sammen med, at der er forholdsvis stort prædationstryk på dyreplanktonet. **Langesø**, hvori der ligeledes er stor prædation på dyreplanktonet, ligger derimod indenfor eller en anelse over variationsintervallet. Dette skyldes, at søen er i sådan økologisk ubalance, at der hyppigt sker massehenfald af planteplankton, hvilket efterfølges af en periode med klart vand. Den målte sigtddybde i søen afspejler således ikke fuldt ud, hvor dårlig miljøtilstanden er. **Arreskov Sø** har befundet sig dels under, dels over variationsintervallet. Årsagen til disse store ændringer er udelukkende betydelige ændringer i søens biologiske struktur, i forbindelse med en massiv fiskedød i 1991-1992.

Overvågningssøerne har generelt klarere vand i forhold til fosforindholdet end mange andre fynske søer, og er således ikke repræsentative i denne sammenhæng.



Hovedparten af de punkter, der er angivet for et fosforindhold mindre end 0,1 mg/l og en sigtddybe mindre end 1 m er stort set repræsenteret ved en enkelt sø (Nørresø). Søen har store algemængder, og også ophvirvlet bundmateriale medvirker til den ringe sigtddybe. Fosforværdier større end 1 mg/l er ligeledes kun repræsenteret af en enkelt sø. Her er sigtddyben større end forventet, hvilket kan skyldes, at planteplanktonet er kvælstofbegrænset og at der som i Langesø forekommer sammenbrud af algesamfundet.

Fosforindholdet i søvandet betragtes normalt som styrende for algemængden og dermed gennemsigtigheden i vandet. En model som ovenstående udtrykker en generel sammenhæng, men som figuren viser kan der være store afvigelser fra den værdi, modellen viser til den aktuelle situation i søen. Anvendes modellen til forudsigelser af tilstanden ved en given fosforkoncentration skal den derfor kun betragtes som retningsgivende.

## 6. Søernes udviklingsmuligheder

### 6.1 Muligheder for at forbedre tilstanden

Hvis søernes miljøtilstand skal blive bedre, må tilførslerne af næringsstofferne kvælstof og fosfor fra landbrug og spildevand fra spredt bebyggelse mindskes. I afsnit 6.2 er der foretaget en vurdering af, hvilken tilstand der kan opnås i søerne, hvis de kulturbetingede tilførsler af kvælstof og fosfor fjernes. Her skal nævnes de foranstaltninger, som skønnes nødvendige for at opnå en tilfredsstillende miljøkvalitet i søerne.

#### Fastlagte foranstaltninger

Ifølge Fyns Amts Regionplan 1993-2005 skal der etableres rensning af spildevandet fra den spredte bebyggelse i oplandet til de større søer inden 1998. Dette kan ske ved at etablere nedsivning, samletank eller biologiske minirenselanlæg ved ejendommene. Sådanne biologiske minirenselanlæg er afprøvet af Fyns Amt og kommunerne på Fyn, og resultaterne er lovende (Kommunalteknisk Chefforening Fyn & Fyns Amt, 1995). Det er kommunerne, der er ansvarlige for, at denne rensning gennemføres.

De foranstaltninger, der indtil nu er gennemført i landbruget med henblik på at opfylde Vandmiljøplanens mål om en halvering af kvælstofudvaskningen, forventes ad åre at reducere kvælstofafstrømningen generelt for Fyn med 20% (Fyns Amt, 1997a). Der forventes derimod ikke umiddelbart en reduktion i fosforafstrømningen fra landbrugsarealer som følge af disse foranstaltninger.

#### Yderligere foranstaltninger

Opfyldelse af Vandmiljøplanens reduktionsmål og regionplanens målsætninger for vandmiljøet vil således kræve, at der iværksættes yderligere foranstaltninger, som f.eks.:

- stop for al udbringning af husdyrgødning i perioden fra høst til 15. marts.
- revision af gødningsnormerne med henblik på at sikre en miljømæssig bæredygtig dosering af handels- og husdyrgødning til de enkelte afgrøder.
- gennemførelse af sædskifter, der sikrer en minimering af den kvælstofmængde, som er tilgængelig for udvaskning i vinterhalvåret, hvor vandafstrømningen er størst.
- gennemførelse af permanent braklægning og mere ekstensiv landbrugsdrift i miljøfølsomme områder, målrettet mod følgende foranstaltninger:
  - etablering af permanent plantedækkede sprøjtefri bræmmer langs vandløb og søer. Derved tilbageholdes fosfor, der ved jorderosion strømmer overfladisk af fra dyrkede marker. Endvidere nedsættes risikoen for tilførsel af pesticider til vandmiljøet.
  - genetablering af våde enge og vådområder for at øge fjernelsen/tilbageholdelsen af næringsstoffer, der strømmer ud fra intensivt dyrkede landbrugsområder.

- sikring af miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse eller evt. helt ophør af vedligeholdelse på udvalgte strækninger med henblik på at nedsætte erosionen i vandløbene samt forøge selvrensningsevnen.

Gennemførte og planlagte miljøforanstaltninger som et led i EU's landbrugsreform vil måske ad åre bidrage til reduktion i kvælstof og fosfortabene fra landbrugsjorden. Disse foranstaltninger omfatter frivillige tilskudsordninger til miljøvenlig landbrugsdrift, hvor der pt. er afsat midler til miljøaftaler for ca. 5% af landbrugsarealet i Danmark. Der er pt. kun gennemført statslige tilskudsordninger, men en supplerende amtslig tilskudsordning omfattende bl.a. tilskud til genetablering af våde enge med henblik på næringsstoffjernelse er under godkendelse i EU.

### Sørestauring

Når tilførslen af næringsstoffer er bragt ned kan søen forblive i en tilstand med uklart vand, fordi trægheden i det biologiske system holder søen fast i denne tilstand (se afsnit 3.1). I forurenede søer er der således typisk en stor bestand af dyreplanktonædende skaller og brasener, og disse kan forhindre tilstedeværelsen af store dafnier, som er effektive algegræssere. Endvidere roder de store brasener op i bunden under deres fødesøgning, og medvirker hermed til bringe bundpartikler og næringsstoffer op i vandet.

Ved at opfiske de dyreplanktonædende fisk fra søen, kan man øge mængden af store dafnier og dermed bortgræsningen af algerne. Endvidere øges vandets klarhed, når antallet af store brasener, der roder op i bunden, mindskes.

Udviklingen i Arreskov Sø, som er omtalt i afsnit 7, viser tydeligt hvilke store effekter fjernelse af fiskene kan have på søens tilstand. Efter en betydelig reduktion af fiskebestanden blev vandet meget klart, næringsstofindholdet i søvandet faldt, undervandsvegetationen begyndte at brede sig, og fuglebestanden ved søen øgedes.

Fyns Amt gennemfører endvidere biomanipulation i Søbo Sø og Dallund Sø. Biomanipulationen, der startede i hhv. 1994 og 1995, omfatter opfiskning af skaller og brasener samt udsætning af geddeyngel. Der er ikke på nuværende tidspunkt foretaget en samlet vurdering af resultaterne, men specielt i Dallund Sø synes biomanipulationen at være en succes, idet sigtdybden omtrent fordobledes efter iværksættelsen af opfiskningen. I 1996 begyndte der endvidere at etablere sig undervandsvegetation i søen.

Indholdet af total-fosfor i søvandet skal normalt være under 0,15 mg/l (sommergennemsnit), hvis biomanipulation som et engangsindgreb skal kunne have varig effekt. Dette synes nemlig at være den øvre grænse for, hvornår man kan forvente et skift fra en ikke-klarvandet tilstand til en klarvandet tilstand (Søndergaard m.fl., 1993). Endvidere skal søen være lavvandet, så det klarere vand kan medføre en stor udbredelse af undervandsvegetation. Ellers er der stor risiko for, at søen falder tilbage i en uklar tilstand (med mindre næringsstofniveauet er meget lavt).

Disse begrænsninger i typer af søer, hvor man kan forvente en varig effekt af biomanipulation gør, at det i øjeblikket kun er nogle få søer i Fyns Amt, hvor



metoden forventes at kunne bruges med succes. Ud over de allerede nævnte drejer det sig om Hvidkilde Sø, Nørresø, Fjellerup Sø og Flødstrup Sø. De øvrige søer med utilfredsstillende miljøtilstand er enten for dybe eller har for høje næringsstofindhold. Efter at undersøgelser i Hvidkilde Sø har vist, at søen er i bedring, og at der var forekommet fiskedød i søen i 1994, har Fyns Amt i 1997 iværksat en "mild" form for biomanipulation/fiskepleje i Hvidkilde Sø. Indsatsen går ud på at opfiske brasen i gydeperioden og udsætte geddeyngel.

Det er afgørende for en varig succes, at næringsstofbelastningen reduceres tilstrækkeligt. Derfor bør en biomanipulation normalt ikke sættes i værk uden, at der er foretaget en vurdering af stoftilførslerne til søen, ligesom det skal være godtgjort at fiskebestanden har en "uhensigtsmæssig" struktur.

## 6.2 Modelberegninger

På baggrund af kendskab til stoftilførsel og miljøtilstand i de tre nationale overvågningssøer er der i afsnit 7-9 foretaget vurderinger af, hvilke ændringer der skal til, for at søerne kan opfylde deres målsætninger. Det fremgår, at den kulturbetingede fosfortilførsel til søerne skal reduceres med 30%-50 %, og at der desuden vil være behov for forskellige former for sørestauration, for at mindske den interne belastning i søerne, og opnå en hensigtsmæssig biologisk struktur.

For flertallet af de fynske søer er der imidlertid ikke foretaget målinger af stoftransporten i tilløbene. Det er derfor ikke umiddelbart muligt at vurdere, om søerne er i balance med deres tilførsler, hvad hovedkilderne til forureningen er, eller hvordan søerne vil udvikle sig fremover.

### Model for kvælstof- og fosforafstrømning

Der har imidlertid vist sig at være en tæt sammenhæng mellem oplandets arealanvendelse mm. og den kvælstof- og fosforkoncentration, man finder i vandløb uden større punktkilder. På baggrund af målinger i perioden 1989-96 i 8 mindre vandløb uden større punktkilder (heraf 6 søtilløb), har det således vist sig, at der er en god sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationen (TotN) og oplandets dyrkningsgrad (DYRKET) og husdyrtæthed (DE\_HA). Tilsvarende er der opstillet en sammenhæng mellem fosforkoncentrationen (TotP) og oplandets husdyrtæthed (DE\_HA) og befolkningstæthed (PE\_HA).

Modellerne ser således ud:

$$\text{Log}_{10}(\text{TotN}) = 0,286 + (0,785 * \text{DYRKET}) + (0,122 * \text{DE\_HA}), \quad (r^2 = 0,99)$$

$$\text{Log}_{10}(\text{TotP}) = -1,271 + (0,310 * \text{DE\_HA}) + (1,106 * \text{PE\_HA}), \quad (r^2 = 0,91)$$

Koefficienten,  $r^2$ , udtrykker, at hhv. 99 % og 91 % af den observerede variation kan forklares vha. modellen. Det må derfor antages, at den opstillede model - ud fra et statistisk synspunkt - angiver gyldige sammenhænge mellem de involverede variable. De modelberegnete værdier ligger endvidere tæt på de målte, idet deres afvigelse er på -7 % til +19 % for kvælstof og -21 til +25 %

for fosfor. Modelforudsætningerne er nærmere omtalt i bilag A1.

Modellen siger således, at kvælstofkoncentrationen i vandløbene stiger med stigende dyrkningsgrad og husdyrtæthed i oplandet. Dyrkningsgraden har størst vægt.

Tilsvarende stiger fosforkoncentrationen i vandløbene med stigende tæthed af husdyr og mennesker i oplandet, og her har befolkningstætheden størst vægt.

I tabel 6.2.1 er de modelberegneede koncentrationer stillet overfor de beregnede indløbskoncentrationer til en række søer.

Tabel 6.2.1  
Sammenligning mellem beregnet og målt kvælstof- og fosforkoncentration (årsmiddel) i en række tilløb til søer.

Søtilløb	Målt år	Kvælstof, mg/l			Fosfor, mg/l		
		Modelberegnet	Målt	Afvig. %	Modelberegnet	Målt	Afvig. %
Arreskov Sø	1989-96	5,80	7,52	-23	0,09	0,13	-30
Langesø	1989-96	8,14	9,95	-18	0,17	0,20	-15
Søholm Sø	1989-96	6,62	5,58	+19	0,12	0,07	+71
Søbo Sø	1993	8,38	11,4	-26	0,12	0,09	+33
Nørresø	1989	2,60	2,72	-4	0,06	0,07	-14

Det fremgår af sammenstillingen med målte værdier (tabel 6.2.1), at modelværdierne for kvælstofs vedkommende ligger fra -26 % til + 19 % fra de målte værdier. For fosfor ligger modelværdierne i intervallet fra -30 % til + 71 % i forhold til de målte værdier. En væsentlig årsag til modelusikkerheden er, at den husdyrtæthed, der anvendes i modellen, er baseret på om selve gården med dyrene ligger i oplandet, og ikke tager hensyn til, i hvilket omfang gødningen bliver spredt ud i det pågældende opland. Der kan således være tale om, at husdyrgødning fra ejendomme, der ligger udenfor oplandet udbringes på markerne i oplandet, hvorved gødningspåvirkningen af vandløbet undervurderes. Det modsatte kan naturligvis være tilfældet i andre oplande. Kendskab til udbringingsområderne for husdyrgødningen ville derfor forbedre modellen betydeligt.

Med disse usikkerheder "in mente" antages det, at modellen giver en brugbar sammenhæng mellem arealanvendelse og stofkoncentration i vandløb. På baggrund af denne model og kendskab til arealanvendelse, dyretæthed og befolkningstæthed i oplandene (se tabel 5.1.1), er kvælstof- og fosforkoncentrationen i den overfladiske tilstrømning til søerne herefter beregnet.

Modellen har en svaghed ved anvendelse på oplande, der er meget anderledes end de oplande den er udviklet på. I et opland med meget landbrug, men en meget lille befolknings- og husdyrtæthed vil modellen antagelig underestimere fosforkoncentrationen.

### Søernes tilstand

Modellen bruges i det følgende til overslagsmæssigt at vurdere tilførslen af



kvælstof og fosfor til søerne i de tilfælde, hvor der ikke foreligger målinger af stoftilførslen. Ved hjælp af erfaringsmæssige sammenhænge mellem stoftilførsel og koncentration i søen, kan det derefter vurderes, i hvor høj grad søerne er i balance med tilførslerne fra det åbne land.

I nogle af søerne er der endvidere en tilførsel af stoffer fra punktkilder som regnvandsbetingede udledninger mm. Størrelsen af disse er ikke kendt på nuværende tidspunkt, og de er ikke medregnet i de følgende vurderinger. Disse vurderinger omfatter således en situation, hvor sådanne tilførsler er afskåret eller af meget lille betydning for søens tilstand.

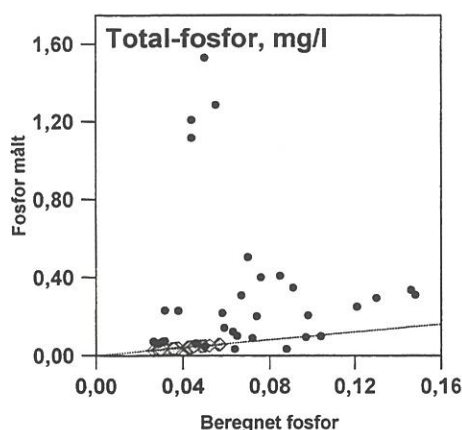
Ud fra kvælstof- og fosforkoncentrationerne i naturvandløbet Holstenshuus bruges de empiriske sømodeller derefter til at vurdere søernes miljøtilstand i en naturtilstand, dvs. uden kulturbetingede tilførsler.

### Fosfor

Ved beregningen af sammenhængen mellem indløbskoncentration og søkoncentration er anvendt Vollenweiders model (jf. Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):

$$P_{so} = P_{ind} / (1 + Tw^{-0,5})$$

$P_{so}$  er årsmiddelkoncentrationen i søvandet,  $P_{ind}$  er den fosformængde, der tilføres med afstrømningen fra oplandet, divideret med den overfladiske tilførte vandmængde, og  $Tw$  er den målte eller skønnede opholdstid, jf. tabel 3.2.2.



Figur 6.2.1

De målte årsmiddelkoncentrationer af total-fosfor i 31 fynske søer sammenlignet med de koncentrationer, der forventes ud fra tilførslerne. Den forventede fosforkoncentration i søernes basistilstand er ligeledes angivet ( $\diamond$ ).

Modellen har i en undersøgelse af 131 danske søer vist sig at passe bedst på de dybe søer (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Årsagen hertil er bl.a., at mange af de lavvandede søer havde en betydelig intern belastning. Modellen er i dette tilfælde anvendt på alle søerne, idet den antages at passe rimelig godt på søer, der er i en stabil, klarvandet tilstand, og hvor den interne belastning er ophørt. I lavvandede søer vil en sådan tilstand normalt forudsætte en udbredt undervandsvegetation i søen. Det er dog muligt, at modellen underestimerer fosforkoncentrationen i visse tilfælde.

Usikkerheden på modellen kan illustreres ved, at der i ovennævnte undersøgelse var en median forskel mellem beregnet og observeret koncentration på 0,05 mg/l, eller 33 % (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Kombination af "afstrømningsmodellen" og "fosformodellen" giver derfor en betydelig usikkerhed på den forventede (modelberegnete) fosforkoncentration i de enkelte søer.

I figur 6.2.1 er den målte årsmiddel fosforkoncentration i søerne sammenholdt med den, der beregnes ud fra tilførslerne. I mange søer er der kun foretaget målinger i sommerperioden, og i disse er der beregnet en årsmiddelkoncentration ud fra forholdet mellem sommer- og årsmiddelkoncentrationen i de nationale overvågningssøer. Figuren viser endvidere den fosforkoncentration, søerne ville have i basistilstanden, dvs. hvor der ikke er kulturbetingede tilførsler til søen.

Hvis søerne var i balance med tilførslerne, ville den målte og den beregnede



fosforkoncentration i søen være nogenlunde ens, dvs. punkterne ville ligge langs 1:1 linien, som er markeret på figuren.

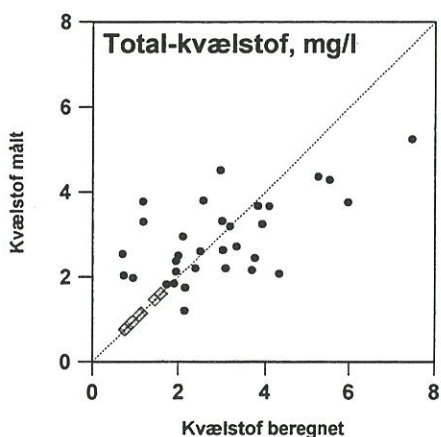
De fire søer, der skiller sig ud med meget høje fosforkoncentrationer, er (fra oven) Sdr. Søby Sø, Sønderby Sø, Gudme Sø og Brændegård Sø. De tre første har tidligere modtaget massive tilførsler af byspildevand mens Brændegård Sø huser Nordeuropas største skarvkoloni, der tilfører søen store mængder fosfor.

Kun få af søerne har fosforkoncentrationer, der er på niveau med de koncentrationer, der beregnes ud fra de målte/beregne tilførsler. De fleste søer har koncentrationer, der er adskillige gange højere end beregnet. De høje koncentrationer skyldes i mange tilfælde tidligere tiders tilførsler.

De nuværende tilførsler er dog også for høje til mange af søerne. Figuren viser således, at den forventede fosforkoncentration i søerne i "naturtilstanden" er i størrelsesordenen 0,03-0,06 mg/l. Det er kun få fynske søer, der har så lavt fosforindhold.

Opfyldelse af målsætningen vil i de fleste søer kræve, at fosforkoncentrationen reduceres til højst 0,050-0,075 mg/l, og for de dybe søer antagelig under 0,050 mg/l. Kun i dette tilfælde kan man sikre klart vand, og dermed de stabile og gode vilkår for undervandsvegetation og smådyrsfauna, som er en forudsætning for at søen kan have et alsidigt og varieret plante- og dyreliv. Med fosforindhold på 0,05-0,075 mg/l vil man således forvente at få sigtdybder på 1,5-2,0 m.

For en del søer er fosfortilførslen i nærheden af et niveau, hvor der ifølge modellen er mulighed for at få en god miljøtilstand. Dette kræver imidlertid, at fosfortilførslen nedsættes til et absolut minimum. Sammenhængen mellem fosforafstrømningen og tætheden af husdyr og mennesker viser, at det især er overfor disse forureningskilder, der skal sættes ind. For mange af søerne kræves en reduktion af fosfortilførslen fra disse kilder på op mod 50 %.



Figur 6.2.2

De målte årsmiddelkoncentrationer af totalkvælstof i 31 fynske søer sammenlignet med de koncentrationer, der forventes ud fra tilførslerne. Den forventede kvælstofkoncentration i søernes basistilstand er ligeledes angivet (⇒).

### Kvælstof

Ved beregningen af sammenhængen mellem indløbskoncentration og søkoncentration er anvendt nedenstående model, som er opstillet på baggrund af stofbalancerne fra 21 overvågningssøer (Jensen m.fl., 1994):

$$N_{so} = 0,23 * N_{ind} Tw^{-0,27} z^{0,27} \quad (r^2=0,70)$$

$N_{so}$  er årsmiddelkoncentrationen i søvandet,  $N_{ind}$  er den tilførte kvælstofmængde (incl. bidrag fra atmosfæren på 20 kg N/ha) divideret med den overfladiske tilførte vandmængde (dvs. excl. nedbør) og  $Tw$  er den målte eller skønnede opholdstid (år), jf. tabel 3.2.2 og  $z$  er søens middeldybde (m).

I figur 6.2.2 er den målte årsmiddel kvælstofkoncentration i søerne sammenholdt med den, der beregnes ud fra tilførslerne. Som for fosfor er årsmiddelkoncentrationen i søerne i mange tilfælde beregnet ud fra sommermiddelkoncentrationen.

Endvidere er vist den beregnede kvælstofkoncentration i basistilstanden, dvs. hvor der ikke er kulturbetingede tilførsler til søen.

Selvom der er store forskelle mellem de observerede og "forventede" kvælstofkoncentrationer, er der langt bedre overensstemmelse end tilfældet var for fosfor. Dette skyldes bl.a., at kvælstofkoncentrationen i søerne i langt højere grad end fosforkoncentrationerne er afhængige af de aktuelle tilførsler. Ændringer i kvælstoftilførslerne må derfor forventes at slå igennem langt hurtigere end tilfældet har været for fosfor. Forskellen mellem observerede og forventede værdier, skyldes antagelig især den usikre opgørelsesmetode. Det ser dog ud til, at modellen overvurderer søernes kvælstofkoncentration ved høje tilløbskoncentrationer, og undervurderer kvælstofkoncentrationen ved lave tilløbskoncentrationer.

Den forventede kvælstofkoncentration i basistilstanden, dvs. uden kulturbetingede tilførsler, er på 0,8-1,6 mg/l, og mindre hvis søerne ligger nedstrøms andre søer. Kvælstofkoncentrationen i de fleste fynske søer er således stærkt forhøjet, hvilket afspejler, at søerne overvejende ligger i landbrugsoplande. Reduktion af søernes kvælstofindhold kræver derfor først og fremmest en indsats overfor kvælstofudvaskningen fra landbruget.

### Sigtdybde

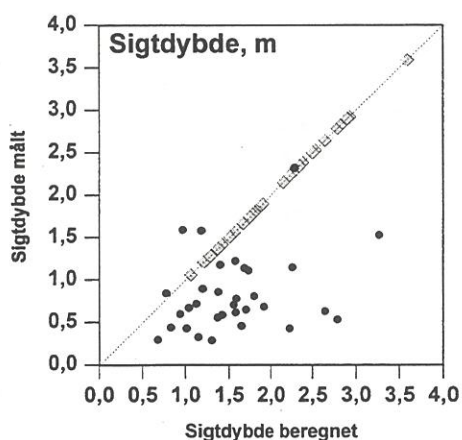
Sigtdybden vurderes ud fra søernes fosforindhold vha. følgende sammenhæng mellem søvandets indhold af total-fosfor og sømetersigtdybden (Kristensen m.fl., 1991):

$$\text{Sigtdybde (m)} = 0,25 P_{\text{so}}^{-0,61} z^{0,25}$$

hvor  $P_{\text{so}}$  er søvandets årsmiddelkoncentration af total-fosfor (mg/l) og  $z$  søens middeldybde (m). Modellen er opstillet på baggrund af resultater fra de 37 danske nationale overvågningssøer.

Figur 6.2.3 viser den aktuelle sigtdybde i søerne sammen med den sigtdybde, man ville forvente (udfra fosfor-model og sigtdybde-model), hvis søerne var i balance med de nuværende fosfortilførsler. Søerne har nu sigtdybder på 0,3-2,4 m, idet de fleste har sigtdybder på under 1 meter. Sigtdybden ville øges til 0,7-3,3 m, hvis søerne var i balance med fosfortilførslerne, og mange af søerne ville have sigtdybder mellem 1 og 2 m.

Figuren viser endvidere den sigtdybde, man ville forvente i søerne, hvis de var i basistilstanden med hensyn til fosfortilførsel. Sigtdybden ville da ligge fra 1,1-3,6 m. De fleste af de lavvandede søer ville i den situation have sigt til bunden, og de dybe søer ville have sigtdybder på 2-3,6 meter. En sigtdybde på over 2 meter kræver, at fosforkoncentrationen i søvandet nedsættes til ca. 0,04 mg/l.



Figur 6.2.3  
De målte sommersigtdybder i 31 fynske søer sammenlignet med de sigtdybder, der forventes når søerne er i ligevægt med fosfortilførslerne. Den forventede sigtdybde i søernes basistilstand er ligeledes angivet (◇).





# 7. Arreskov Sø - tilstand 1996 og udvikling

## 7.1 Søen og dens opland

Arreskov Sø er Fyns største sø med et overfladeareal på 317 ha. Søen er lavvandet, med en middeldybde på 1,9 m. Søens dybdeforhold og morfometriske data fremgår af figur 7.1.2 og tabel 7.1.1.

Søen ligger nordøst for Fåborg i et randmorænelandskab, der udgør en del af Svanninge Bakker (jf. figur 7.1.1). Afstrømningsoplandet til søen er på 24,9 km<sup>2</sup>. Jordbunden består overvejende af lerblandet sand, og er således noget lettere end på Fyn som helhed.

56% af oplandet udgøres af landbrugsområder og 29% af skovområder. I forhold til både Fyn og resten af Danmark har oplandet til Arreskov Sø forholdsvis meget skov og lidt landbrug. Antallet af husdyr i oplandet er lille, 0,3 DE/ha. Se figur 5.1.1.

Der er i 1996 registreret 159 ejendomme i oplandet. Enkelte ejendomme har nedsivningsanlæg eller udleder til samletank. Hovedparten (122 ejendomme) udleder dog til grøfter, dræn eller vandløb, der fører til søen. Tætheden af den spredte bebyggelse ligger under tætheden for Fyn som helhed.

En udledning til søen af mekanisk rensset spildevand fra Korinth blev afskåret i 1983, hvorved søens fosforbelastning blev reduceret til en trediedel. Der tilføres stadig regnvand fra den vestlige del af Korinth, og i forbindelse med større regnskyl tilføres der også urensset spildevand via et overfaldsbygværk.

### Udvikling i søer og vandløb i søens opland

I slutningen af 1800-tallet var antallet og udbredelsen af søer og vandløb i oplandet langt større end nu (figur 7.1.3). Fra 1890 til 1950 reduceredes antallet af søer således med 58 %, og i 1992 var 76 % af søerne forsvundet. Areal-mæssigt var nedgangen ikke så stor, "kun" 15 %, men dette skyldes især, at Arreskov Sø på nu 317 ha alene udgjorde 80% af det samlede søareal i 1890. Længden af åbne vandløb i oplandet er reduceret med 44 % siden 1890, idet den største reduktion skete fra 1890 til 1950.

Der er således foretaget betydelig afvandinger i søens opland, og også søens vandspejl er blevet sænket flere gange. I 1924-25 blev det sænket ca. 75 cm og i 1967 yderligere 17-25 cm. Fund af stenalderboplads 100-200 meter fra den nuværende søbred tyder endvidere på, at søens vandspejl har været 3-4 m højere end i dag.

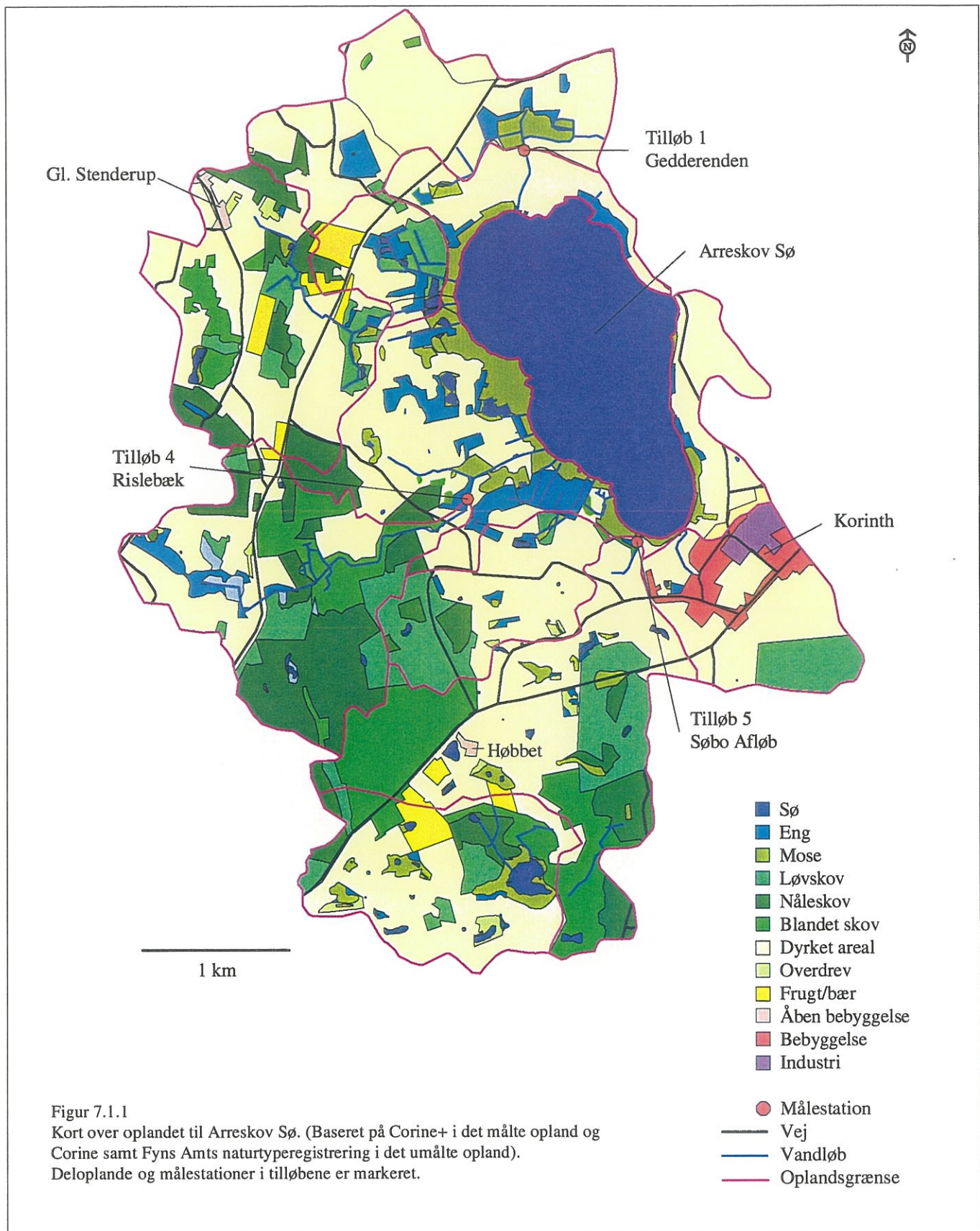
### Udvikling i miljøtilstand

De ovenfor nævnte afvandinger og vandstandssænkninger kan have forårsaget en betydelig tilførsel af næringsstoffer fra de nærliggende mose- og engområder, der blev tørlagt og til dels opdyrket. Ved tørlægningen øges således nedbrydningen af organisk stof, hvorved de deri bundne næringsstoffer, specielt fosfor, kan udvaskes.

Arreskov Sø	
Overfladeareal, ha	317
Middeldybde, m	1,9
Maksimumdybde, m	3,7
Vandvolumen, m <sup>3</sup>	5.880.000
Kystlængde, km	8,50

Tabel 7.1.1  
Fysiske forhold i Arreskov Sø.





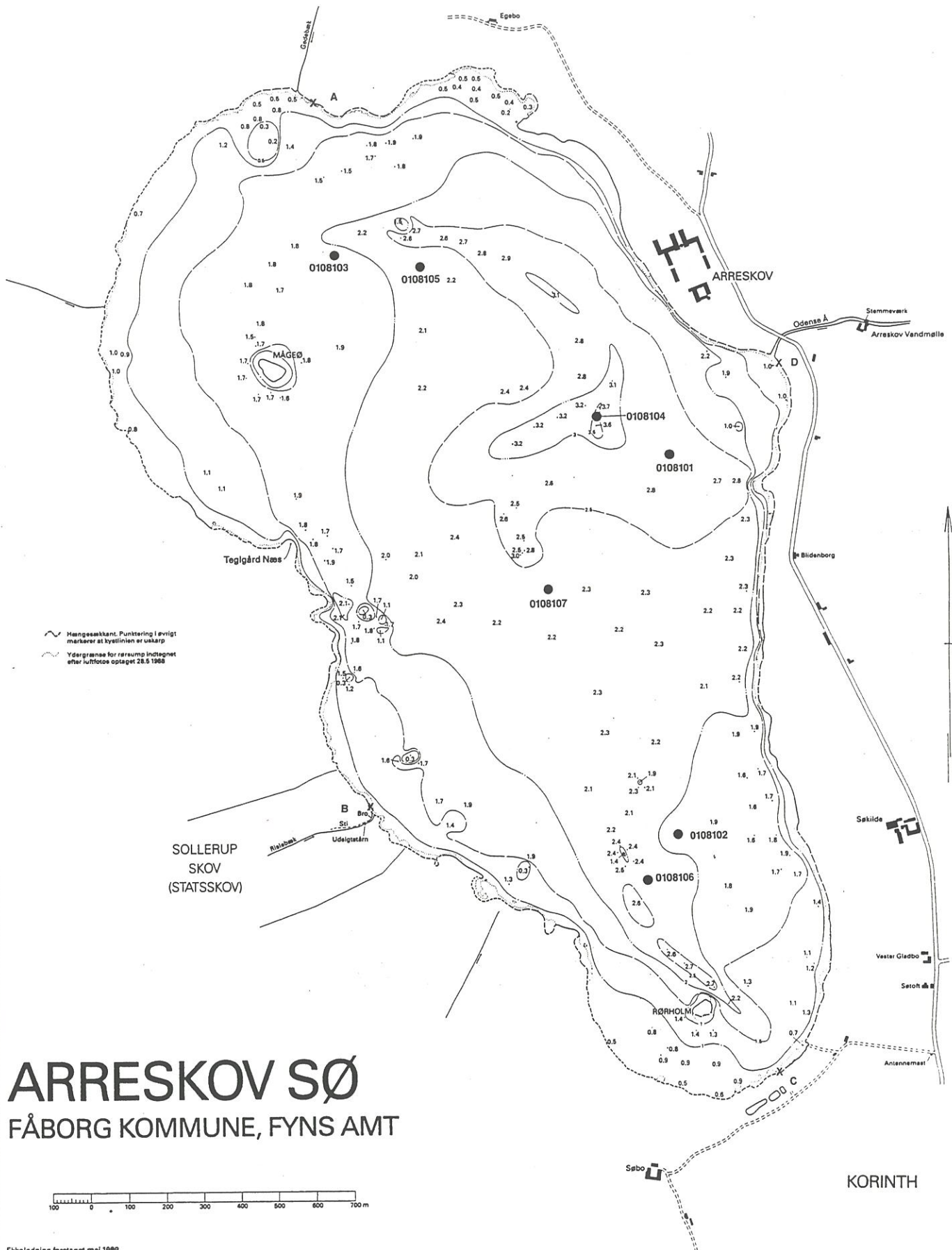
Figur 7.1.1  
 Kort over oplandet til Arreskov Sø. (Baseret på Corine+ i det målte opland og Corine samt Fyns Amts naturtyperegistrering i det umålte opland).  
 Deloplande og målestationer i tilløbene er markeret.





Figur 7.1.2

Dybdekort over Arreskov Sø med indtegnede overvågningsstationer og stationsnumre. Bogstaver angiver skalapæle til aflæsning af vandstande.

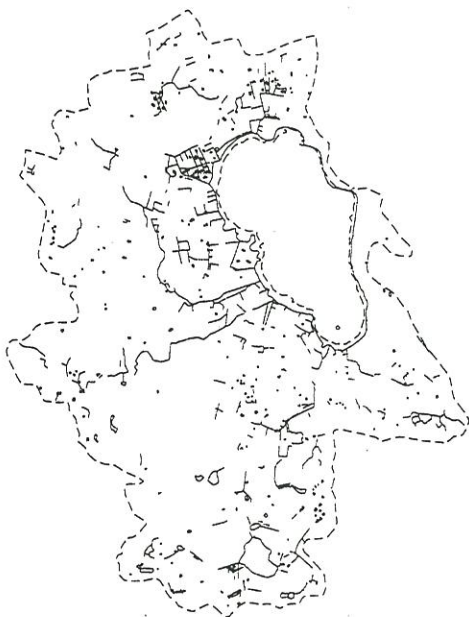


# ARRESKOV SØ

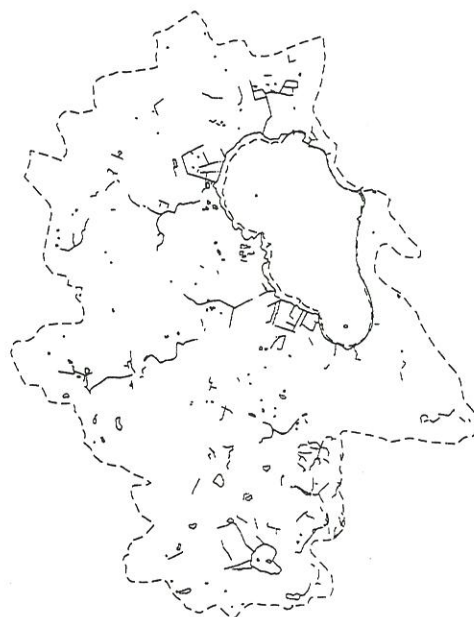
FÅBORG KOMMUNE, FYNs AMT

Ekkolodning foretaget maj 1989  
 ved vandspejl 32,7 m over DNN (GI)  
 Tegnet af Tom Therkildsen  
 Publiceret af landinspektør Thorkild Hey juli 1989

# Vandløb og søer/vandhuller i Arreskov Sø oplandet

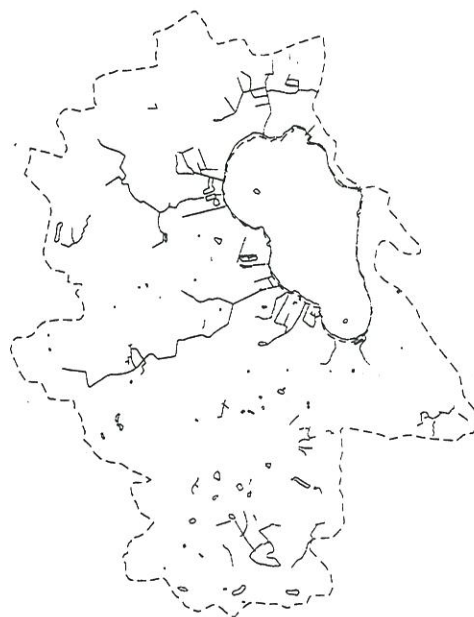


1890



1950

	Antal søer	Søer ha	Vandløb km
1890	276	396,6	51,9
1950	117	370,7	31,9
1992	65	338,4	29,2



1992

Figur 7.1.3

Vandløb og søer i oplandet til Arreskov Sø, 1890-1992. Vurderingen er foretaget på grundlag af generalskabskort i 1:20.000 fra 1890, målebordsblad fra 1950 og 4-cm kort fra 1992.



I hvert fald havde søen allerede i 1920 uklart vand og dominans af blågrønner, og undervandsplanter manglede (Petersen, 1950). Fra 1930'erne og frem blev der også jævnlige konstateret dårlige miljøforhold i søen (Fyns Amt, 1994a), og i 1966 konstaterede Birnø (1967), at spildevandstilførslen fra Korinth havde påvirket søens miljøtilstand.

Efter afskæringen af spildevandet fra Korinth i 1983 skete der ikke umiddelbart en forbedring i søens tilstand, idet der snarere optrådte en forværring op igennem 1980'erne, hvor søen havde meget uklart vand og stor algeproduktion. Først i 1992 skete nogle markante ændringer. Vandet blev usædvanlig klart, og indholdet af kvælstof og fosfor faldt. Årsagen var et drastisk fald i antallet af dyreplanktonædende fisk. Fiskenes fravær gav mulighed for tilstedeværelsen af store dafnier, som er effektive algespisere. Dafnierne kunne derefter holde algemængden på et meget lavt niveau det meste af året. Samtidig faldt indholdet af næringsstoffer i søvandet. Som følge af bedre lysforhold i det klare vand, begyndte undervandsplanterne at brede sig i 1993. Denne udvikling i søens miljøtilstand fortsatte i 1994 og 1995.

Arreskov Sø er i Fyns Amts Regionplan 1993-2005 målsat som "Referenceområde for naturvidenskabeligestudier". Målsætningen indebærer, at søen skal have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv, som er upåvirket eller næsten upåvirket af forurening. Det vurderes, at søen for at opfylde målsætningen skal have en middelsigt dybde på mindst 1 m, et artsrigt plante- og dyreliv uden masseopblomstring af enkelte algegrupper (især blågrønner), samt en (stedvist) veludviklet rankegrøde (Fyns Amt, 1991a). Endelig skal fiskebestanden have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk. Denne målsætning er ikke opfyldt.

## 7.2 Vand- og næringsstofftilførsel

### Total tilførsel

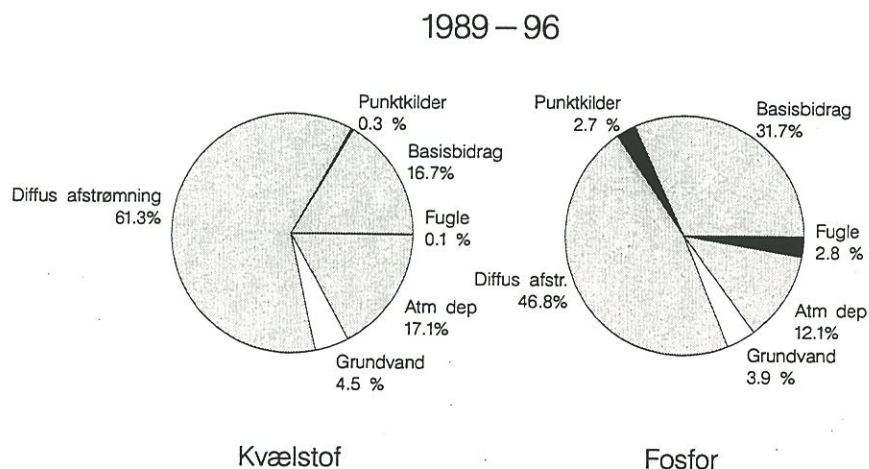
Den totale tilførsel af kvælstof og fosfor i 1996 var på 17.600 kg kvælstof og 303 kg fosfor. Dette var en væsentlig lavere tilførsel af både kvælstof og fosfor end i perioden 1989-1995, der som gennemsnit havde en årlig tilførsel på 41.300 kg kvælstof og 700 kg fosfor. Figur 7.2.1 viser, hvordan kilderne til denne tilførsel fordeler sig, og i figur 7.3.2 er tilførslen af vand, kvælstof og fosfor angivet. I bilag B.4 er kvælstof- og fosfortilførslen i årene 1989-1996 angivet, dels på årsbasis, dels i sommerperioden.

Langt den største næringsstofbelastning af søen skyldes **afstrømning fra oplandet** til søen. I 1989-1996 udgjorde kvælstof- og fosfortilførslen herfra hhv. 77% og 81% af søens samlede belastning.

Denne afstrømning udgøres dels af en **kulturbetinget afstrømning**, der skyldes en diffus afstrømning fra landbrug og spredt bebyggelse samt punktkilder, dels af en naturlig afstrømning. Den kulturbetingede kvælstof- og fosforafstrømning udgjorde som gennemsnit for perioden 1989-1996 henholdsvis 62 % og 50 % af den samlede tilførsel.

Figur 7.2.1

Kilder til kvælstof- og fosforafstrømningen til Arreskov Sø i perioden 1989-1996.



Den naturlige afstrømning af kvælstof og fosfor, det såkaldte **basisbidrag**, udgjorde i samme periode hhv. 17 % og 32 % af den totale tilførsel til søen.

Den **atmosfæriske deposition** af kvælstof og fosfor udgjorde i 1989-1996 hhv. 17 % og 12 % af de samlede tilførsler til søen. Hermed var denne kilde en betydende faktor for søens stofbalance, specielt for kvælstof. Hovedparten af den atmosfæriske kvælstofdeposition er kulturbetinget, idet den stammer fra forbrænding i industri og motorer samt ammoniakfordampning fra landbruget. Tilsvarende kan ca. halvdelen af fosfordepositionen antages at være kulturbetinget.

I sommerperioden 1996 (1. maj - 30. september) var kvælstoftilførslen fra atmosfæren lige så stor som den tilførsel, der skyldtes afstrømning fra land. Det var dog kun 20 % af den samlede årlige kvælstofbelastning af søen, der skete i sommerperioden.

**Grundvandsbidraget** af kvælstof og fosfor udgjorde en beskedent andel, 3-4 % af søens samlede belastning. En del af denne belastning er kulturbetinget.

Arreskov Sø er en vigtig rasteplass for **grågæs** i månederne august-september. Gæssene søger i perioden føde på tilgrænsende arealer, men tilbringer nattetimerne på søen. Herved sker der med affaldsprodukterne en tilførsel af næringsstoffer fra søens omgivelser til selve søen. Tilførslen er dog af beskedent betydning, under 1 % for kvælstof og normalt ca. 3 % for fosfor.

Samlet udgjorde den **kulturbetingede tilførsel af kvælstof og fosfor i 1989-1996 hhv. ca. 80 % og 50 %** af den samlede tilførsel til søen. Det er dog sandsynligt, at den kulturbetingede andel af fosforafstrømningen er større, fordi fosforafstrømningen i tilløbene antagelig bliver underestimeret med den anvendte målemetode.

Selvom kvælstof- og fosfortilførslen i 1996 var væsentlig lavere end i perioden 1989-95, var fordelingen på kilderne nogenlunde som de tidligere år.



### Kilder til den kulturbetingede kvælstof- og fosforafstrømning

Hovedparten af kvælstofafstrømningen (80% i perioden 1989-1996) skyldes et kulturbetinget bidrag fra det åbne land, primært afstrømning fra landbrugsarealer. Udledningen af kvælstof fra den spredte bebyggelse er ubetydelig sammenholdt med, hvad der afstrømmer fra landbrugsarealer, men udledningen af spildevandet kan alligevel have en meget negativ effekt i de små vandløb på grund af det store indhold af ammoniak og organisk stof.

Den kulturbetingede fosforafstrømning stammer fra dyrkningsjorden og den spredte bebyggelse og udgjorde i 1989-1996 58% af den samlede fosforafstrømning fra oplandet.

En opgørelse af den potentielle spildevandsbelastning fra den spredte bebyggelse i oplandet til Arreskov Sø (baseret på normtal fra Miljøstyrelsen) fremgår af tabel 7.2.1. Den potentielle spildevandsbelastning omfatter spildevandsproduktionen for ejendomme med afledning til sø, vandløb eller dræn før en evt. rensning. På grund af manglende viden om rensegrader ved udledning fra den spredte bebyggelse, er den aktuelle belastning ikke beregnet.

På nuværende tidspunkt er det usikkert, hvor stor en del af den diffuse fosfortilførelse til søen, der stammer fra den spredte bebyggelse og hvor stor en del, der stammer fra dyrkningsjorden. Der er dog ingen tvivl om, at begge kilder er væsentlige for belastningen af Arreskov Sø.

Arealafstrømningen (afstrømningen pr. ha oplandsareal) af ferskvand, kvælstof og fosfor er dog generelt mindre til Arreskov Sø end niveauet for Fyn som helhed (se figur 5.2.1). Dette kan forklares med, at der i oplandet til Arreskov Sø er mere skov, flere naturområder og mindre landbrug end på Fyn som helhed. Endvidere er befolkningstætheden relativt lav.

### Udvikling i afstrømningen til søen 1989-1996

Den mængde kvælstof og fosfor, der strømmer til søen fra oplandet det enkelte år er bl.a. afhængig af **ferskvandsafstrømningen**. Denne var meget lav i 1996, og lå på årsbasis 57% under gennemsnittet for perioden 1989-1995. I sommerperioden (1. maj- 30. september) lå afstrømningen 41% under gennemsnittet for perioden.

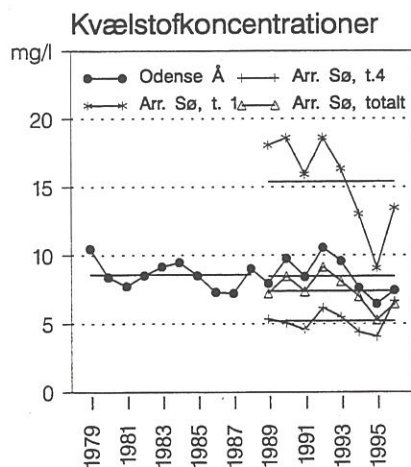
Som følge heraf, var **kvælstofafstrømningen** til søen i 1996 ligeledes meget lav. På årsbasis lå kvælstofafstrømningen 63% under gennemsnittet for perioden 1989-1995. I sommerperioden var kvælstofafstrømningen 56% under gennemsnittet.

På trods af dette, var den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i søtilløbene større end det foregående år. Dette skyldes især, at der skete en voldsom udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorden i november-december, hvor afstrømningen var relativt høj. Udviklingen i kvælstofkoncentrationen i søens tilløb svarer til udviklingen i Odense Å, se figur 7.2.2.

Selv om den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration de seneste 3 år er den hidtil laveste, der er registreret, er der ikke grundlag for med sikkerhed at kon-

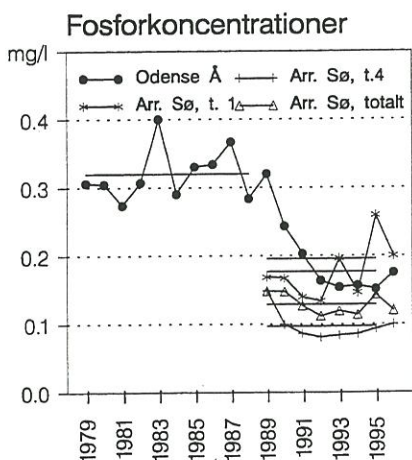
Kvælstof	1500 kg N/år
Fosfor	342 kg P/år

Tabel 7.2.1  
Den potentielle spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse i oplandet til Arreskov Sø baseret på normtal fra Miljøstyrelsen.



Figur 7.2.2  
Vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i Odense Å, 1979-1996, 2 tilløb til Arreskov Sø samt i den samlede afstrømning til søen i 1989-1996. Middelværdier for perioden 1979-1988 (kun Odense Å) og 1989-1996 er ligeledes vist.





Figur 7.2.3

Vandføringsvægtede fosforkoncentrationer i Odense Å 1979-1996, 2 tilløb til Arreskov Sø samt i den samlede afstrømning til søen i 1989-1996. Middelværdier for perioden 1979-1988 (Odense Å) og 1989-1996 er ligeledes vist.

Tabel 7.2.2

Procentvis fordeling af belastningen fra de enkelte tilløb til Arreskov Sø, 1996.

kludere, at der er tale om et blivende kulturbetinget fald i kvælstofafstrømningen til søen (jf. Fyns Amt, 1997a).

I 1996 var **fosforafstrømningen** ligesom ferskvandsafstrømningen meget lille, og den hidtil mindste afstrømning, der er målt. Afstrømningen var i 1996 på årsbasis og i sommerperioden (1. maj - 30. september) henholdsvis 60% og 37% under gennemsnittet for perioden 1989-1995.

Fosforkoncentrationen i tilløbsvandet til Arreskov Sø er generelt lavere end i Odense Å (fig 7.2.3), men følger nogenlunde samme mønster. Faldet i fosforkoncentration fra 1990 til 1992 skyldes formentlig, at fosforudledningen med husspildvand faldt på grund af et lavere fosforindhold i vaske- og rengøringsmidler. I 1995 skete dog igen en øgning af fosforkoncentrationen, som formodentlig skyldes et øget bidrag fra dyrkningsjorden som følge af udbringning af store mængder husdyrgødning i oplandet til tilløb 1.

Der synes derfor ikke at være en tendens til faldende fosfortilførsel gennem perioden 1989-96.

#### Vurdering af belastningen fra de enkelte tilløb til søen

Der er i 1996 målt vand- og stoftransport i tilløb 1, 4 og 5 til Arreskov Sø. Oplandene til disse tilløb udgør henholdsvis 10%, 14% og 26% af søens samlede opland (se tabel 7.2.2). Den vandføringsvægtede middelkoncentration i tilløbene på års- og sommerbasis fremgår af figur 7.2.4 og 7.2.5.

Opland	Andel af opland %	Andel af vandtransport %	Andel af kvælstoftransport %	Andel af fosfortransport %
Tilløb 1 (Gedderenden)	10	12	25	20
Tilløb 4 (Rislebæk)	14	21	9	14
Tilløb 5 (Søbo afløb)	24	18	18	15
Umålt opland	49	49	47	51

#### Tilløb 1 (Gedderenden)

Hovedparten af oplandet til Gedderenden anvendes til landbrug (88%), og husdyrtætheden er meget høj. Andelen af spredt bebyggelse ligger endvidere 25% over niveauet for søens opland som helhed. Jordbunden er sandet.

Gedderenden var i 1996 det betydeligste tilløb med hensyn til både kvælstof- og fosforbelastning af Arreskov Sø.

Koncentrationsniveauet af kvælstof var væsentligt højere end i de øvrige tilløb. Fra 1993 til 1995 faldt koncentrationen, men i 1996 steg den igen til næsten samme niveau som i 1993. Stigningen skyldtes først og fremmest en forøget udvaskning af kvælstof fra markerne i efterårsperioden. I sommerperioden 1989-1996 udviste kvælstofkoncentrationen en faldende tendens.

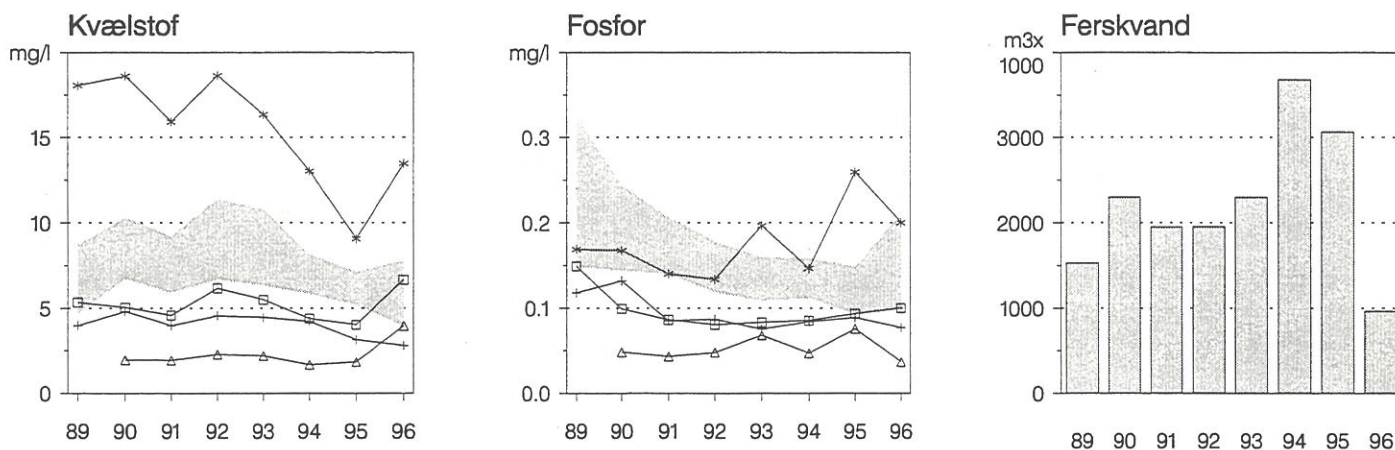
Fosforkoncentrationen i Gedderenden er ligeledes højere end i de øvrige tilløb, og synes oven i købet at have en stigende tendens siden 1992. Da der er et meget stort husdyrhold i dette opland, kan stigningen skyldes, at jorden efterhånden er mættet med fosfor, således at udvaskningen af fosfor øges.

Tilløbet anses for at være noget belastet af spildevand fra spredt bebyggelse og meget belastet af landbrugsdrift.

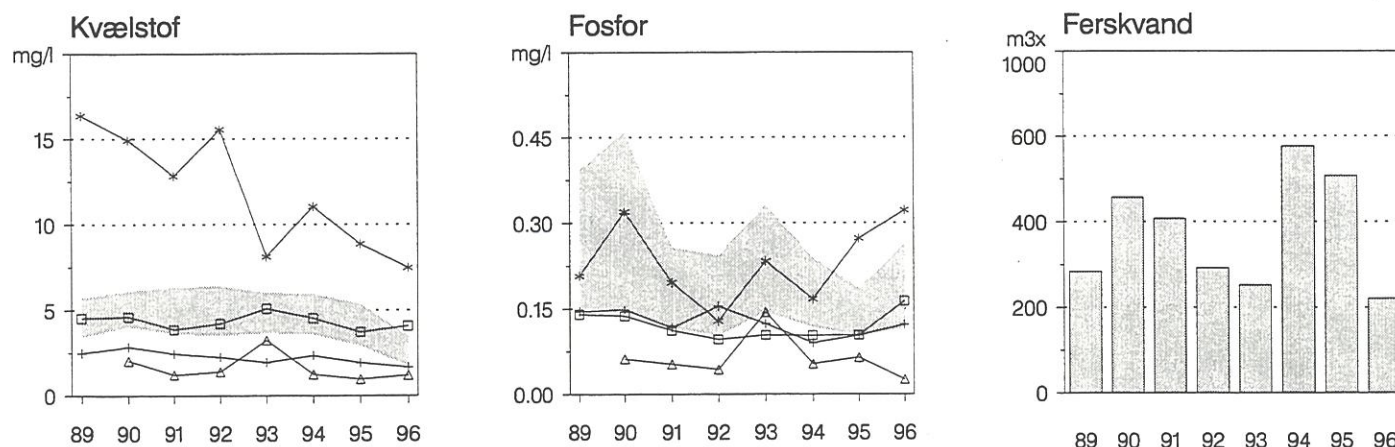
#### Tilløb 4 (Rislebæk)

Oplandet til Rislebækken består af skov (58 %) og landbrugsarealer (34 %). Andelen af skov er dermed stor og andelen af spredt bebyggelse i oplandet lav. Husdyrtætheden er som gennemsnittet for Fyn. Jordbunden er mere leret end i det øvrige opland til Arreskov Sø.

△—△ Naturvandløb, Holstenshuus  
 \*—\* Tilløb 1  
 +—+ Tilløb 4  
 □—□ Tilløb 5



Figur 7.2.4 Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor i hovedtilløbene til Arreskov Sø og naturvandløbet Holstenshuus 1989-1996. Naturvandløbet afstrømmer ikke til søen. 25-75%-s-fraktiler for fynske vandløb er vist som bånd. Endvidere er vist ferskvandsafstrømningen via hovedtilløbene til søen 1989-1996.



Figur 7.2.5 Vandføringsvægtede sommermiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor i hovedtilløbene til Arreskov Sø og naturvandløbet Holstenshuus 1989-1996. Naturvandløbet afstrømmer ikke til søen. 25-75%-s-fraktiler for fynske vandløb er vist som bånd. Endvidere er vist ferskvandsafstrømningen via hovedtilløbene til søen 1989-1996.



Rislebækken har generelt et lavt indhold af både kvælstof og fosfor. Både kvælstof- og fosforkoncentrationen faldt svagt gennem perioden 1989-96. Kvælstofkoncentrationen i 1996 var sågar under koncentrationen for naturvandløbet Holstenhuus.

#### Tilløb 5 (Søbo Afløb)

Andelen af landbrugsarealer i oplandet til Søbo Afløbet er forholdsvis lille (58 %), mens skovområderne dækker en hel del af oplandet (30 %). Husdyrtætheden er lav. Andelen af spredt bebyggelse er forholdsvis lav og ligger på niveau med Arreskov Sø oplandet som helhed. Jordbunden er sandet.

Både kvælstof- og fosforindholdet i dette søtilløb er gennemgående lavt, men dog markant højere end i naturvandløb. Der er ikke nogen entydig udvikling i kvælstof- og fosforkoncentrationen.

Det vurderes, at Søbo Afløbet er noget belastet af landbrugsdrift og spildevand fra spredt bebyggelse.

## 7.3 Vand- og stofbalance

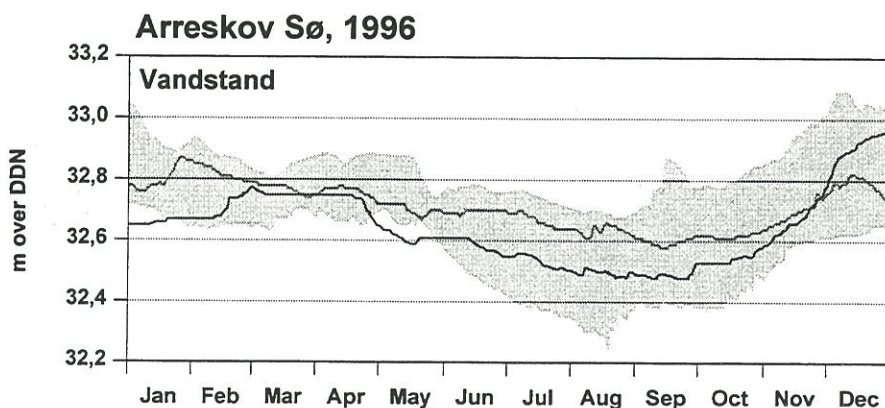
### Vandstand

Vandstanden i søen reguleres ved en opstemning ved Arreskov Vandmølle i søens afløb. Flodemålet (den højst tilladte vandstand) er fra 1. januar 1991 fastsat til 33,06 m over DNN. I forbindelse med en fredning af søen og dens omgivelser er der endvidere fastsat en minimumsvandstand til kote 32,65 over DNN.

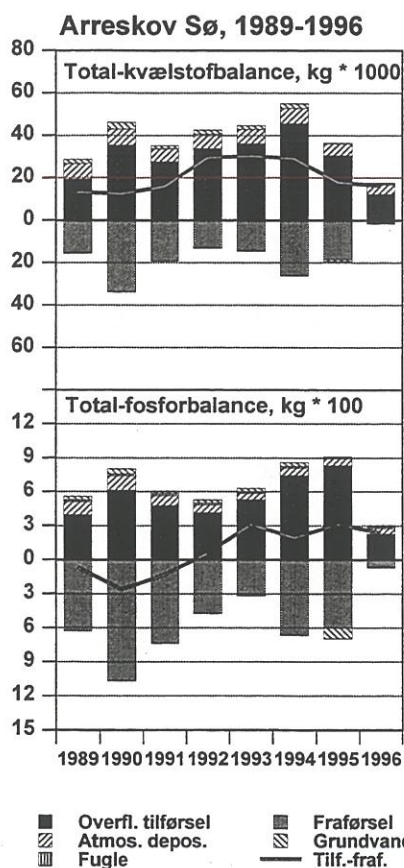
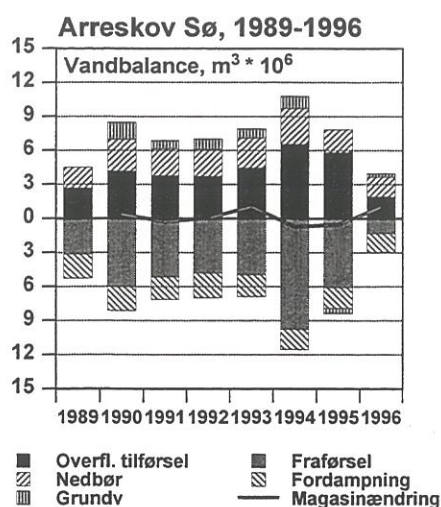
Som følge af en ringe tilstrømning af vand til søen i vinteren 1995/96 var vandstanden usædvanlig lav i starten af året, og gennem hele sommeren var der ligeledes lav vandstand. Selvom der var ikke afløb fra søen fra juni til september, kunne mindstevandstanden på 32,65 m over DNN ikke overholdes (figur 7.3.1).

Figur 7.3.1  
Vandstand i Arreskov Sø, 1996, målt i meter over "Dansk Normal Nul". Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-95.

— 1996  
— median, 1989-1995  
■ variationsinterval, 1989-1995







Figur 7.3.2  
Tilførsel og fraførsel af vand, total kvælstof og total fosfor for Arreskov Sø, 1989-96. Den angivne vandtilførsel er den overfladiske tilførsel fra oplandet, mens den angivne tilførsel af kvælstof og fosfor er den totale tilførsel fra samtlige kilder.

## Vandbalancen

Den overfladiske afstrømning var i 1996 meget lav, idet den kun udgjorde 43 % af den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1989-95 (figur 7.3.2). Specielt var tilstrømningen i årets 4 første måneder lavere end det tidligere er set (figur 7.3.3). Der løb heller ikke meget vand ud af søen, faktisk var fordampningen fra søen større end den mængde vand, der løb fra via søens afløb.

På grund af søens store overfladeareal har nedbør på og fordampning fra søoverfladen stor betydning for vandbalancen. I sommerperioden var nedbøren næsten dobbelt så stor som tilstrømningen via overfladevand og grundvand, og fordampningen var over tre gange så stor som den vandmængde, der løb fra via søens afløb.

Grundvandstilførselen var på 16 % af den overfladiske afstrømning i 1996. Den var dermed på samme størrelse som gennemsnittet for perioden 1990-95, der var på 15 %.

## Vandets opholdstid i søen

Vandets opholdstid i søen er normalt omkring 1,1 år, og kan i våde år være helt ned til 0,6 år (bilag B.3). I 1996 var opholdstiden på 4,3 år. Det var derfor kun ca. en fjerdedel af søens vand, der blev udskiftet i løbet af året.

## Stofbalance

De til- og fraførte mængder af vand, kvælstof og fosfor i perioden 1989-96 er opgjort på årsbasis i figur 7.3.2 og på månedsbasis i figur 7.3.3.

## Kvælstof

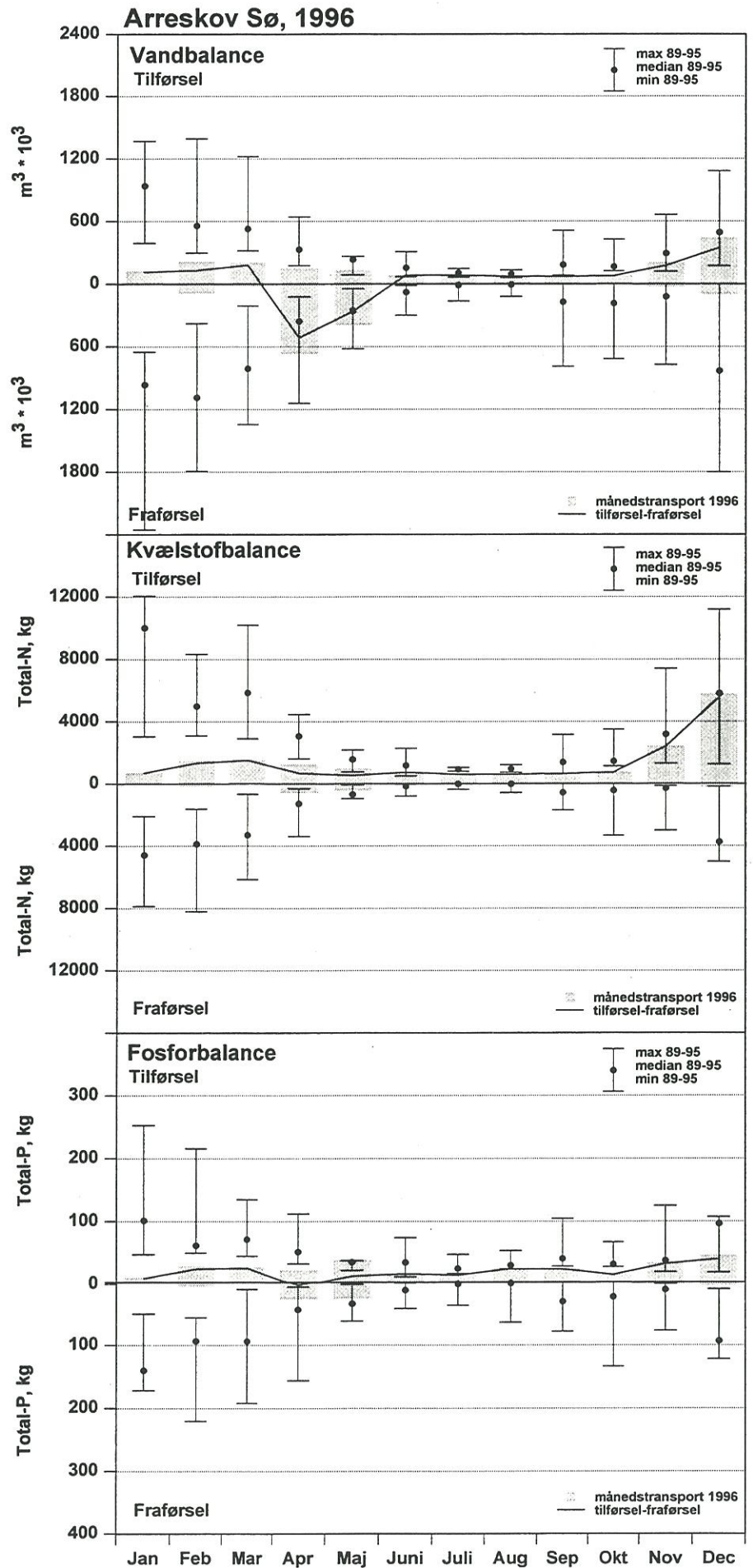
Kvælstoftilførslen på 17,6 tons i 1996 var den laveste i overvågningsperioden, og mindre end halvt så stor som året før. Den totale vandføringsvægtede middelkoncentration (total stoftilførsel divideret med total vandtilførsel incl. nedbør og grundvand) var på 4,45 mg/l, hvilket er på samme niveau som i 1995, men lavere end de tidligere år. Tilførslen af kvælstof skete især i årets to sidste måneder, hvor den kun havde ringe betydning for de biologiske forhold i søen.

Der løb kun ca. 1,5 tons kvælstof fra søen. Der blev altså omsat eller ophobet 16 tons kvælstof i søen, svarende til, at ca. 92 % af de tilførte mængder blev holdt tilbage i søen. Årsagen til den store kvælstoftilbageholdelse var dels, at vandets opholdstid i søen var lang i 1996, dels at der skete en betydelig vandstandsstigning i slutningen af året. Som følge af sidstnævnte, blev en del af det tilførte kvælstof ophobet i søvandet. Tages der hensyn til denne puljeændring, var tilbageholdelsen på 62 %. Dette svarer til den normale tilbageholdelse i søen i perioden 1990-95, hvor kvælstoftabet incl. puljeændringer var på 65 % af de tilførte mængder.

Som følge af kvælstofomsætningen i søen var kvælstofkoncentrationen i det vand, der løb fra søen i 1996 kun på 1,12 mg/l. Dette var den hidtil laveste koncentration i afløbsvandet, og kun ca. en fjerdedel af koncentrationen i det vand, der løb til søen.

Figur 7.3.3

Tilførsel og fraførsel af vand, total-kvælstof og total-fosfor for Arreskov Sø på månedsbasis, 1996. Maksimum, minimum og median for perioden 1989-95 er ligeledes vist.





## Fosfor

Den samlede tilførsel af fosfor var på kun 303 kg i 1996 og dermed den absolut laveste i overvågningsperioden, der som gennemsnit for de foregående år havde en tilførsel på 701 kg pr. år.

Der løb kun 68 kg fosfor ud af søen, svarende til at 235 kg blev tilbageholdt i søen. Samtidig faldt fosforpuljen i søvandet med 145 kg, således at ialt 380 kg fosfor blev bundet i søbunden. Søens sediment var altså i stand til at binde mere fosfor end der totalt blev tilført søen. Denne fosfor"tilbageholdelse" på 125 % af de tilførte mængder, er den hidtil højst registrerede. Igennem perioden 1990-95 er 28% af de tilførte fosformængder blevet bundet i søbunden.

## 7.4 Miljøtilstand

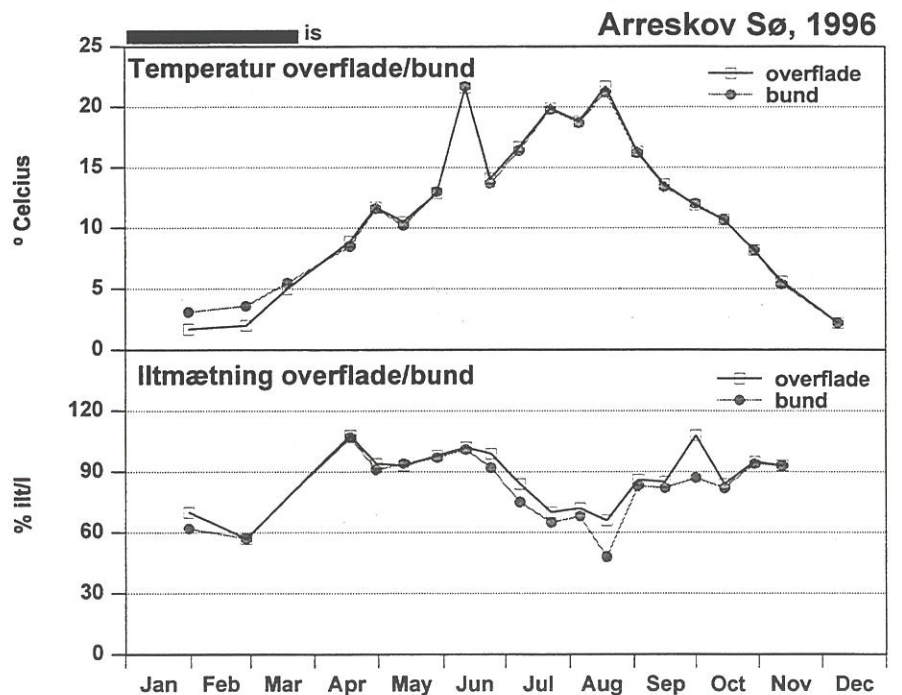
### 7.4.1 Fysisk-kemiske forhold i søvand

Resultaterne af de fysisk-kemiske målinger i søens overfladevand i 1996 fremgår af figur 7.4.1 og 7.4.2. Figuren viser endvidere medianen og variationen af målingerne fra 1989-95. For alle år, hvorfra der foreligger målinger, er de beregnede sommer-, vinter- og årsmiddelværdier samt fraktiler af udvalgte parametre vist i bilag 6.

#### Temperatur og ilt

Søen var islagt fra midten af december til slutningen af marts. Selvom dette isdække varede i tre måneder, forekom der ikke iltfrie forhold under isen, idet den lavest målte iltmætning var på 58 %. Vandet var undermættet med ilt gennem stort set hele året, hvilket viser, at algeproduktionen var lav og nedbrydningsprocesser fremherskende, selv i sommerperioden. I slutningen af august forekom det laveste iltindhold (ca. 50 %). Der forekom tilsyneladende ikke så lave iltindhold i vandet, at det blev kritisk for fisk.

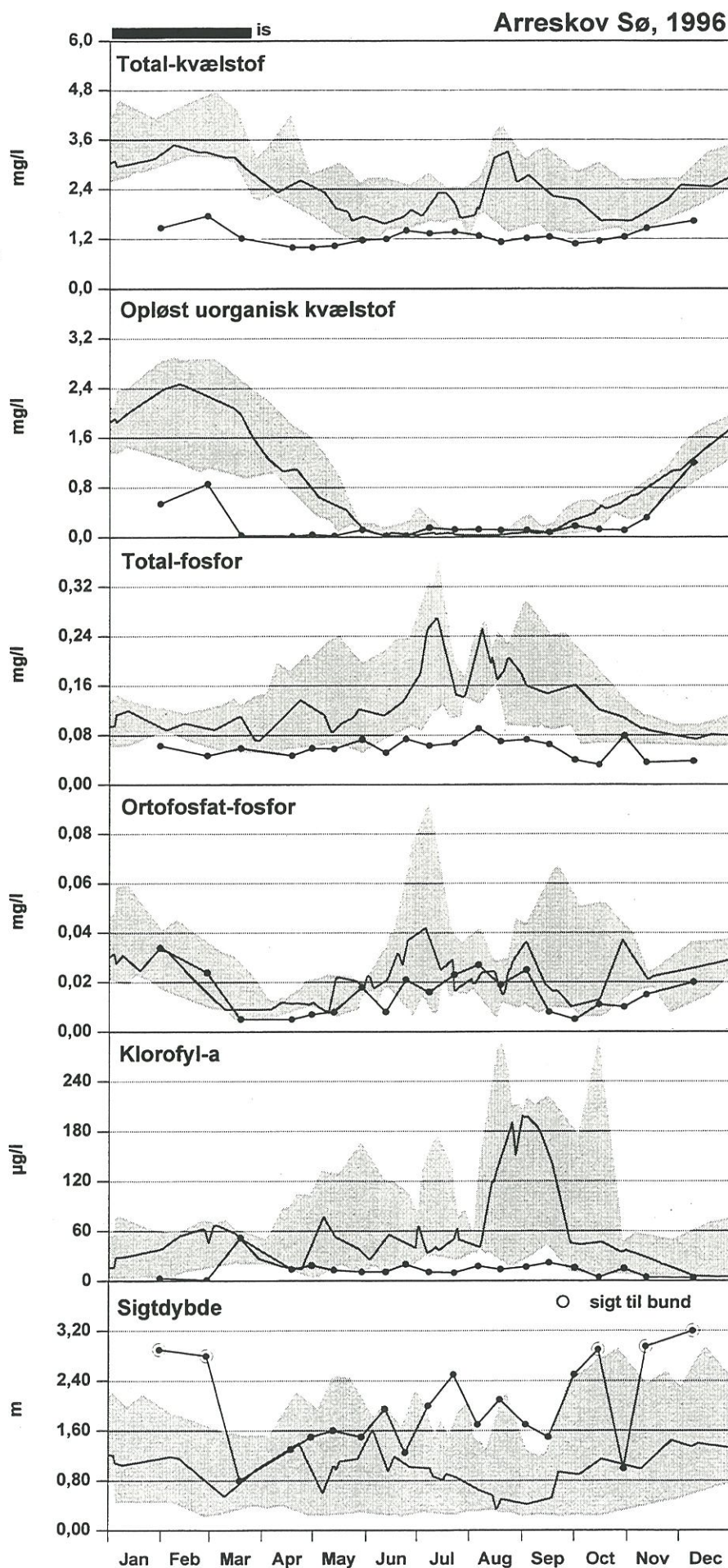
Figur 7.4.1  
Temperatur og iltmætning nær overfladen (0,20 m dybde) og lige over bunden i Arreskov Sø, 1996.





Figur 7.4.2  
 Overfladevandets indhold af total-kvælstof, opløst uorganisk kvælstof, total-fosfor, ortofosfat-fosfor, klorofyl-a samt sigt-dybden i Arreskov Sø, 1996. Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-95. Variationsintervallet omfatter de beregnede dagsværdier for de enkelte år. Dog er den største og mindste dagsværdi ikke medtaget, for at udjævne enkelte ekstreme udsving.

—●— 1996  
 — median, 1989-1995  
 ■ variationsinterval, 1989-1995



## Kvælstof

På grund af den lave afstrømning af kvælstof fra land, var kvælstofindholdet i søvandet usædvanlig lavt gennem hele året. Årsmiddelkoncentrationen for **total kvælstof** var på 1,33 mg/l og sommermiddel på 1,22 mg/l. Koncentrationen af **opløst uorganisk kvælstof** var ligeledes meget lav, idet den allerede midt i marts (under isen) var tæt på detektionsgrænsen. Opløst uorganisk kvælstof kan således allerede fra det tidlige forår have været begrænsende for algeproduktionen.

## Fosfor

Med et års- og sommergennemsnit på hhv. 0,06 og 0,07 mgP/l var koncentrationen af **total fosfor** usædvanlig lav i 1996. Det er således første gang i overvågningsperioden, at der ikke er sket nogen nævneværdig fosforafgivelse fra sedimentet i sommerperioden. Koncentrationen af **ortofosfat-fosfor** var lav (under 0,02 mg/l) gennem det meste af året. Et så lavt fosforindhold er ikke tidligere set i søen, og manglende tilgængelighed af fosfor kan have været med til at begrænse algernes vækst, specielt i marts-april og i slutningen af september/begyndelsen af oktober.

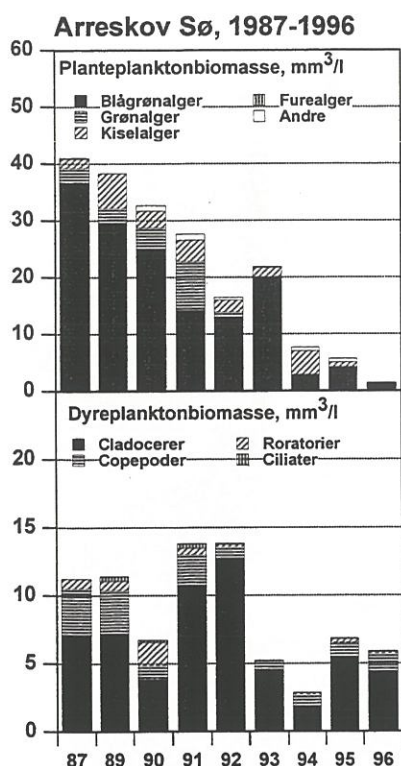
## Algemængde og sigtddybde

Bortset fra et forårsmaksimum allerede under isen, var algemængden bemærkelsesvis lav gennem hele året. Det er således første gang i overvågningsperioden, at der ikke er forekommet et stort maksimum af blågrønalger i august-september. På grund af den lave algemængde var vandet klart, og sigtddybden var ikke under 1,25 m i hele sommerperioden. Års- og sommergennemsnittet var på hhv. 2,13 m og 1,81 m, hvilket er på niveau med 1993, der har de hidtil højst målte sigtddybder. Algemængden blev således holdt nede, dels af lave næringsstoffkoncentrationer, dels af intensiv græsning fra søens dyreplankton (se afsnit 7.4.3).

## 7.4.2 Planteplankton

Planteplanktonets biomasse var lav gennem hele 1996 og varierede fra 0,13 mm<sup>3</sup>/l i november til 2,9 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af august (figur 7.4.4). Den gennemsnitlige biomasse i sommerperioden, 1,4 mm<sup>3</sup>/l, var den hidtil laveste i overvågningsperioden (figur 7.4.3). Som de fleste af de øvrige år var det blågrønalger, der dominerede planktonet.

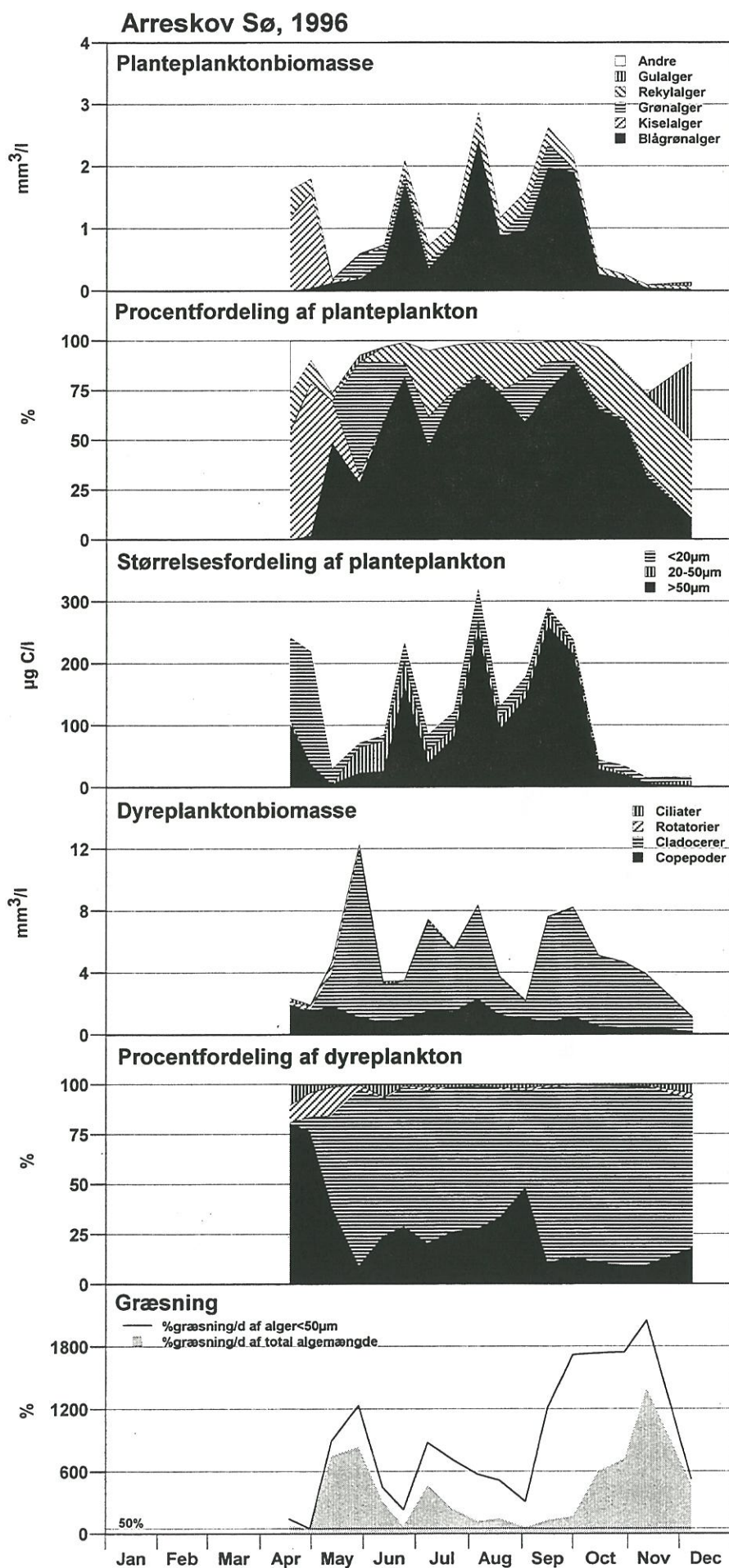
Der forekom et forårsmaksimum af kiselalger (især *Asterionella formosa*) i april, umiddelbart efter at isen var forsvundet fra søen. Klorofylmålingerne tyder på, at algevæksten allerede var godt igang under isen. Efter dette forårsmaksimum var algebiomassen lav frem til slutningen af juni. Igennem sommeren dominerede kvælstoffikserende blågrønalger. Fra midt i juni til begyndelsen af september var det *Aphanizomenon* spp. og i september-oktober *Anabaena mendota*.



Figur 7.4.3  
Plante- og dyreplankton i Arreskov Sø 1989-96. Gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i sommerperioden 1. maj - 30. september.



Figur 7.4.4  
 Volumenbiomasse og procentvise  
 sammensætning af planteplankton  
 og dyreplankton, samt  
 størrelsesfordeling og græsning i  
 Arreskov Sø, 1996.





### 7.4.3 Dyreplankton

Den totale dyreplanktonbiomasse varierede mellem 1,1 mm<sup>3</sup>/l i december og 12 mm<sup>3</sup>/l i slutningen af maj. Den gennemsnitlige dyreplanktonbiomasse i sommerperioden var 5,9 mm<sup>3</sup>/l, og dermed lidt mindre end i 1995, se figur 7.4.3.

Cladocerer dominerede gennem det meste af året, og udgjorde 74% af den totale, gennemsnitlige biomasse i sommerperioden. Copepoder udgjorde i denne periode 22%, rotatorier 2 % og ciliater 1%.

De store dafniearter *Daphnia hyalina* og *Daphnia pulex* var dominerende i planktonet. *D. hyalina* dominerede fra maj til starten af juli, hvorefter *D. pulex* overtog dominansen. De to arter udgjorde tilsammen 68 % af biomassen i sommerperioden. Den tredje vigtigste art, copepoden *Eudiaptomus gracilis*, udgjorde i samme periode 10 % af biomassen. Alle tre arter er effektive algegræssere.

#### Græsning

I sommeren 1996 bestod planteplanktonet overvejende af store arter af blågrønalger, der ikke umiddelbart var tilgængelige som fødegrundlag for dyreplanktonet. De filtrerende dyreplanktonarter optager nemlig mest effektivt partikler mindre end 50 µm (Hansen m.fl., 1992). Frem til slutningen af juni og igen i november-december var planktonet dog domineret af små arter af grønalger, kiselalger eller flagellater. Disse var et udmærket fødegrundlag for dyreplanktonet.

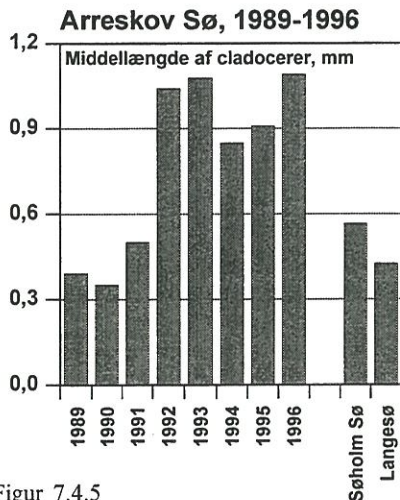
Dyreplanktonets potentielle græsning på planteplanktonet er vist på figur 7.4.4. Denne beregnede græsning kan kun betragtes som retningsgivende for, om dyreplanktonet har mulighed for at regulere mængden af planteplankton. Som "tommelfingerregel" gælder, at dyreplanktonet er i stand til at regulere algemængden, når græsningen udgør mere end 50 % af algebiomassen.

Dyreplanktonets potentielle græsning var det meste af året langt større end algemængden, og dyreplanktonet var øjensynligt i stand til at kontrollere algemængden igennem hele året. Selvom dyreplanktonet ikke kan æde de store blågrønalger, kan de begrænse deres vækst ved at spise dem før de bliver store. Det var således første år i overvågningsperioden, hvor der ikke forekom en kraftig opblomstring af blågrønalger i sensommeren.

De store dafnier *Daphnia hyalina* og *D. pulex* var de vigtigste græssere gennem hele året.

#### Prædation

Fisk, som lever af dyreplankton, spiser fortrinsvis de større former af cladocerer og calanoide copepoder i søvandet. I søer, hvor fiskenes prædation på dyreplanktonet er stor, vil mindre dyreplanktonformer derfor typisk blive dominerende. Tilsvarende findes længerevarende dominans af store dafnier kun, hvis fiskenes prædation er meget lille.



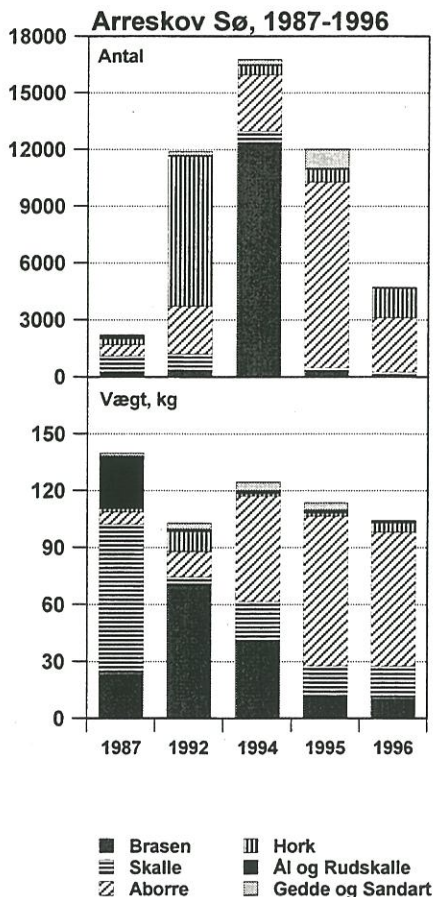
Figur 7.4.5  
Middellængde af cladocerer i sommer-perioden i Arreskov Sø, 1989-96, samt i Søholm Sø og Langesø, 1996.

På figur 7.4.5 er vist middellængden af cladocernerne i perioden 1989-96. Cladocernerne var i perioden 1992-1996 domineret af store individer, hvilket viser, at bestanden af planktonspisende fisk i denne periode var lille. Dette stemmer overens med fiskeundersøgelsens resultater.

#### 7.4.4 Fisk

I august 1996 blev der gennemført en fiskeundersøgelse efter "normalprogrammet" i Arreskov Sø (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997). Resultaterne fra denne undersøgelse er i figur 7.4.6 sammenstillet med resultaterne fra tilsvarende undersøgelser i 1987, 1992 og 1994-95 (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1993, 1994 og 1995).

Der blev totalt fanget 4726 fisk med en samlet vægt på ca. 104 kg i 1996. Dette var antalmæssigt mere end en halvering og også vægtmæssigt en reduktion i forhold til året før. Aborren var ligesom det foregående år dominerende både antals- og vægtmæssigt. Før 1992 var brasen og skalle dominerende, og den store ændring, der skete i fiskebestandens sammensætning omkring 1992, blev altså fastholdt i 1996.



Figur 7.4.6  
Den samlede fangst ved fiskeundersøgelserne i Arreskov Sø, 1987, 1992 og 1994-1996.

Både aborre, brasen og skalle havde en kondition (vægt i forhold til længde), som var væsentligt højere end normalt for danske søer. Dette afspejler, at der er gode vækstforhold i søen på grund af et rigeligt fødegrundlag. Fiskebestanden i søen er lille, og derfor er der rigeligt med føde til den enkelte fisk. Der er dog samtidig konstateret en stor dødelighed, især blandt brasen yngel og de små og mellemstore aborrrer og skaller. Årsagen er ukendt, men kan bl.a. være, at den hurtige vækst har gjort fiskene mere sårbare overfor angreb af sygdomme. Rov fra søens rovfisk og fugle, som foretrækker mellemstore fisk, kan dog også have spillet en vigtig rolle for regulering af fiskebestanden.

Den samlede fiskebestand blev anslået til at være på 49 tons i 1996, hvilket var en betydelig nedgang i forhold til 1995, hvor biomassen var på 75 tons. I 1996 var biomassetætheden på 156 kg/ha. Dette var lavt i forhold til andre danske søer, hvor biomassetætheden afhængig af dybdeforholdene normalt er 300-500 kg/ha i moderat næringsrige søer og 500-1000 kg/ha i mere næringsrige søer.

De enkelte arter:

**Brasenbestanden** var lille. Der blev kun fanget årsyngel samt to store brase ner på omkring 60 cm. Ialt anslås bestanden at være på ca. 8 tons.

Bestanden af brasen var lavere end tidligere fundet i søen. Den ringe bestand af småbrasener kan dels tilskrives en stor dødelighed gennem vinteren, dels søens bestand af rovlevende aborrrer. De udsatte gedder (se nedenfor) kan endvidere have været medvirkende til at begrænse mængden af årsyngel. I foråret 1996 gennemførtes et bekæmpelsesfiskeri efter store brasen, hvorved der fangedes ca. 1000 stk. med en samlet vægt på 4,1 tons. Dette fiskeri medvirkede til, at mængden af store brasen om sommeren var meget lille.

**Skallebestanden** var med ca. 6 tons på niveau med året før. Der synes at have været en stor dødelighed blandt de mellemstore skaller, hvorimod 1995-årgangen havde en god overlevelse.



**Aborren** var søens dominerende fiskeart, men bestanden bestod næsten udelukkende af de to yngste årgange. Aborrerne havde en hurtig vækst, specielt i det andet leveår, hvor de 15-doblede deres vægt, hvilket er helt ekstremt meget efter danske forhold. På grund af en stor dødelighed, skete der dog et fald i den samlede aborrebestand, fra 50 tons i 1995 til 32 tons i 1996.

**Ålebestanden**, der er helt afhængig af udsætninger, blev voldsomt reduceret ved sammenbruddet af fiskebestanden i 1991/92. Trods udsætninger er bestanden ikke kommet på fode igen. Der blev ved undersøgelsen fanget 30 ål på 13-47 cm, hvilket nogenlunde svarer til fangsten i 1995. Deres kondition var lidt under middelkonditionen fundet i andre danske søer.

Fyns Amt udsatte i maj 1996 50.000 stk. geddeyngel i søen med det formål at begrænse opvæksten af dyreplanktonædende småfisk. I 1995 og 1993 var der tilsvarende udsat hhv. 30.000 og 15.000 stk. På trods af disse udsætninger, er **geddebestanden** i søen meget lille, og der blev kun fanget tre gedder på 20-22 cm ved undersøgelsen. Selvom der er større gedder i søen, spiller gedden næppe nogen væsentlig rolle som rovfisk udover perioden umiddelbart efter udsætningen, hvor geddeyngelen antagelig mindsker overlevelsen af den spæde fiskeyngel.

For både aborrer, brasener og skaller var 1996-årgangen således lille. Dette kan skyldes, at ynglen blev ædt af de udsatte gedder, men gydningen kan også være mislykket af forskellige årsager.

Der blev ikke fanget **sandart** ved undersøgelsen i 1996. Sandarten findes dog givetvis i søen, da den er fanget de tidligere år. Sandartens overlevelse fra yngel til voksen er meget dårlig.

#### **Vurdering af fiskebestandens påvirkning af vandkvaliteten**

Fiskebestanden var i 1996 karakteristisk ved følgende: En generelt lille fiskebestand med meget få store brasener og skaller. Mængden af årsyngel af aborrer, skaller og brasener var ligeledes moderat, og der har derfor kun været en forholdsvis svag prædation på søens dyreplankton.

Da store brasen ved deres fødesøgningsaktivitet roder op i bunden, har fraværet af disse fisk endvidere mindsket ophvirvlingen af sedimentpartikler og fosfor i søen.

Den meget lille bestand af dyreplanktonædende og bundrodende fisk er således fortsat en vigtig årsag til den klarvandede tilstand i Arreskov Sø. Fiskebestanden har således mange karaktertræk fælles med klarvandede søer med dominans af aborrer.

#### **Fremtidig fiskepleje/biomanipulation**

For at forhindre/forsinke en tilbagevenden til en tilstand med mange dyreplanktonædende fisk i Arreskov Sø har Fyns Amt planer om at regulere fiskebestanden ved en fortsat opfiskning af brasen og udsætning af geddeyngel. Der er således truffet aftale om at gennemføre et bekæmpelsesfiskeri efter brasen i gydeperioden. Endvidere udsættes ca. 50.000 stk. geddeyngel i maj/juni 1997.



Fiskebestandens udvikling, herunder resultatet af biomanipulationen, vurderes ved gennemførelse af en fiskeundersøgelse efter normalprogrammet i august 1997.

### 7.4.5 Vegetation

Undervandsvegetationen i Arreskov Sø blev undersøgt ved en såkaldt områdeundersøgelse i perioden 15.-19. og 25. juli 1996. Formålet med undersøgelsen var at kortlægge undervandsvegetationens generelle udbredelse. Der blev gennemført tilsvarende undersøgelser i 1993-1995. Derudover blev rørsumpen undersøgt i 1994 (Fyns Amt, 1995a). Rørsumpen er udbredt langs det meste af søbredden ud til vanddybder på 0,5 - 1,0 m. Den dækker i størrelsesordenen 4% af søens areal, og den dominerende plante er *Tagrør*.

Sigtdybden i Arreskov Sø har siden 1992 været mellem 1,5 m og 2,2 m som årgennemsnit. De gode lysforhold i søen har givet vegetationen gode udviklingsmuligheder, idet den har øget sin udbredelse hvert år siden 1992. Nedenfor omtales resultaterne af undersøgelsen i 1996, idet også vegetationens udvikling kommenteres.

#### Flydebladsvegetation

Der er ikke nogen egentlig flydebladszone i Arreskov Sø. Af flydebladsplanter blev således kun *Korsandemad* og *Liden Andemad* registreret hist og her.

#### Undervandsvegetation

I forbindelse med undersøgelsen af undervandsvegetationen er søen opdelt i en række delområder. Disse fremgår af figur 7.4.7.

De registrerede arter ved undersøgelserne i 1993 - 1996 og arternes dybdegrænse (hvor den er registreret) fremgår af tabel 7.4.1.

Tabel 7.4.1

Registrerede arter af undervandsplanter i Arreskov Sø ved vegetationsundersøgelser i 1993-1996. x angiver, at arten er registreret, men dybdegrænsen ikke fastlagt.

Registrerede arter	1993	1994	1995	1996
	Dybdegr., m	Dybdegr., m	Dybdegr., m	Dybdegr., m
Stilket Vandkrans	1,5	1,65	1,70	2,0
Børstebladet Vandaks	0,2	1,05	1,50	1,8
Liden Vandaks		1,05	1,90	2,1
Kruset Vandaks				2,1
Art(er) af Kransnål	x	1,0	1,50	1,5
Skør Kransnål	x	1,0	x	x
Stor Kransnål		x	x	x
<i>Chara aspera</i>			x	x
Tornfrøet Hornblad		0,55	1,25	1,5
Art af Rørhinde	1,2	x	x	1,9
Art af Vandhår		x		x
Slimtråd		x	x	x
Samlet artsantal	5	10	10	12
Total dybdegrænse, m	1,5	1,65	1,9	2,1

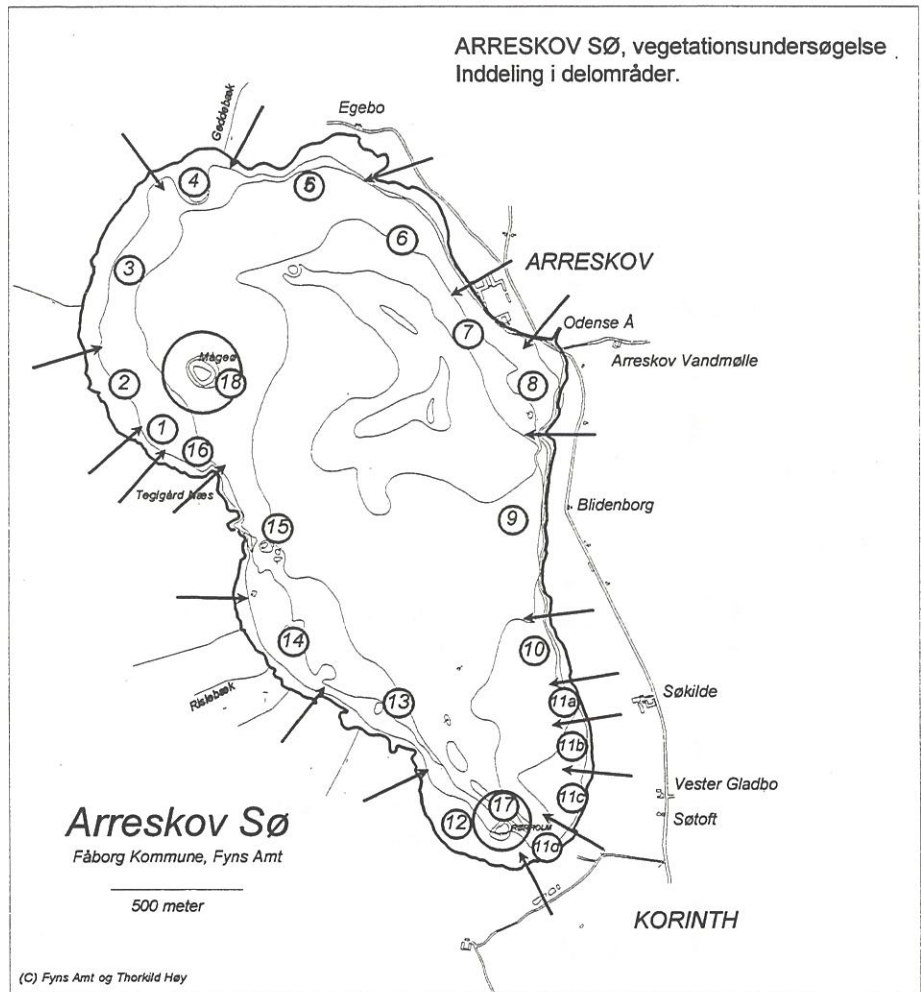
## Arter

De enkelte arters tilstedeværelse i delområderne fremgår af bilag B.8.

I 1996 indvandrede en ny undervandsplante, den store og bladrige *Kruset Vandaks*, der fandtes over store dele af søen, oftest på dybder omkring 2 m. Fra denne dybde sender den sine skud helt op til vandoverfladen. Den var samtidig vidt udbredt, idet den fandtes i 12 ud af 18 delområder med vegetation.

Figur 7.4.7

Inddeling af Arreskov Sø i delområder i forbindelse med undersøgelsen af søens undervandsvegetation. Afgrænsningen af delområderne vist med pile.



Den lille, spinkle plante, *Stilket Vandkrans*, som var den første til at etablere sig i søen, er derimod i tilbagegang. Den fandtes stadigvæk i alle områder med vegetation, men dens betydning var blevet mindre, idet den dominerende plante nu var *Liden Vandaks*.

*Liden Vandaks* havde således bredt sig betydeligt i forhold til 1995, og havde etableret sig i to nye delområder. Den var dominerende i næsten alle delområder med vegetation, og specielt på dybder på 0,75 - 1,25 m voksede den i tætte bestande over store dele af søen. I mange delområder voksede den ud på dybder omkring 2 m, og havde således sammen med *Kruset Vandaks* den største dybdeudbredelse.



*Børstebladet Vandaks* havde bredt sig til nye steder i søen, men var kvantitativt af lille betydning. Arten var mest udbredt på lavt vand.

**Kransnålgær** havde øget deres udbredelse betydeligt, og var nu almindelige over det meste af søen på dybder ud til 1-1,5 m.

I de fleste tilfælde blev kransnålgærerne blot registreret som *Chara* spp., men der var altovervejende tale om *Skør Kransnål* (*Chara globularis* var. *globularis*) og *Stor Kransnål* (*Chara vulgaris* var. *vulgaris*). Især i den nordlige del af søen dannede de tætte bestande, fortrinsvis på lavt vand.

*Tornfrøet Hornblad* blev fundet i enkelte eksemplarer rundt omkring i søen. Også denne plante synes at være i fremgang da den blev fundet i 6 delområder mod to det foregående år.

Grønalgær af slægterne *Rørhinde* (*Enteromorpha* sp.), *Vandhår* (*Cladophora*) og *Slimtråd* (*Spirogyra*), var almindelige over det meste af søen. De lå mange steder sammenfiltret i store måtter i vegetationen, specielt i forbindelse med *Liden Vandaks*. Dette var specielt udpræget i søens sydlige og vestlige del.

Planterne var også i vid udstrækning overvokset med epifytiske kiselalger, specielt i den nordlige del af søen. Denne kraftige vækst af epifytter og trådgrønalgær viser, at søen er næringsrig, selvom man umiddelbart kunne få det modsatte indtryk, når man kiggede ned i søens klare vand.

#### Udbredelse

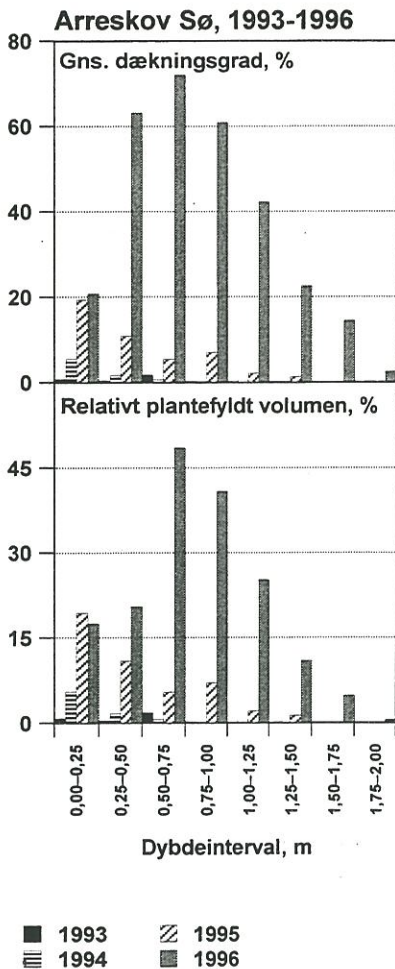
Undervandsplanternes samlede dækningsgrad og det relative plantefyldte volumen i årene 1993 - 1996 fremgår af figur 7.4.8. I bilag 8 er samleresultaterne fra undersøgelsen i 1996 anført.

Både planternes totale dækningsgrad og det relative plantefyldte volumen var væsentligt større i 1996 end i de foregående år. Planterne voksede tættere, de var højere, og udbredelsen var øget både horisontalt og mod dybden. Vegetationens dybdegrænse var øget fra 1,90 m til 2,1 m.

Planterne havde i 1996 den største dækningsgrad (ca. 70%) i dybden 0,5-0,75 m, og havde derved fordoblet deres dækning på denne dybde i forhold til året før. Dækningsgraden aftog derfra med dybden, men den var langt større end det foregående år. Planternes samlede dækningsgrad i søen var således mere end fordoblet til 12 % imod 5 % det foregående år. Ialt var planterne udbredt over knap 30 % af søens areal.

Planterne havde haft fremgang i alle delområder (figur 7.4.9). Især i den sydlige og vestlige del af søen, der tidligere havde sparsom vegetation, var udbredelsen øget markant.

Som følge af planternes generelt større højde i 1996 øgedes det plantefyldte volumen endnu mere end dækningsgraden. På alle dybder over 0,5 m blev det plantefyldte volumen adskillige gange større end året før. Ialt øgedes det plantefyldte volumen i søen fra 0,4 % i 1995 til 3,6 % i 1996 - en forøgelse på 9 gange.



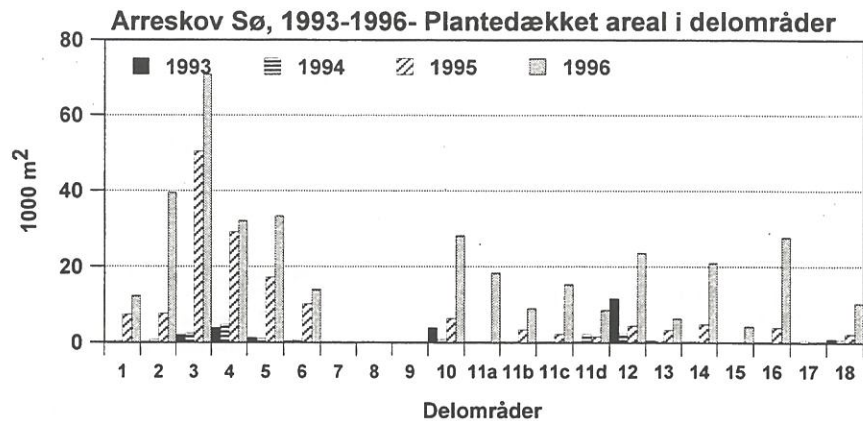
Figur 7.4.8  
Undervandsplanternes dækningsgrad og det relative plantefyldte volumen i Arreskov Sø, 1993 - 1996.



Etablering af en udbredt undervandsvegetation er afgørende for, om søen kan fastholdes i en stabil, klarvandet tilstand. I Søndergaard m.fl. (1993) anføres det, at det plantefyldte volumen skal overstige 20% for at sikre, at søen bliver klarvandet. En sådan plantemængde er absolut indenfor rækkevidde i Arreskov Sø.

Figur 7.4.9

Det plantedækkede areal i de enkelte delområder i Arreskov Sø, 1993 - 1996.



#### 7.4.6 Bundfauna

Faunaen af smådyr på den "bløde" bund, dvs. på dybder større end ca. 1,5, er undersøgt årligt siden 1989, selvom det ikke er en del af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Der er således i april/maj taget 10 prøver med Kajakbundhenter på 3 stationer, beliggende på hhv. 1,5-1,7, 1,6-1,9 og 2,8-3,1 m's dybde.

Der blev i perioden i alt fundet 39 forskellige arter/grupper (taxa), hvoraf de 16 var dansemyg. Der blev imidlertid det enkelte år kun fundet 4-12 taxa ved hver station. Antallet af individer varierede særdeles meget (238-43952 individer/m<sup>2</sup>). De helt dominerende grupper var børsteorm og dansemyg, der tilsammen udgjorde mere end 79% af det samlede individantal (figur 7.4.10). Der var ingen signifikant forskel på hverken antallet af taxa eller individer mellem de 3 stationer (Mann-Whitney's U-test, P>0,10). Der var ligeledes ingen signifikant forskel mellem stationerne med hensyn til de enkelte taxa. Det er derfor tilladeligt at behandle udviklingen i faunaen ved de 3 stationer under ét.

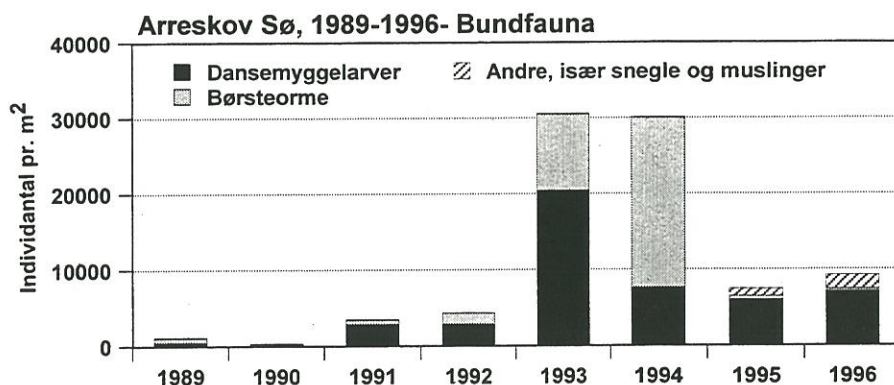
Faunaen ændrede sig ganske tydeligt gennem undersøgelsesperioden. Således var både antallet af taxa og individer relativt lille i perioden 1989-1992, mens det i perioden 1993-1996 var signifikant højere (Mann-Whitney's U test, P<0,0001). Beregnet som medianværdier er der tale om en 9 ganges forøgelse af individantallet. Tilsvarende blev antallet af taxa fordoblet fra 1989-1992 til 1993-1996 (P<0,0001).

Baggrunden for ændringen i bundfaunaen er det skift i søens tilstand, som skete i 1991-1992, og som viste sig ved større sigtddybde, færre alger, flere større cladocerer og færre dyreplankton- og bunddyrædende fisk (især store brasen). - Bundsedimentet i søen ændrede endvidere karakter fra at være meget løst til at være langt mere fast og stabilt. Kombineret med en omfattende prædation fra mange store brasens side, der under deres fødesøgning opmudrede bunden, var livsbetingelserne for bunddyrene frem til 1991/1992 dårlige. F.eks. har dansemyg

som *Chironomus plumosus*-gr. haft svært ved at lave de slamrør, som de bor i. Med en mere fast bund, mindre prædation og opvækst af undervandsplanter blev der efter 1991/1992 bedre leveduligheder for bunddyrene. Det slog imidlertid først igennem ved prøvetagningen i foråret 1993, bl.a. fordi det tager tid for bestandene af bunddyr at reagere på de ændrede miljøforhold. Dansemyggene har således en generationstid på ét år.

Det ser ud til, at ændringerne i bundfaunaen især var voldsomme i 1993-1994, specielt illustreret ved store individantal af børsteorm og dansemyggen *Cladotanytarsus mancus*-gr.. Senere, i 1995-1996, ser forholdene ud til at have "stabiliseret" sig, idet individantallet af børsteorm og *C. mancus*-gr. er reduceret betydeligt og forskellige arter af snegle og muslinger har fået betydning.

Figur 7.4.10  
Bundfauna i Arreskov Sø, 1989-1996.  
Gennemsnitligt individantal pr. m<sup>2</sup> på tre stationer i 1,5-3,0 m dybde.



## 7.4.6 Fugle

Som levested for fugle klassificeres Arreskov Sø som V1 - en ynglelokalitet for vandfugle af national betydning. Søen er desuden af stor betydning for rastende og overvintrende andefugle, og er af international betydning for Grågåse og Troldand. Søen er udpeget som EF-fuglebeskyttelsesområde og den nordlige del (ca. 240 ha) er udlagt som vildtreservat med forbud mod sejlad og vandfuglejagt.

Fuglene i Arreskov Sø er blevet talt op regelmæssigt siden 1980, og før da findes spredte oplysninger (Dybbro et al. 1982, Erik Ehmsen, pers. medd., Fyns Amt 1992b og arkiv). I det følgende omtales undersøgelsesresultater, der har speciel tilknytning til søens miljøtilstand.

### Ynglefugle

I tabel 7.4.2 vises opgørelser fra perioden 1974-1997 over de vandfugle, hvor bestandene kan opgøres med rimelig sikkerhed.

Ynglefuglesamfundet bestod sidst i 1980'erne af relativt få arter med meget små bestande (set i forhold til søens vurderede potentiale og tidligere observationer) og med generelt dårlig ynglesucces. Dette skyldtes begrænsede fourageringsmuligheder i selve søen, da bundvegetationen manglede. Kun Grågåse og Hættemåge, som henter føden udenfor søen, opretholdt ynglebestandene i denne periode.



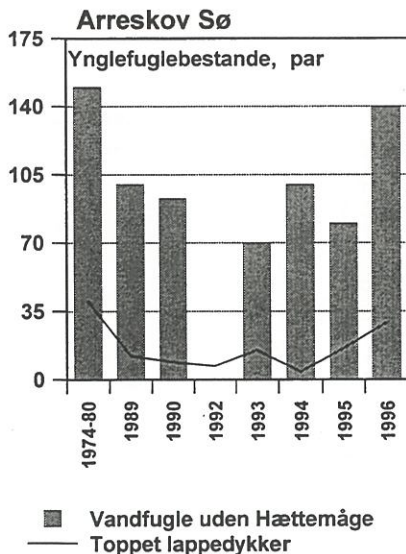
Tabel 7.4.2

Oversigt over ynglefuglebestande i Arreskov Sø, 1974-1997.

- “-”: ingen oplysninger.  
 “+”: sandsynligvis flere / minimum.  
 \*): Troldand begyndt at yngle omkring 1980.  
 \*\*): Hættemågekolonien forsvandt i 1982 pga. tilgroning af den nordlige ø. Efter rydning genindvandret i 1984. Fjordterne yngler i Hættemågekolonien.

ART /antal par	1974-80	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996
Toppet Lappedykker	30-50	10-14	9	6-8	15	4+	16+	29
Knopsvane	1-2	2	0	1	2	2	2	5
Grågås	20 40	40	40	-	13-15	11+	20-30	28
Gravand	-	4-5	5	-	6+	3	2	2
Gråand	5-10	3-4	5-6	-	5+	10-11	?	5-7
Skeand	få par	4	3-4	-	3-5	2?	2?	-
Taffeland	-	2	2	-	4	5-6?	-	4-5
Troldand *)	-	5-7	4-5	-	6	5-6	6	11-12
Rørhøg	-	0	-	-	0-1	1	1-2	2
Vandrikse	-	4-5	4-5	-	-	1	-	1+
Grønbenet Rørhøne	-	2	3	-	-	-	-	-
Blishøne	40-50	4	0	6-10	-	48	11	49
Strandskade	-	1	2	-	2-3	1-2	3	3
Vibe	-	0	1-2	-	2-3	-	3-4	-
Hættemåge **)	0 400	500	417	-	1-2	0	0	0
Fjordterne **)	0 15	12	12-14	-	-	0	1	0
Anslået samlet bestand (par):	350	600	510	-	70	100	80	140
(Uden Hættemåge):	(150)	(100)	(93)					

Efter 1991 blev vandet mere klart, og bundvegetationen begyndte at etablere sig. I denne periode sås stigende bestande, og der registreredes flere unger på søen. Tydeligst er udviklingen for de eksklusivt planteædende fugle - Knopsvane og Blishøne samt den fiskeædende Toppet Lappedykker. Bestanden af Blishøne faldt til et minimum i 1989-92, hvorefter den steg igen til omtrent samme niveau som i 1970'erne. Bestanden af Toppet Lappedykker udviklede sig tilsvarende, med en lav bestand i 1989-1994 (se figur 7.4.11).



Figur 7.4.11  
 Udvikling i ynglefuglebestandene i Arreskov Sø, 1974-1996.

Føderessourcernes begrænsende effekt har primært indvirkning på ungeproduktionen og først senere på antallet af ynglepar. Dette ses hos Toppet Lappedykker, hvor ynglesuccesen varierede fra ca 1 unge/par i 1989 over 0,3 unge/par i 1990 til 1,8 unge/par i 1996. Tilsvarende havde 1-2 par Knopsvaner 0 - 0,5 unge/par i 1989-90 og 5 par 3 unger/par i 1996. Blishønsene viser en tilsvarende udvikling.

Blandt de øvrige arter viser Troldanden en positiv udvikling med stor ungeproduktion i de sidste tre år (fra omkr. 3 til 6 unger/par), hvilket kan forklares med lettere tilgængelig føde (især muslinger og snegle) i søens bundfauna. Rørhøg har etableret sig mere fast med to par, hvilket kan skyldes mere rigelig føde af især fugleunger. En enkelt af svømmeænderne, Skeanden, er gået tilbage. Skeanden er specialiseret på dyreplankton som fødekilde, men denne tilbagegang kan ikke umiddelbart forklares med reducerede mængder zooplankton om foråret.

Ynglefuglenes nuværende status er således, at flere arter er inde i en positiv udvikling, som direkte eller indirekte kan sammenkædes med udviklingen i søens vandkvalitet. Nogle arter har modsat haft en negativ udvikling, som dog sandsynligvis er forårsaget af tilgroning af øerne og enge og kær omkring søen.



### **Ikke-ynglende fugle**

I store dele af året udnytter flokke af ikke-ynglende fugle søen som raste- og fourageringsområde. I perioden 1980-96 er der årligt foretaget et stort antal totaltællinger af samtlige fugle i Arreskov Sø. Normalt angives et områdes kapacitet med hensyn til rastende fugle ved det maksimale antal, som registreres igennem et år, men her er der foretaget så mange registreringer, at det findes relevant at angive gennemsnittet af alle registreringer igennem året. Nedenfor gennemgås de vigtigste arter opdelt efter fødevalg (se figur 7.4.12).

#### *Planteædende fugle*

**Blishønen** optrådte i 1980-erne i ret små bestande, med en faldende tendens frem til 1991, hvorefter den gennemsnitlige bestand steg meget markant. Blishønen regnes generelt for en meget god indikator for mængden af vandplanter, og er kendt som en "opportunist", der hurtigt kan indrette sig efter ændrede forhold. Der er ingen tvivl om, at den kraftige stigning i Blishøne-bestanden skyldes øgede mængder af vandplanter og trådalger i søen.

Tilsvarende var antallet af **Knopsvaner** meget lavt igennem det meste af perioden. I 1996 øgedes bestanden imidlertid, hvilket afspejler udviklingen i søens bundvegetation, der netop i 1996 øgedes kraftigt, både hvad angår udbredelse og planternes højde (afsnit 7.4.5). Knopsvanen fouragerer næsten udelukkende på vandplanter.

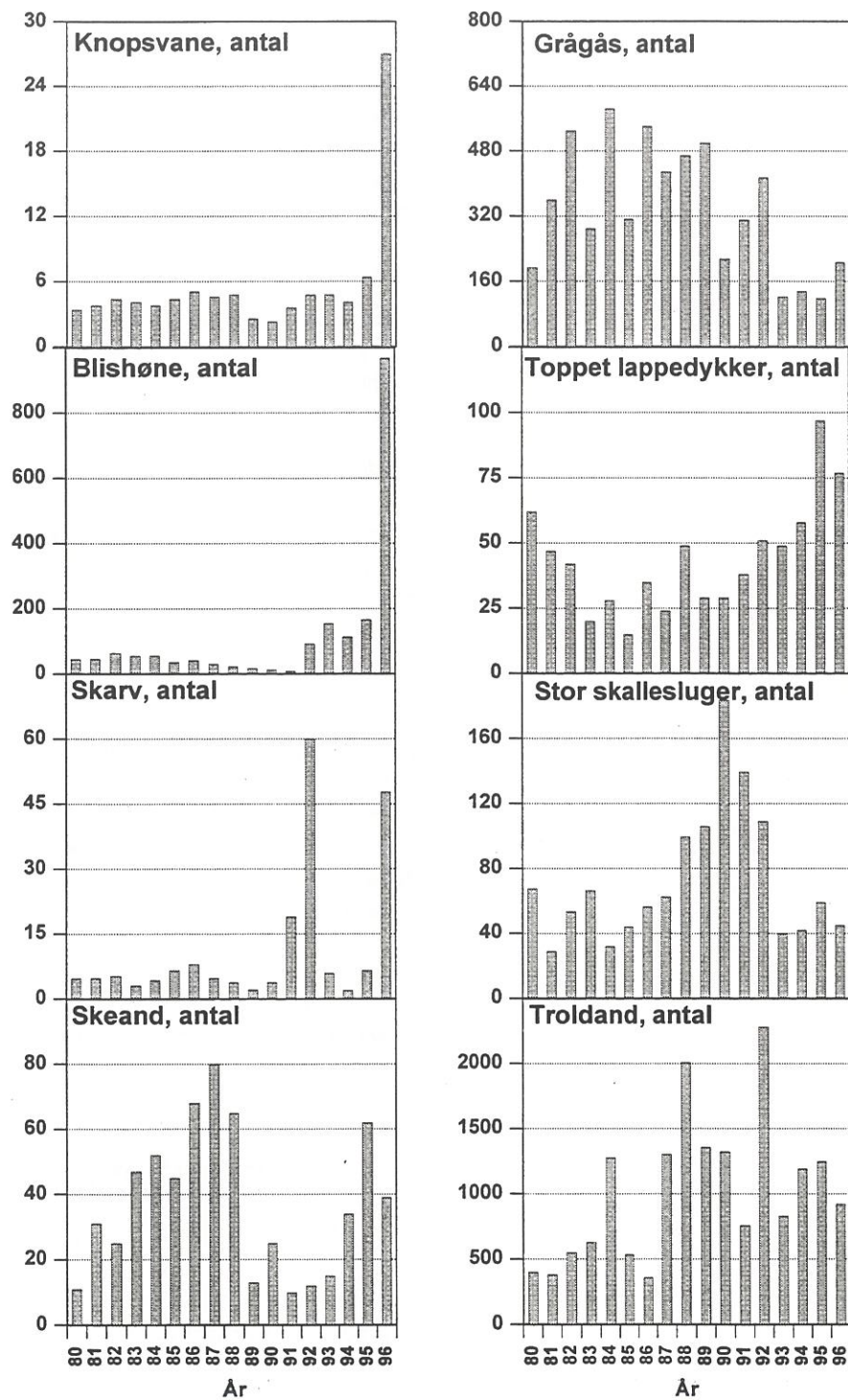
Ud over den store ynglebestand samles ret store flokke af **Grågæs** sidst på sommeren og i efteråret. Bestanden er faldet siden slutningen af 1980'erne, men da Grågåsen i det væsentligste græsser på enge og marker, skal årsagen til udviklingen søges i søens omgivende åbne naturtyper og ikke i selve søen. Tilgroning af enge kan være en årsag, men det er ikke undersøgt nøjere.

#### *Fiskeædende fugle*

Antallet af **Toppet Lappedykker** faldt i perioden 1980-85 og steg herefter igen. Arten æder fortrinsvis små fisk i størrelse op til 20 cm's længde. Denne udvikling i bestanden af Toppet Lappedykker stemmer overens med, at der i 1987 var meget få småfisk (<10 cm) i søen, mens der siden 1992 har været mange småfisk og flest i 1995 (se bilag B7), hvor også antallet af Toppet Lappedykker var størst.

**Skarven** optrådte igennem 1980-erne i små tal i Arreskov Sø. Dette på trods af, at der i hele yngletiden var et stort antal overflyvende skarver fra den nærliggende koloni i Brændegård Sø. I 1991-92 og igen i 1996 sås betragtelige stigninger i antallet af skarver i søen. Det store antal skarver i 1991 og specielt i 1992 faldt sammen med den periode, hvor en stor del af fiskebestanden i søen forsvandt, og der er ingen tvivl om, at skarverne på dette tidspunkt har fjernet betydelige mængder småfisk fra søen. Hvis hver skarv har ædt sin "dagsration" på 350 g fisk i søen (Hald-Mortensen, 1995), kan de observerede skarver have ædt 5-6 tons fisk i 1992.

Figur 7.4.12  
 Årsgennemsnit af registrerede antal  
 fugle i Arreskov Sø, 1980-1996.





**Stor Skallesluger** forekommer udelukkende i vintermånederne november til marts. Bestanden har holdt sig på nogenlunde samme niveau, bortset fra en noget højere bestand i 1988-92. Stor Skallesluger æder udelukkende småfisk (10-20 cm), og vil være afhængig af tilgængeligheden af disse fisk. Men forekomsten i søen er også afhængig af andre forhold, især isdække.

#### *Omnivore fugle*

Antallet af **Gråænder** har været svingende med en svagt faldende tendens (ikke afbildet). Gråanden har et meget bredt fødespektrum, og dens forekomst afspejler kun i ringe grad miljøtilstanden i søen. Antallet er bl.a. påvirket af udsætninger til jagtformål.

**Skeanden** har kun en lille ynglebestand, og den forekommer især hyppigt sensommer og efterår i Arreskov Sø. Fra 1980 til 1987 steg den gennemsnitlige bestandsstørrelse, herefter faldt bestanden, og holdt sig på et lavt niveau frem til 1993, hvorefter den steg igen. Skeanden er som Gråanden alsidig i fødevalget, men er alligevel mere specialiseret, idet den i højere grad filtrerer vandet for dyreplankton. Dyreplanktonbiomassen var lav om efteråret i perioden 1991-1993, hvorefter den steg. Det lave antal skeænder i 1991-93 hænger muligvis sammen med dette forhold.

**Troldanden** forekommer rastende i store flokke, og der har siden 1980 været en jævn stigning i antallet på trods af fluktuationer. Da Troldanden hovedsageligt udnytter søen som en beskyttet dagrasteplads uden at fouragere nævneværdigt, må udviklingen i bestandstørrelsen skyldes andre forhold, for eksempel føderessourcer og forstyrrelser i fourageringsområderne i Lillebælt og Det Sydfynske Øhav.

Sammenfattende har fuglene ved søen, især de plante- og fiskeædende fugle, reageret hurtigt på de ændrede miljøforhold. Yderligere udbredelse og stabilisering af bundvegetation vil formodentlig give grundlag for yderligere stigninger i bestandene af lappedykkere og andefugle.

## 7.5 Sammenhænge mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand

Der er for søer udviklet en række simple modeller, som beskriver sammenhængen mellem den årlige tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor og den koncentration af stofferne, som findes i søvandet. Disse modeller kan bl.a. bruges til at vurdere, om stofkoncentrationen i søvandet er i ligevægt med tilførslerne, og hvordan en sø vil udvikle sig ved en ændring af belastningens størrelse.

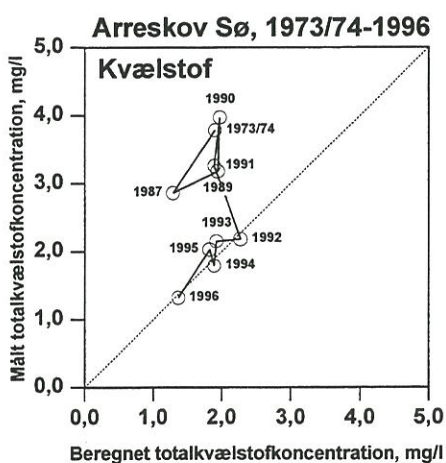
#### **Kvælstof**

Sammenhængen mellem kvælstoftilførslen til søen og søvandets kvælstofindhold er i Jensen m.fl. (1994) beskrevet på baggrund af stofbalancerne fra 21 overvågningssøer, bl.a. Arreskov Sø:

$$N_{so} = 0,23 N_{ind} Tw^{-0,27} z^{0,27}$$







Figur 7.5.2  
Sammenhæng mellem søvandets målte årsmiddelkoncentration af fosfor, og den koncentration, der beregnes ud fra den årlige fosfortilførsel (vha. model 12, se tekst).

I figur 7.5.2 er de observerede årsmiddelkoncentrationer af total-fosfor i Arreskov Sø sammenstillet med de værdier, der fremkommer ud fra de målte fosfortilførsler ved anvendelse af ovennævnte model 12.

I figuren er  $P_{ind}$  beregnet som den totale fosfortilførsel divideret med den samlede vandtilførsel incl. grundvand og nedbør men fratrukket fordampningen.

Modellen beregner den fosforkoncentration, man ville forvente i en ligevægtssituation, dvs. uden en intern belastning fra sedimentet. Det forhold, at det observerede fosforniveau i 1994-1996 er tæt på det modelberegnete, tyder på, at søen er nær den ligevægtssituation, hvor søens fosforindhold på årsbasis først og fremmest er bestemt af den årlige tilførsel af fosfor.

Samtidig viser figuren, at det fald i fosforkoncentration, der er set i søvandet siden 1989, kun i begrænset omfang skyldes et fald i indløbskoncentrationen.

Samlet tyder modelberegningerne for kvælstof og fosfor på, at koncentrationerne af disse stoffer i Arreskov Sø i 1994-1996 efter en længere indsvingningsperiode er i balance med tilførslerne. Det er dog sandsynligt, at koncentrationerne vil stige igen, hvis den meget klarvandede tilstand afløses af en tilstand med større algemængde.

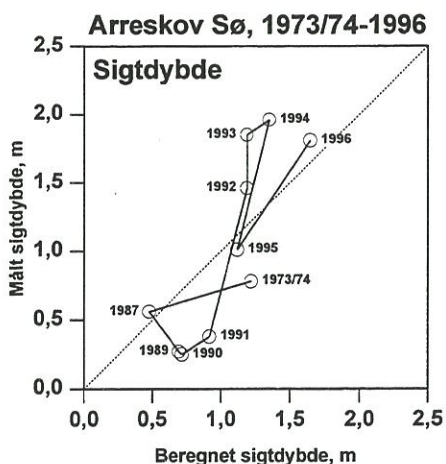
#### Sammenhæng mellem fosfortilførsel og sigtddybe:

Til vurdering af vandets sigtddybe ved et givet fosforindhold er der af Kristensen m.fl. (1991) opstillet følgende sammenhæng mellem søvandets indhold af total-fosfor og sommersigtddyben:

$$\text{Sigtddybe (m)} = 0,25 P_{so}^{-0,61} z^{0,25}$$

hvor  $P_{so}$  er søvandets årsmiddelkoncentration af total-fosfor (mg/l) og  $z$  søens middeldybde (m). Modellen er opstillet på baggrund af resultater fra de 37 danske nationale overvågningssøer, og Kristensen m.fl.(1991) vurderer, at modellen rimeligt godt beskriver den målte middelsigtddybe i de nationale overvågningssøer, om end der er en betydelig variation.

I 1989-91 var sigtddyben i Arreskov Sø væsentligt lavere end forventet ud fra fosforkoncentrationen, sammenfaldende med at der i disse år var en særlig stor ophvirvling af bundmateriale. I 1992-94 var sigtddyben væsentlig højere end forventet, sammenfaldende med, at vandet var ekstraordinært klart på grund af græsning fra dyreplankton. I 1995 og 1996 var der bedre overensstemmelse med modellen. Det vurderes, at modellen passer godt på Arreskov Sø, når søen er i en klarvandet tilstand med bundvegetation. Hvis søen falder tilbage til en tilstand med alger, mange skidtfisk og uden undervandsvegetation forudsiger modellen antagelig for høj sigtddybe.



Figur 7.5.3  
Sammenligning mellem målte og beregnede middelsigtddyber i Arreskov Sø for sommerperioden (1.5 - 30.9), 1989-96.



## 7.6 Hittidig udvikling i miljøtilstand

Udviklingen i Arreskov Sø's miljøtilstand i dette århundrede er beskrevet i Fyns Amt (1994a). Søen synes at have været næringsrig med uklart vand igennem det meste af denne periode, og havde således allerede i 1920 uklart vand og dominans af blågrønalger.

Frem til 1983 fik søen tilført store mængder mekanisk rensset spildevand fra Korinth. På trods af dette havde søen i slutningen af 1970'erne perioder med en forholdsvis stor sigtddybde på trods af en til tider høj algeproduktion. Sedimentet synes at have haft en god bindingskapacitet for fosfor, eftersom fosforniveauet i søen var relativt lavt (ca. 0,1 mg/l) helt op til dette tidspunkt.

Efter at spildevandstilførslen blev afskåret og fosfortilførslen reduceret til en trediedel, blev der i 1987 konstateret en voldsom frigivelse af fosfor fra sedimentet.

### Udvikling 1989-1996

Overvågningsprogrammet startede på et tidspunkt, hvor der skete store ændringer med Arreskov Sø. Figur 7.6.1-7.6.3 viser udviklingen i en række kemiske og biologiske parametre i perioden 1989-1996. Tabel 7.6.1 viser endvidere resultatet af et statistisk test for, om der i 8-års perioden 1989-96 skete signifikante ændringer i de fysisk-kemiske og biologiske forhold i søen. Testen er foretaget på grundlag af en lineær regression på de tidsvægtede middel- og medianværdier. Nulhypotesen er, at de forskelle, der optræder gennem perioden, skyldes tilfældige variationer mellem årene. Er sandsynligheden herfor 0,10 eller derover, accepteres nulhypotesen. Er sandsynligheden under 0,10 forkastes nulhypotesen, og ændringen gennem perioden anses for statistisk sikker (signifikant). Det relativt høje signifikans-niveau er valgt, fordi tidsserien er kort. For at kunne udskille meget tydelige ændringer, er også lavere signifikans-niveauer angivet.

Tabel 7.6.1

Test for signifikante ændringer (ved lineær regression) i middel- og medianværdier for forskellige miljøparametre i perioden 1989-95. Korrelationskoefficienten,  $r^2$ , og P-værdien er angivet. +/-, ++/--, +++/--- angiver signifikante stigninger/fald på hhv. 10, 5 og 1% signifikansniveau.

Indikator for indløbsvand	Tendens for middel	$r^2$	P
Total-kvælstof indløbskoncentration	0	0,32	0,14
Total-fosfor indløbskoncentration	0	0,06	0,57
Indikator for miljøtilstand	Tendens for middel/ median	$r^2$	P
Total-kvælstof	-- / --	0,69/0,68	0,01/0,01
Opløst uorg. kvælstof	0 / 0	0,04/0,14	0,66/0,37
Total-fosfor	--- / ---	0,78/0,83	<0,01/<0,01
Opløst uorg. fosfor	0 / 0	0,06/0,03	0,56/0,71
Sigtddybde	++ / ++	0,60/0,56	0,02/0,03
Klorofyl-a	--- / --	0,73/0,66	<0,01/0,02
Planteplanktonbiomasse (vol.)	--- / ---	0,94/0,84	<0,01/<0,01
Blågrønalgebiomasse (vol.)	--- / --	0,83/0,58	<0,01/0,03
Grønalgebiomasse (vol.)	0 / --	0,38/0,62	0,10/0,02
Dyreplanktonbiomasse (vol.)	0 / 0	0,31/0,03	0,15/0,67
<i>Daphnia</i> -biomasse (vol.)	0 / ++	0,00/0,55	0,94/0,034
Græsningstryk, < 50 $\mu$ m (%)	0 / ++	0,29/0,54	0,17/0,04
Græsningstryk, total (%)	+ / ++	0,44/0,55	0,07/0,04
Middellængde af cladocerer	++ / ++	0,66/0,55	0,01/0,03



I 1989 var fosforfrigivelsen mindsket, og fosforkoncentrationen var blevet ca. halveret i forhold til 1987. Imidlertid var algemængden øget og sigtddybden faldet i forhold til 1987. Denne tendens forstærkedes yderligere frem til 1990 og 1991, hvor middelsigtddybden i sommerperioden nåede helt ned på 0,25 m. Den reducerede sigtddybde skyldtes især en ophvirvling af sedimentet, der tilsyneladende var blevet mere løst og let ophvirvleligt i slutningen af 1980'erne.

Den lave sigtddybde og store algemængde i denne periode hænger formodentlig også sammen med en stor aktivitet af skalle og brasen. Det ser således ud til, at bestanden af planktonspisende fisk øgedes fra 1987 til 1990, hvilket forårsagede, at dyreplanktonets græsning af algerne blev langt mindre effektiv (Fyns Amt, 1994a). Tilsyneladende øgedes også antallet af store brasner, og da disse roder op i bundslammet i deres søgen efter føde, er de med til at øge afgivelsen af fosfor og ophvirvle stof fra bunden.

I 1991-92 forekom en omfattende fiskedød, der fremkaldte dramatiske ændringer i hele søens økosystem. Bl.a. faldt algemængden og næringsstofindholdet i søvandet, og sigtddybden steg.

Den lave fosforkoncentration, der blev målt i søen i 1992-96, er først og fremmest et resultat af, at frigivelsen af fosfor fra sedimentet var lavere end de foregående år. Den gennemsnitlige totale indløbskoncentration af fosfor har således ikke været faldende igennem overvågningsperioden.

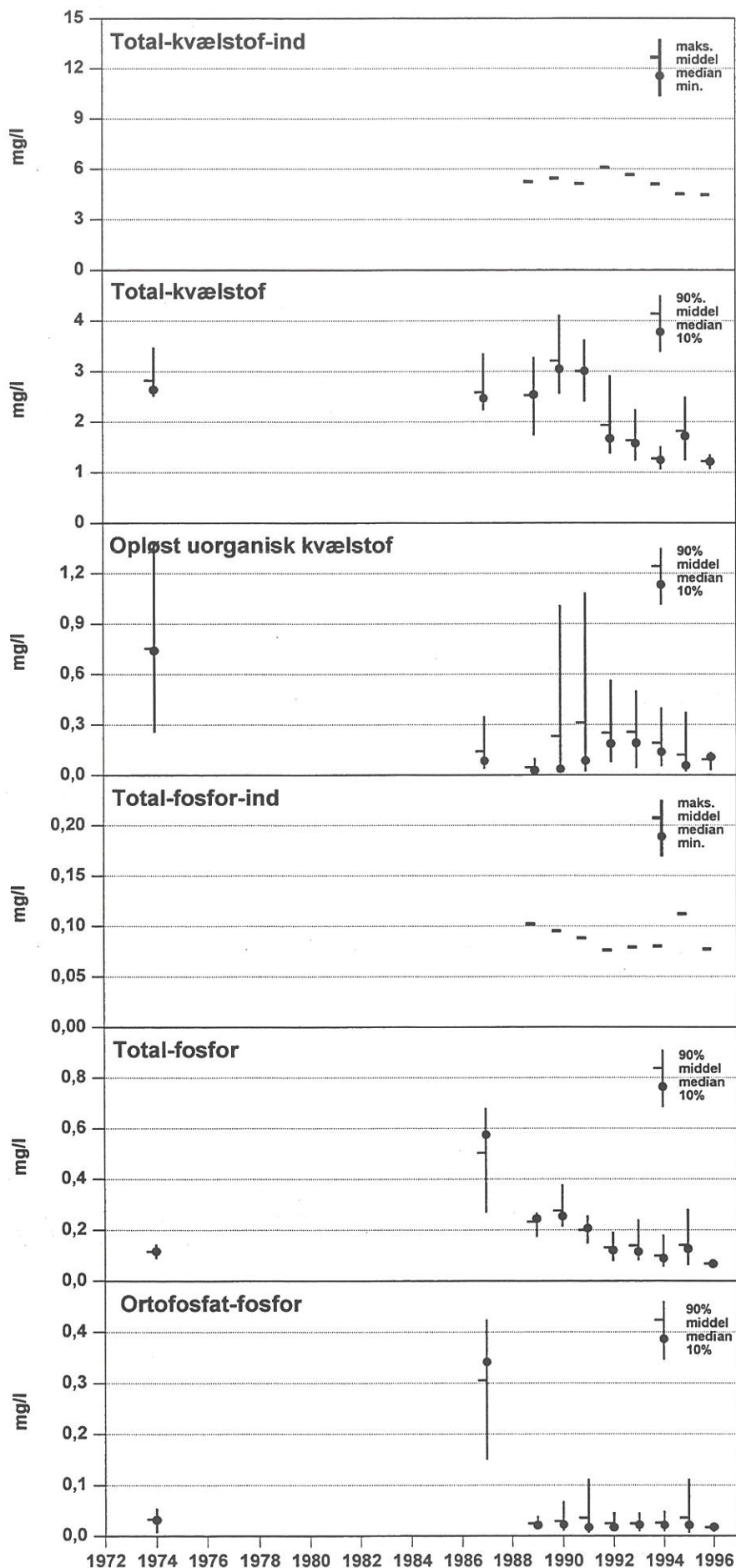
Kvælstofkoncentrationen i søen blev også lavere efter 1992, og selv om tilstrømningen af kvælstof har været forholdsvis lav de sidste par år, er det først og fremmest ændringer i den interne omsætning af kvælstof, der har ført til lavere kvælstofkoncentrationer i søvandet.

Fiskenes prædation på dyreplanktonet var fortsat lav i 1996, og dyreplanktonet var som de foregående 4 år domineret af store dafnier, som er effektive algegræssere. Udviklingen mod store dyreplanktonformer ses som en signifikant stigning i middellængden af cladocerer. Dyreplanktonet var øjensynligt i stand til at kontrollere algemængden gennem hele 1996.

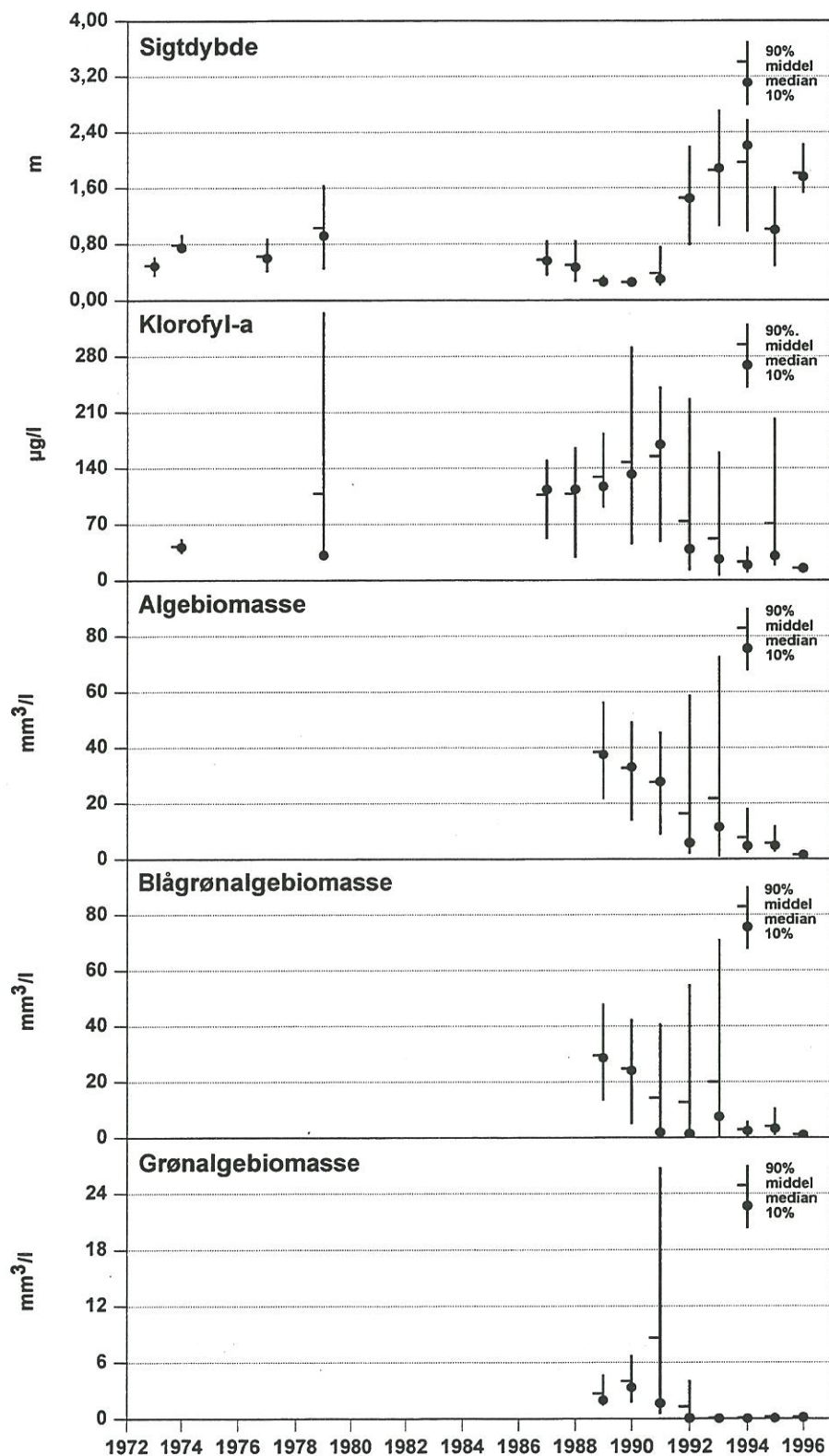
Søens vand var klart gennem det meste af 1996, med sigtddybder i sommerperioden på 1,5 -2,5 m. Kvælstof- og fosforindholdet var lavt, og lav tilgængelighed af kvælstof kan således have været begrænsende for algemængden allerede fra det tidlige forår. Fosfor kan have været begrænsende i marts/april og slutningen af september/begyndelsen af oktober. For første gang i overvågningsperioden forekom der ikke noget stort maksimum af blågrønalger i august-september, og den ringe algemængde skal ses som en kombineret effekt af lav næringsstofftilgængelighed og højt græsningstryk.

Efter at brasen havde domineret fiskebestanden, var den i både 1995 og 1996 domineret af aborre, både antals- og vægtmæssigt. Da voksne aborrer er rovfisk, giver dette mulighed for, at der i søen udvikles en afbalanceret fiskebestand, hvor rovfiskene kan holde mængden af dyreplanktonspisende fredfisk på et lavt niveau. En god bestand af gedder og aborrer er dog afhængig af en udbredt undervandsvegetation. En sådan vil også gavne dyreplanktonet, da det her vil kunne søge skjul for fiskene.

Figur 7.6.1  
Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Arreskov Sø, 1974-1996.

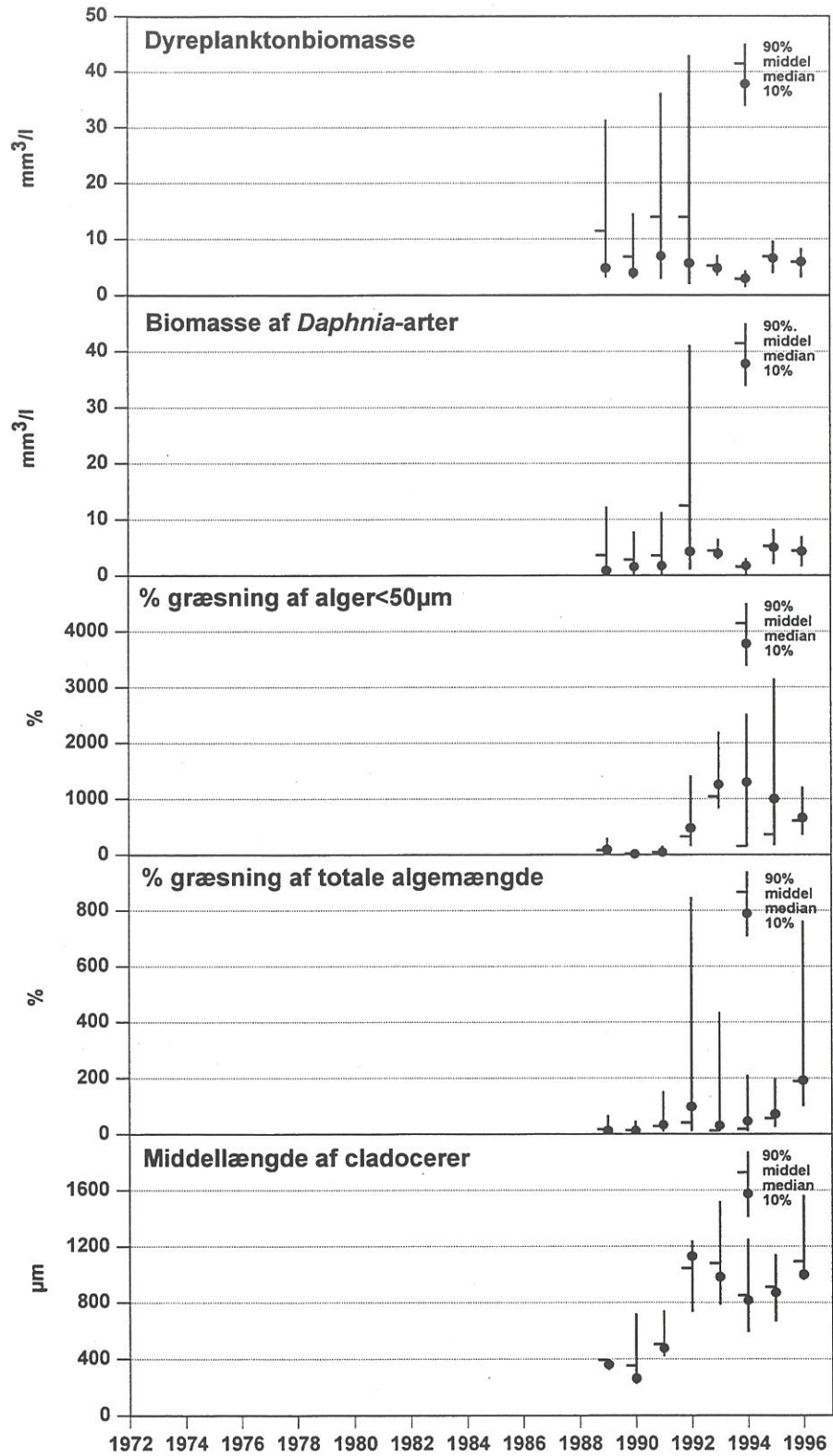


Figur 7.6.2  
 Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Arreskov Sø, 1974-1996.





Figur 7.6.3  
 Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Arreskov Sø, 1974-1996.



Vegetationen bredte sig betydeligt i 1996. Undervandsvegetationens dækningsgrad var således på 12 % i 1996 mod 5 % i 1995 (og 0,6 % i 1994). På grund af en større plantehøjde blev det plantefyldte volumen forøget 9 gange fra 0,4 % i 1995 til 3,6 % i 1996. Undervandsplanterne fik således en udbredelse i 1996, som gør dem til en betydelig faktor i søens biologiske struktur.

Bundfaunaen har ligeledes reageret positivt på søens udvikling, idet der er sket en 9 ganges forøgelse af individantallet og en fordobling af artsantallet fra 1989-1992 til 1993-1996. I 1995-1996 har snegle og muslinger fået betydning i bundfaunaen, der tidligere var totalt domineret af børsteorm og dansemyggelarver.

Fuglene ved søen har ligeledes responderet på de ændrede miljøforhold. De planteædende fugle Blishøne og Knopsvane er gået frem, specielt i 1996, hvor vegetationens omfang var blevet så stort, at bestanden af Knopsvaner kunne femdobles. Også den fiskeædende Toppet Lappedykker er gået frem, hvilket hænger sammen med, at søens vand er klart og at der er mange småfisk.

Vurderet ud fra modeller for sammenhængen mellem belastningen med kvælstof og fosfor og stoffernes koncentration i søen ser det ud til, at der i 1995-1996 var balance mellem tilførsel og koncentration i søvandet. Dette betyder, at det relativt lave næringsstofniveau, som er set i søvandet de sidste par år, nogenlunde svarer til det niveau man må forvente fremover, hvis ikke tilførslerne ændres. Dette forudsætter dog, at fosforafgivelsen fra sedimentet ikke igen stiger, f.eks. som følge af en øget algemængde. Der synes ligeledes i 1995-1996 at have været balance mellem søens indhold af fosfor og algemængden udtrykt ved sigtddybden. Dette betyder, at også søvandets klarhed i 1995-1996 var nogenlunde som man skulle forvente i forhold til belastningen de pågældende år.

## 7.7 Fremtidig udvikling

Med Arreskov Sø's dybdeforhold og aktuelle næringsniveau er der erfaringsmæssigt to stabile tilstande, søen kan udvikle sig hen imod. Vandet kan være uklart med mange alger, men uden undervandsvegetation og med fiskebestanden domineret af skaller og brasener og med få store aborrer. Eller vandet kan være klart med en udbredt undervandsvegetation og med en fiskebestand domineret af store, rovlevende aborrer og store skaller. Kun i det sidste tilfælde vil søen opfylde sin målsætning.

På trods af den gode udvikling i fiskebestand og undervandsvegetation, er der stadig risiko for, at miljøtilstanden igen svinger tilbage til en dominans af alger og deraf følgende grønt, uklart vand.

To ting er afgørende for, at søen kan udvikle sig videre i den rigtige retning:

- 1) Tilførslen af fosfor og kvælstof skal holdes på lavest mulige niveau.
- 2) De biologiske forhold i søen skal stabiliseres. Dette kan ske, hvis der etablerer sig en udbredt bundvegetation. Endvidere skal der være en stor og stabil bestand af rovfisk, der kan forhindre, at mængden af de planktonædende fisk skalle og brasen bliver for stor.

Udviklingen de kommende år er således stærkt afhængig af, hvordan de biologiske forhold udvikler sig. På længere sigt er det dog tilførslen af næringsstoffer, specielt fosfor, der afgør hvordan miljøtilstanden vil blive.

Niveauet for det fremtidige fosforindhold i søvandet kan beregnes ud fra den skønnede fosforbelastning ved anvendelse af den fosformodel, der blev omtalt i afsnit 7.5. Ved at supplere denne model med den model for sammenhængen mellem fosforkoncentration og sigtddybde, som blev omtalt i samme afsnit, kan også den fremtidige sigtddybde i søen vurderes.

Disse modeller viser dog kun nogle generelle sammenhænge mellem stoftilførsel og sigtddybde. For den enkelte sø kan der være betydelige afvigelser fra modellens forudsigelser. Disse afvigelser er bl.a. en følge af søens fysiske og biologiske forhold.

Modelberegningerne kan derfor ikke i sig selv bruges til at afgøre, om belastningen er nået til et acceptabelt niveau, men kun til at give en ide om, hvilke relative ændringer i sigtddybden en reduceret fosfortilførsel kan medføre. Det vurderes endvidere, at den anvendte sigtddybdemodel forudsiger sigtddybden i en situation, hvor der kun forekommer en meget begrænset ophvirvling af bundmateriale og hvor der er udbredt undervandsvegetation. Hvis ikke dette er tilfældet, vil sigtddybden være lavere end modellen forudsiger.

Tabel 7.7.1

Beregnet fremtidig fosforkoncentration og sigtddybde i Arreskov Sø ved det nuværende belastningsniveau og ved forskellige reduktioner af den kulturbetingede fosforafstrømning til søen.

Belastning	Fosfortilførsel kg/år	P <sub>ind</sub> mg/l	P <sub>sø</sub> mg/l	Sigt- dybde m
Status 1996 (målt)	303	0,131	0,058	1,81
Niveau 1993-1996	678	0,119	0,088	1,29
10% reduktion	643	0,112	0,084	1,33
20% reduktion	608	0,106	0,079	1,37
50% reduktion	504	0,088	0,066	1,54
Naturlig belastning	330	0,058	0,043	2,00

Tages udgangspunkt i belastningen og afstrømningsforholdene i 1993-96, beregnes en fremtidig sigtddybde på ca. 1,3 meter, når søen er i ligevægt med fosfortilførslen. Denne sigtddybde er væsentligt lavere end i 1996 (1,81 meter). Dette hænger sammen med, at sigtddybden i 1996 var unormalt høj, på grund af en meget lav fosfortilførsel, en lang opholdstid i søen og en stor græsning fra søens dyreplankton. For at få ligeså klart vand i et fremtidigt "normalår" som i 1996, skal den kulturbetingede fosforafstrømning reduceres med mere end 50 %. Den kulturbetingede fosforafstrømning stammer fra spredt bebyggelse, landbrugsjord og regnvandstilstrømning fra Korinth, og udgør ca. halvdelen af den totale fosfortilførsel til søen.

Den eneste tilbageværende punktkilde til søen er de regnvandsbetingede udledninger fra Korinth. Disse udgør kun ca. 2% af fosfortilførslen til søen, så en afskæring af disse vil i sig selv kun have meget begrænset betydning for søens miljøtilstand.



Hvis den kulturbetingede afstrømning fra landbrugsjorden og spredt bebyggelse blev fjernet helt, ville der kun være den naturlige basisafstrømning tilbage. I dette tilfælde vurderes søen at kunne få en fosforkoncentration på omkring 0,04 mg/l og en sigtddybde på omkring to meter. Dette svarer til forholdene i de fynske søer, som er stort set uden forurening.

Modelberegningerne antyder, at det er indenfor rækkevidde at opnå en stabil god tilstand i Arreskov Sø. Det er næppe muligt at eliminere de kulturbetingede tilførsler helt, men en reduktion af disse på 40-50 % forventes at kunne sikre en sigtddybde på omkring 1,5 meter og dermed en god miljøtilstand i søen. Dette kan antagelig opnås ved gennemførelse af spildevandsrensning fra enkeltliggende ejendomme, samt foranstaltninger til nedbringelse af fosforafstrømningen fra jordbruget.

Også en reduktion af kvælstoftilførslen vil kunne forbedre miljøtilstanden i søen, hvis kvælstof kan bringes til at blive begrænsende for algevæksten i sommerperioden. Det er dog ikke på nuværende tidspunkt muligt at vurdere, hvor stor en sådan reduktion skal være for at have en effekt.

Søens målsætning som naturvidenskabeligt interesseområde understreger, at naturforholdene i søen har højeste prioritet. Udviklingen indtil nu, og de bestræbelser, der fortsat gøres for at mindske tilførslerne til søen, giver begrundet håb om, at søen indenfor en kortere årrække kan opfylde sin målsætning og blive et endnu mere værdifuldt naturområde.

# 8. Langesø tilstand 1996 og udvikling

## 8.1 Søen og dens opland

I dette afsnit foretages en kortfattet beskrivelse af Langesø og dens opland. Disse forhold er mere detaljeret beskrevet i tidligere udarbejdede rapporter om Langesø (Fyns Amt, 1990, 1991b og 1995b).

Langesø ligger i den vestligste og dybeste del af en tunneldal, som udgør en del af et velafgrænset tunneldalstrøg, der strækker sig fra egnen omkring Langesø og mod sydøst til Odense.

Tunneldalen, som blev dannet under sidste istid, gennemløbes af Stavis Å, hvortil søen har sit afløb. Ved afløbet er søen stemmet op, således at vandstanden i søen reguleres ved hjælp af skod. Der er ikke fastsat noget flodemål (dvs. en højeste tilladelig vandstand) i forbindelse med driften af stemmeværket. Ved opstemningen er søens vandspejl hævet ca. 1,5 m. Formålet med opstemningen, der sandsynligvis er fra før 1870, har efter alt at dømme været ålekistefiskeri. Dette fiskeri praktiseres stadigvæk.

**Oplandet** (figur 8.1.1 og 5.1.1) til søen er 561 ha stort og er stærkt kuperet med en jordbund af hovedsageligt sandblandet ler og lerblandet sand. Oplandet består især af landbrugsarealer (ca. 74 %) og en for Fyn relativt lille husdyrtæthed. En nærmere beskrivelse af landbrugsdriften findes i Fyns Amt (1996a). Der er registreret ca. 72 ejendomme i oplandet i 1975, mens egentlige byområder ikke findes. Befolkningstætheden er alligevel forholdsvis tæt sammenlignet med Fyn som helhed. Der findes ingen renseanlæg i oplandet. Derimod udledes spildevand til søen fra den spredtliggende bebyggelse, enten direkte eller via vandløb og dræn. Af Søndersø Kommunes reviderede spildevandsplan fremgår, at der skal ske nedsivning af spildevandet fra de spredtliggende ejendomme inden år 2003.

Der findes to hovedafstrømningsopland til Langesø: Travnskov Afløbets opland (tilløb 1) og Kapelbækkens opland (tilløb 3). Restoplandet fordeler sig tæt omkring søen og udgør kun 11 % af det samlede opland (59 ha).

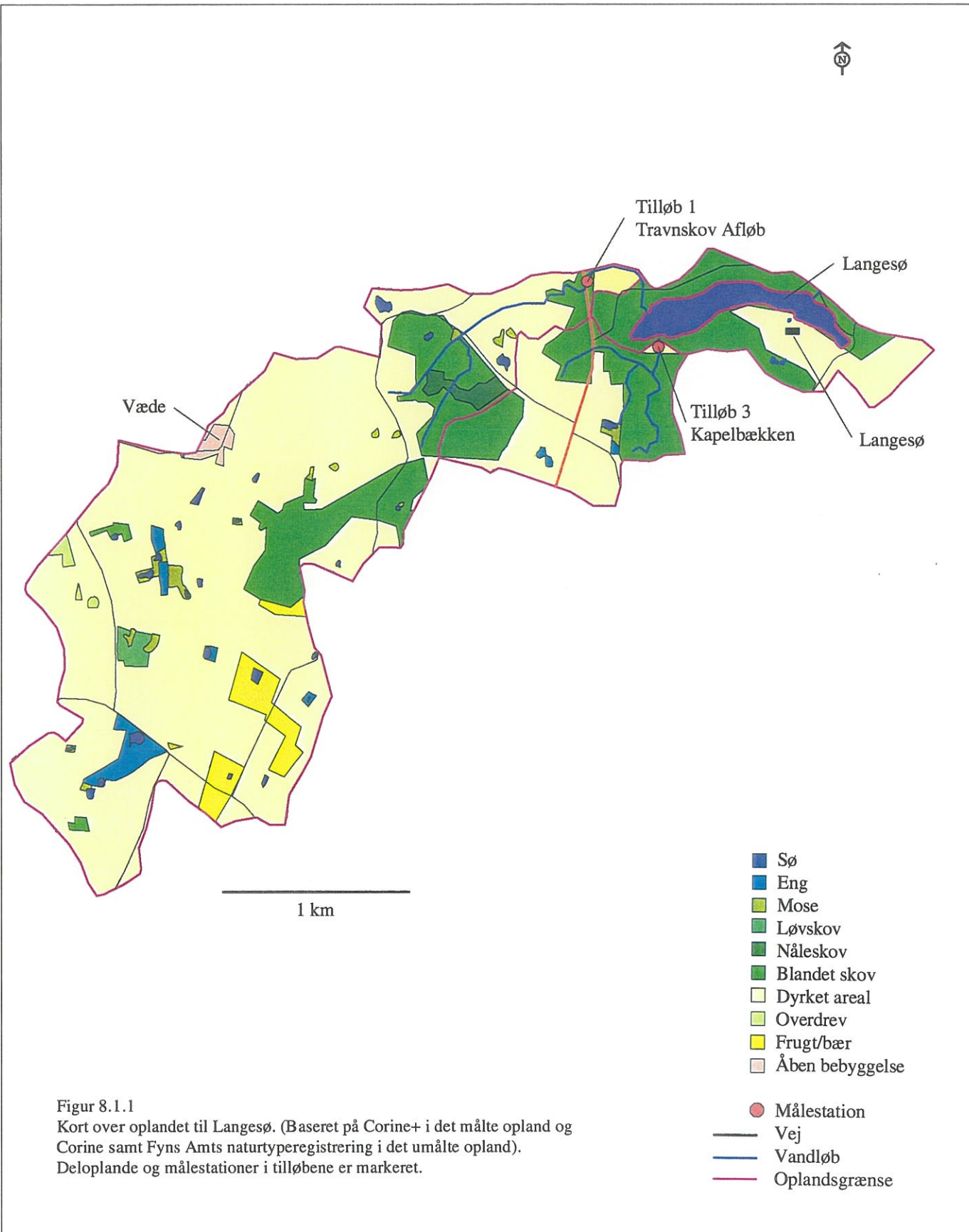
Oplandet til **Travnskov Afløbet** er meget kuperet og udgør 75 % (424 ha) af det samlede opland. Det består overvejende af landbrugsarealer med en husdyrtæthed noget under gennemsnittet for Fyn. Desuden anvendes en del af arealerne til pyntegrønt og juletræer. Tætheden af den spredte befolkning uden kloakering er relativ høj.

**Kapelbækkens** opland er noget kuperet og udgør kun 14 % (78 ha) af det samlede opland. Lidt over halvdelen af arealet udgøres af landbrugsjorder, næsten resten er dækket af skov. En del af dette skovareal er mere intensivt dyrket (pyntegrønt/juletræer). Husdyrtætheden i oplandet er lav.

**Langesø** er en lille og relativt lavvandet sø (figur 8.1.2 og tabel 8.1.1). Søens vandvolumen er relativt stort i forhold til overfladearealet, idet de undersøiske skrænter nærmest bredden er relativt stejle. Kyststrækningen er endvidere relativt simpel uden større vige og indskæringer.







Figur 8.1.1  
Kort over oplandet til Langesø. (Baseret på Corine+ i det målte opland og Corine samt Fyns Amts naturtyperegistrering i det umålte opland). Deloplande og målestationer i tilløbene er markeret.

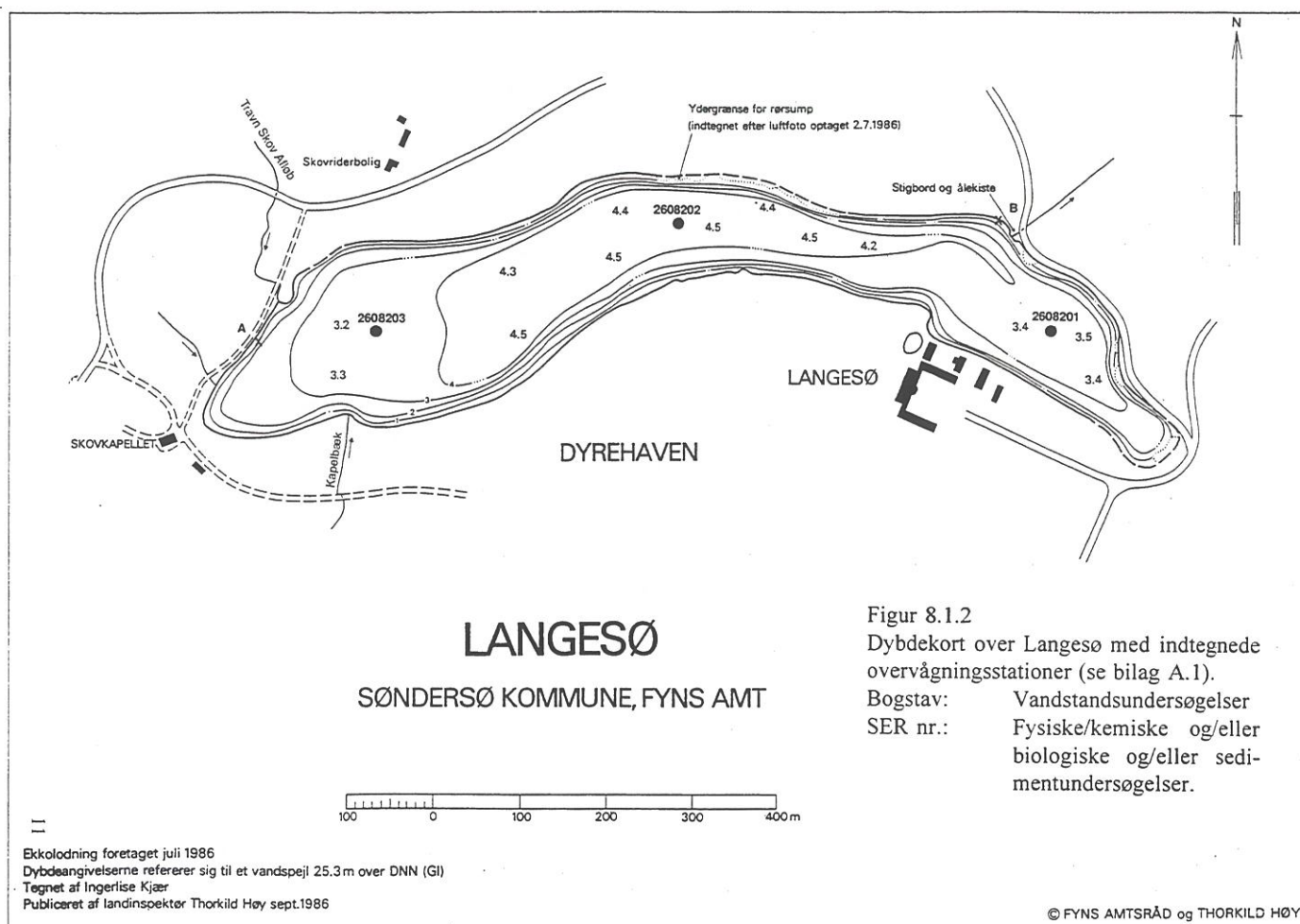


Overfladeareal	17,1
Middeldybde, m	3,1
Maksimumsdybde, m	4,5
Vandvolumen, m <sup>3</sup>	531.000
Kystlinjelængde, km	2,85

Tabel 8.1.1  
Fysiske forhold i Langesø.

Søen er hovedsagelig omgivet af skovklædte skrænter. Alligevel er den via sin beliggenhed i vestlig-østlig retning påvirket af de fremherskende vestlige vinde, hvorved vandmassen relativt hyppigt omrøres. Der kan dog i forbindelse med længerevarende perioder med varmt og stille vejr forekomme en temperaturlagdeling af vandmasserne.

Langesø er i Regionplan 1993-2005 målsat som "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri". Da Langesø formodentlig fra naturens hånd er en næringsrig sø, har Fyns Amt vurderet, at søen for at opfylde målsætningen bør have en sigtdybde på mindst 1,5-2 m, et artsrigt planteplankton med dominans af "rentvandskrævende" alger, et veludviklet bælte af rankegrøde og en artsrig smådyrfauna (Fyns Amt, 1990). Derudover bør fiskefaunaen have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.



Figur 8.1.2  
Søkort.

### Søens miljøtilstand

Målsætningen for søens anvendelse er på nuværende tidspunkt ikke opfyldt. Årsagen hertil er efter al sandsynlighed, at der gennem mange år er sket en væsentlig tilførsel af plantenæringsstoffer dels via spildevand fra spredt bebyggelse, dels ved afstrømning fra dyrkede marker og landbrugsejendommens møddinger og lignende i oplandet.



Oplysninger om den tidligere udvikling i Langesø er forholdsvis fåtallige. Palæolimnologiske undersøgelser foretaget i søen i 1992/93 har vist, at der var en forholdsvis høj fosforkoncentration i søvandet midt i 1800tallet (ca. 140  $\mu\text{g/l}$ ), og at den var stigende ind i næste århundrede for først at stagnere efter 1950'erne, til det niveau søen har i dag. (Anderson & Odgaard, 1994). Det har også været muligt at påvise, at der tidligere var en varieret undervandsvegetation (GEUS, pers. komm.), samt at fiskebestanden ved århundredeskiftet var domineret af skidtfisk (Jensen m.fl., 1996).

De første konkrete oplysninger fra søen stammer fra 1927, hvor der blev foretaget en orienterende fiskeundersøgelse i søen. Fiskebestanden var dengang, som nu, domineret af brasen, skaller og småaborrer. Endvidere blev der konstateret en rig undervandsvegetation (Otterstrøm, 1927).

Det er dog klart, at der efter 1927 er sket en forringelse i søens miljøtilstand med bl.a. en kraftig tilbagegang i undervandsvegetationen, som i perioder muligvis har været helt forsvundet. Det har dog ikke været muligt med sikkerhed at fastslå, hvornår søen har fået det dårligere, og om denne ændring er sket gradvist eller over kort tid.

Undersøgelserne i 1989-1996 har vist, at der stadig er en meget stor tilførsel af plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor til søen fra dens opland. Hertil skal lægges en stor såkaldt intern tilførsel af især fosfor, som bliver frigivet fra søbunden i sommerperioden. Denne betydelige interne belastning skyldes de store mængder fosfor, der gennem mange år er ophobet i søbunden.

Langesø har om sommeren uklart vand (gennemsnitlig sigtddybde 0,8-1,2 m i 1989-1996). Det uklare vand skyldes store mængder planktonalger. Hyppigt optræder store mængder blågrønalger, som giver særligt uklart vand.

På grund af det uklare vand har søen formodentlig været uden væsentlig undervandsvegetation i mange år. Desuden findes der en smal, usammenhængende rørsump langs størstedelen af søens bred. Kun i den relativt lavvandede, østlige ende af søen findes en større sammenhængende rørsump.

Langesø har således en generelt dårlig miljøtilstand. Det er samtidig usandsynligt, at denne tilstand uden ganske særlige initiativer vil forbedres afgørende i de kommende år.

## 8.2 Vand- og næringsstofftilførsel

### Total tilførsel

Den totale tilførsel af kvælstof og fosfor i 1996 var på ca. 5900 kg kvælstof og ca. 120 kg fosfor. Dette var en væsentlig lavere tilførsel af både kvælstof og fosfor end i perioden 1989-1995, der som gennemsnit havde en årlig tilførsel på 15.200 kg kvælstof og 300 kg fosfor. Figur 8.2.1 viser, hvordan kilderne til denne tilførsel fordeler sig. I bilag C.3 er kvælstof- og fosfortilførslen i årene 1989-96 angivet, dels på årsbasis dels, i sommerperioden.

Langt den største kilde til næringsstofbelastning af søen er **afstrømningen fra oplandet** til søen. På årsbasis udgør belastningen af kvælstof og fosfor herfra over 90 % af søens samlede belastning. Bidraget fra atmosfærisk deposition, fugle og løvfald på søen er således mindre betydende.

Afstrømningen udgøres dels af en **kulturbetinget afstrømning**, der skyldes landbrug og spredt bebyggelse. Den kulturbetingede kvælstof- og fosfortilførsel udgjorde som gennemsnit i perioden 1989-1996 henholdsvis 81 % og 71 % af den samlede tilførsel.

Den naturlige afstrømning af kvælstof og fosfor, det såkaldte **naturligt basisbidrag** udgjorde i samme periode henholdsvis 16 % og 25 % af den totale tilførsel til søen.

Den **atmosfæriske deposition** af kvælstof og fosfor udgjorde i 1989-1996 henholdsvis 4 % og 3 % af de samlede tilførsler til søen. Hovedparten af den atmosfæriske kvælstofdeposition er kulturbetinget, idet den stammer fra forbrænding i industri og motorer samt ammoniakfordampning fra landbruget. Tilsvarende antages ca. halvdelen af fosfordepositionen at være kulturbetinget.

Den atmosfæriske deposition kan dog i sommerperioden udgøre en væsentlig del af den samlede belastning, og vil i sommermåneder med lav afstrømning være den største kilde til kvælstofbelastningen.

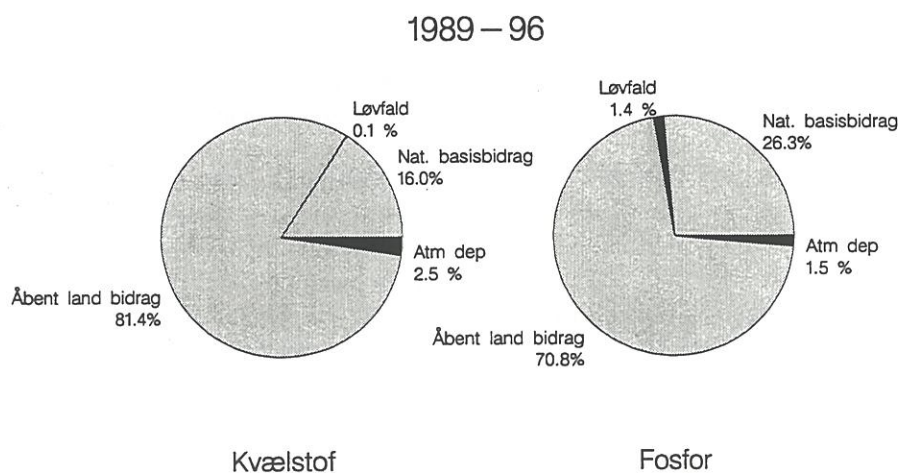
Kun 4-10 % af den samlede årlige kvælstofbelastning og 13-25 % af fosforbelastningen af søen sker i sommerperioden.

På baggrund af vandbalancebetragtninger for Langesø vurderes det, at den direkte **grundvandstilførsel** er ringe. Der er derfor ikke regnet med nogen stoftilførsel via grundvand direkte til søen.

Langesø tilføres næringsstoffer i forbindelse med **løvfald**. Selvom søen er omkranset af skov, er belastningen fra løvfald dog forholdsvis beskednen.

I perioden indtil 1993 skete desuden opfodring af ca. 600 **ænder** i Langesø med

Figur 8.2.1  
Kilder til kvælstof- og fosforafstrømningen til Langesø i perioden 1989-1996. I opgørelsen er ikke medtaget bidrag fra ænder, da udsætningen er ophørt.





henblik på jagt. Fodringen svarede til ændernes foderbehov, men ændernes affaldsprodukter skal medregnes i den samlede tilførsel til søen. Tilførslen af kvælstof og fosfor herfra udgjorde 4-5 % af den samlede belastning.

På grund af usikkerheder med hensyn til bestemmelsen af fosforafstrømningen i små vandløb er det sandsynligt, at den kulturbetingede andel af fosforafstrømningen er større end de ovenstående tal viser.

### Kilder til den kulturbetingede kvælstof- og fosforafstrømning

Hovedparten af kvælstofafstrømningen skyldes et kulturbetinget bidrag fra det åbne land, primært afstrømning fra landbrugsarealer.

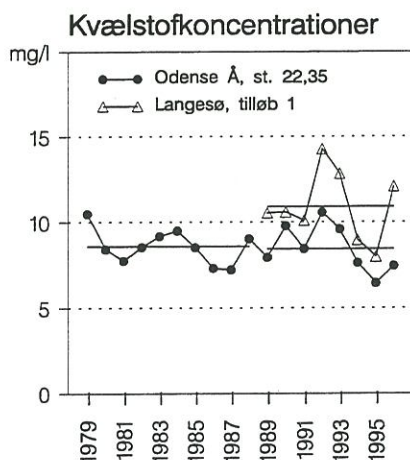
Kvælstofudledningen fra den spredte bebyggelse er ubetydelig sammenholdt med, hvad der afstrømmer fra landbrugsarealer, men udledningen fra spildevandet kan alligevel have en meget negativ effekt i de små vandløb på grund af det store indhold af ammoniak og organisk stof.

Kvælstof	875 kg N/år
Fosfor	199 kg P/år

Tabel 8.2.1

Den potentielle spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse i oplandet til Langesø baseret på normtal fra Miljøstyrelsen.

En opgørelse af den potentielle spildevandsbelastning fra den spredte bebyggelse i oplandet til Langesø (baseret på Miljøstyrelsens normtal) fremgår af tabel 8.2.1. Den potentielle spildevandsbelastning omfatter spildevandsproduktionen for ejendomme med afledning til sø, vandløb eller dræn uden korrektion for evt. rensning. På grund af manglende viden om rensegrader ved udledning fra den spredte bebyggelse, kan den aktuelle belastning ikke beregnes. Det kan således ikke afgøres, hvor stor en del af fosfortilførslingen fra det åbne land til søen, der stammer fra den spredte bebyggelse og hvor stor en del, der stammer fra dyrkningsjorden. Der er dog ingen tvivl om, at fosforudledningen både fra den spredte bebyggelse og fra dyrkningsjorden er væsentlige kilder til belastning af Langesø.



Figur 8.2.2

Vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i Odense Å, 1979-1996 og tilløb 1 til Langesø i 1989-1996. Middelværdier for perioden 1979-1988 (kun Odense Å) og 1989-1996 er ligeledes vist.

### Udvikling i afstrømningen til søen 1989-1996

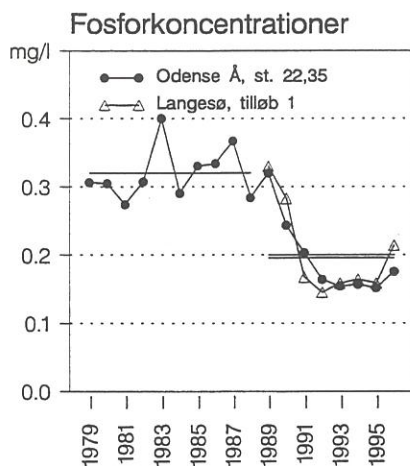
Den mængde kvælstof og fosfor, der strømmer til søen fra oplandet, er bl.a. afhængig af **ferskvandsafstrømningen**. Denne var meget lav i 1996, og lå på årsbasis 67% under gennemsnittet for perioden 1989-1995. I sommerperioden (1.5.-30.9.) lå afstrømningen 72 % under gennemsnittet for perioden.

**Kvælstofafstrømningen** til søen i 1996 var ligeledes meget lav. Set på årsbasis, lå kvælstofafstrømningen 62 % under gennemsnittet for den forudgående syvårsperiode. I sommerperioden var kvælstofafstrømningen 85 % under gennemsnittet for perioden 1989-1995.

Imidlertid var den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i søtilløbene større end i de foregående år. Dette skyldes især, at der skete en voldsom udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorden i november-december, hvor afstrømningen var relativ høj. Samme udvikling forekom i Odense Å, se figur 8.2.2. Kvælstofafstrømningen til Langesø er i øvrigt generelt højere end for gennemsnittet for Fyn som helhed (figur 5.2.1).

**Fosforafstrømningen** i 1996 var ligeledes meget lav og den hidtil mindste afstrømning, der er målt. Afstrømningen var i 1996 62 % og 74 % under gennemsnittet for perioden 1989-1995 henholdsvis på årsbasis og i sommer-





Figur 8.2.3  
Vandføringsvægtedefosforkoncentrationer vist for Odense Å 1979-1996 og tilløb 1 til Langesø. Middelværdier for perioden 1979-1988 (kun Odense Å) og 1989-1996 er ligeledes vist.

perioden (1.5.-30.9.). Et fald i fosforkoncentrationen i tilløb 1 til Langesø skete i 1989-1990 og mønsteret er sammenfaldende med værdier i Odense Å (figur 8.2.3). Faldet kan sandsynligvis forklares ved, at befolkningen i større omfang er gået over til at anvende husholdningsmidler med lavt eller intet fosforindhold.

I 1996 steg fosforkoncentrationen dog en anelse. Dette skyldes muligvis, at den lave ferskvandsafstrømningen har fortyndet den udledte fosfor fra punktkilder mindre.

#### Vurdering af belastningen fra de enkelte tilløb til søen

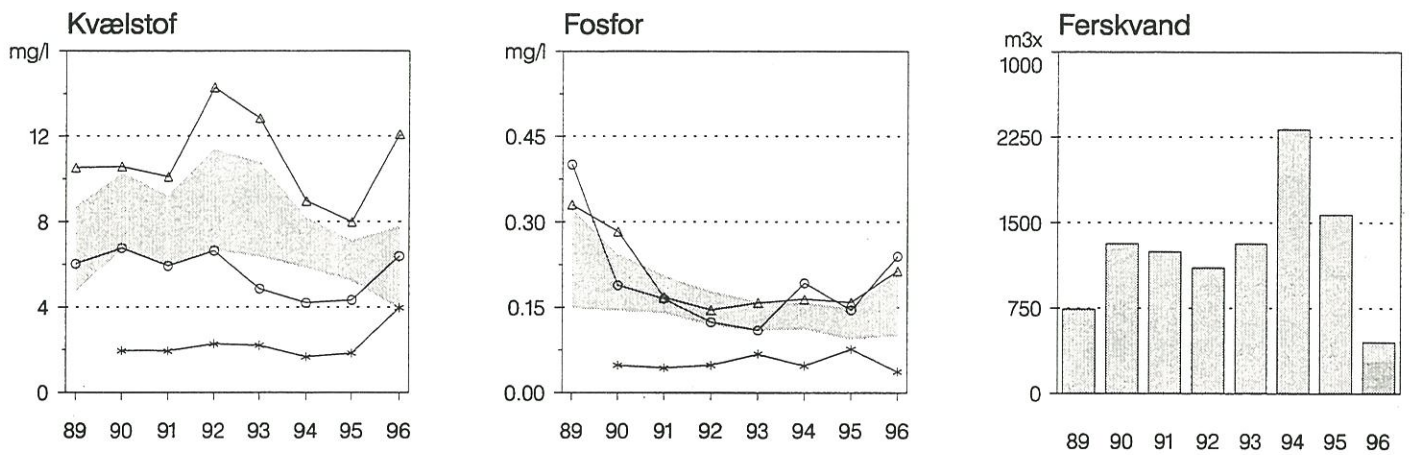
Årsmiddelkoncentrationen af kvælstof og fosfor i **Travnskov Afløbet (tilløb 1)** udviste i perioden 1989-1996 stort set samme variationsmønster som i andre fynske vandløb (figur 8.2.4). Dog var niveauet af kvælstof væsentligt højere i Travnskov Afløbet. Stigningen i 1996 skyldes (som før nævnt), at der skete en relativ stor udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorden i november-december, hvor afstrømningen var relativt høj.

Travnskov Afløbet anses for at være meget belastet af jordbrugsdriften i oplandet samt spildevandsudledning fra spredte bebyggelse.

Kvælstofkoncentrationen i **Kapelbækken (tilløb 3)** ligger generelt lavere i forhold til øvrige fynske vandløb i perioden 1990-1995 for at stige markant i 1996.

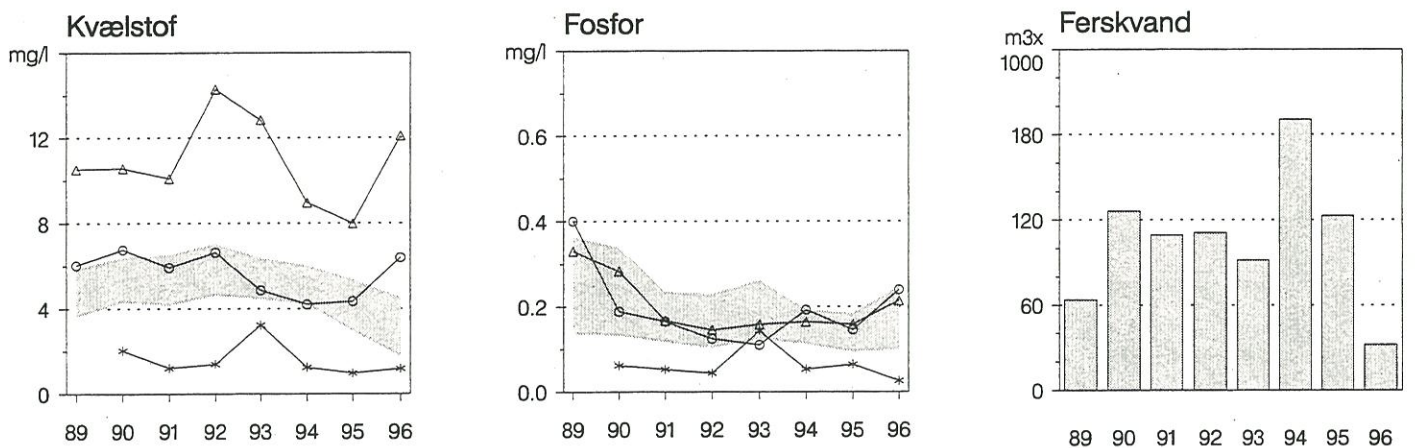
Den vandføringsvægtede fosforkoncentration (figur 8.2.4 og 8.2.5) er stort set af samme størrelsesorden som i andre fynske vandløb. I sommerperioden er Kapelbækken ofte udtørret. Derfor vil nedbørshændelser efter en længerevarende tør periode medføre forhøjede koncentrationer. Da oplandet til Kapelbækken er noget kuperet øges risikoen for overfladisk afstrømning. Da de bækkens åbne strækning endvidere gennemløber skovarealer og med meget stejle vandløbsbrinker, medfører dette yderligere risiko for brinkerrosion med forøget fosforafstrømning til følge.

Kapelbækken anses for at være noget belastet af jordbrugsdriften i oplandet samt spildevandsudledning fra spredte bebyggelse.



Figur 8.2.4

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor i hovedtilløbene til Langesø og naturvandløbet Holstenshuus 1989-1996. Naturvandløbet afstrømmer ikke til søen. 25-75%’s-fraktiler for fynske vandløb er vist som bånd. Endvidere er vist ferskvandsafstrømningen via hovedtilløbene til søen 1989-1996.



Figur 8.2.5

Vandføringsvægtede sommermiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor i hovedtilløbene til Langesø og naturvandløbet Holstenshuus 1989-1996. Naturvandløbet afstrømmer ikke til søen. 25-75%’s-fraktiler for fynske vandløb er vist som bånd. Endvidere er vist ferskvandsafstrømningen via hovedtilløbene til søen 1989-1996.

- \*-\* Naturvandløb, Holstenshuus
- △-△ Tilløb 1
- Tilløb 3

## 8.3 Vand- og stofbalance

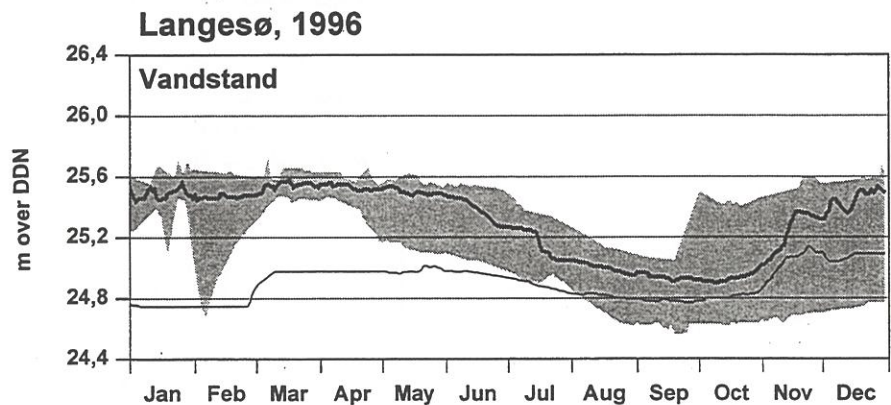
### Vandstand

Vandstanden i Langesø er ved årets begyndelse som regel omkring 25,50 m over DNN (figur 8.3.1). I hele 1996 var vandstanden ekstrem lav og var i første halvdel af året langt under, hvad der tidligere er målt. Dette skyldtes, at sidste halvdel af 1995 og første halvdel af 1996 var usædvanlig tør. Normalt bundtrækkes stignbordet i løbet af sommeren for at sikre vandgennemstrømning i ålekisten, hvorved vandstanden falder i søen 60-80 cm. På grund af den lave tilstrømning blev stignbordet ikke trukket så meget i 1996. Vandstanden nåede derfor ikke så langt ned som i visse af de foregående år.

Figur 8.3.1

Vandstand i Langesø 1996. Det grå bælte viser de største og mindste vandstande i perioden 1989-1995 målt i meter over "Dansk Normal Nul". I årene 1989-1991 blev vandstanden målt ved enkeltmålinger. I de efterfølgende år er den blevet målt kontinuerligt. Vandstanden i Langesø reguleres i afløbets stemmeverk.

— 1996  
— median, 1989-1995  
■ variationsinterval, 1989-1995



I tidligere år har vandstanden i søen været sænket særligt meget, når stignbordet har været trukket i forbindelse med store afstrømninger og det efterfølgende bliver glemt at sætte det i igen eller i forbindelse med reparation af stemmeverket.

### Vandbalance

Vandbalanceligningen udtrykker, at der er balance mellem den vandmængde, der strømmer til søen, og den vandmængde, der strømmer fra søen:

$$Q_{\text{overflade}} + \text{nedbør} + \text{grundvand} = Q_{\text{aflob}} + \text{fordampning} + \text{magasinændring}$$

$Q_{\text{overflade}}$  betegner den samlede overfladiske vandtilførsel til søen fra oplandet, og  $Q_{\text{aflob}}$  angiver den samlede fraførsel af vand via søens afløb.

Den overfladiske afstrømning til søen i hele 1996 var meget lille og udgjorde kun 33 % af den gennemsnitlige afstrømningen i 1989-1995 (fig. 8.3.3). Det gjaldt især månederne januar- oktober (fig. 8.3.2). Den meget lave afstrømning i 1996 skyldtes naturligvis, at nedbørsmængden fra midten af 1995 til august 1996 var meget lille. Som følge heraf var afstrømningen fra søen tilsvarende lille. I sommerperioden var fordampningen omtrent 2 gange så stor som den mængde vand, der løb ud af søen via afløbet.

Nedbøren og fordampningen kan i sommerperioden overstige henholdsvis tilstrømningen til- og afstrømningen fra søen og således være de væsentligste styrende faktorer for vandbalancen. I sommermånederne vil der sædvanligvis ikke være afløb fra søen uden den sænkning af søens vandspejl, som finder sted ved regulering af stemmeverket i søen.



Det beregnede grundvandsbidrag (som var negativt) var relativt større i 1996 end i de tidligere år. Den større afvigelse kan skyldes større måleusikkerhed på de små vandføringer, som forekom i 1996, men det er sandsynligt, at der var udsivning af vand fra søen til grundvandet, som følge af det særligt tørre år (se bilag C.4).

### Vandets opholdstid i søen

Opholdstiden for vandet i Langesø (beregnet ud fra fraførslen af vand) var knap 1,5 år i 1996. Dette er den hidtil længst målte opholdstid, men i god overensstemmelse med de nedbørsmængder, som faldt i 1996 (tabel 8.3.1). Opholdstiden for både året som helhed og i sommerperioden i 1996 var 2 til 8 gange længere end i de foregående år.

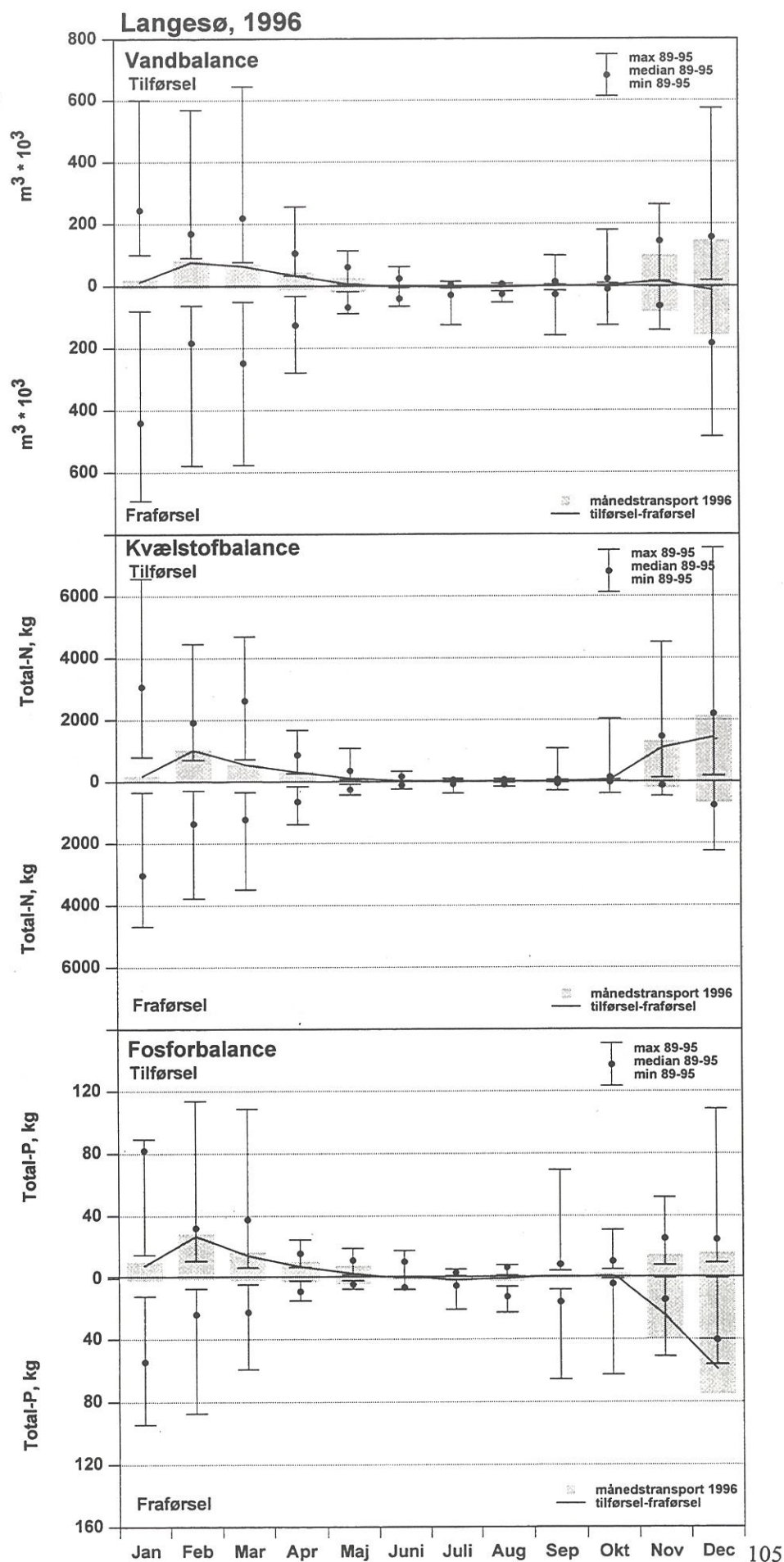
I 1989-1995 var opholdstiden således 0,2-0,7 år og følger de årlige variationer i nedbør og afstrømning. I et hydrologisk set normalt år, svarende til de gennemsnitlige forhold i perioden 1976 - 1995, vil vandets opholdstid i Langesø være tæt på 0,4 år.

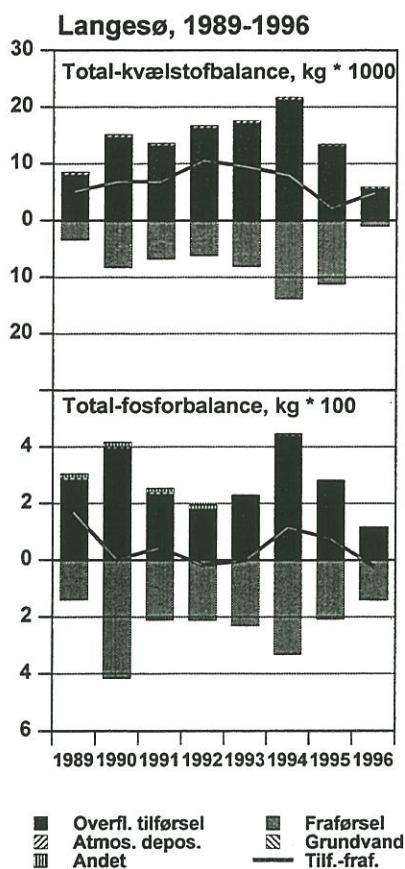
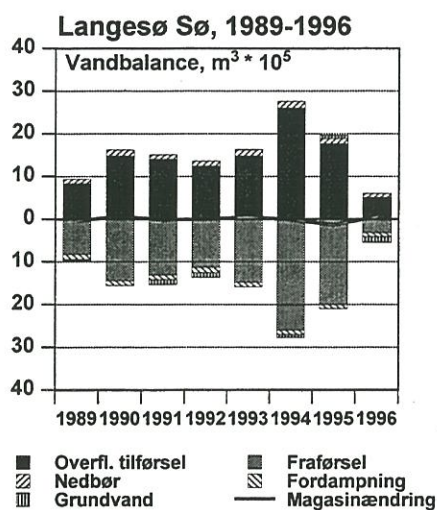
Tabel 8.3.1  
Oversigt over opholdstider beregnet ud fra fraførsel af vand i Langesø, 1989-96.

Opholdstid ud fra fraførsel (år):				
	År (1.1-31.12)	Sommer (1.5-30.9)	Vinter (1.12-31.3)	Maks. måned
1989	0,7	1,2	0,5 *	3,8
1990	0,4	1,3	0,2	1,7
1991	0,4	1,2	0,2	4,5
1992	0,5	1,2	0,3	5,0
1993	0,4	2,4	0,2	6,7
1994	0,2	0,6	0,1	2,7
1995	0,3	0,7	0,1	15
1996	1,5	4,9	6,9	15

\* I 1989 er vinteropholdstiden beregnet for perioden 1.1. - 31.3.

Figur 8.3.2  
 Tilførsel og fraførsel af vand,  
 total-kvælstof og total-fosfor for Langesø  
 på månedsbasis, 1996. Samtidig er vist  
 median-, maksimum- og  
 minimumværdier i perioden 1989-1995.





Figur 8.3.3  
Vand- og stofbalance på årsbasis for  
Langesø, 1989-1996.

## Stofbalance

Stofbalancen er opgjort for næringsstofferne fosfor og kvælstof, som har betydning for planteplanktonets vækst. Ved stofbalance forstås forskellen mellem tilførsel og fraførsel af stoffet og er vist i figurene 8.3.2. og 8.3.3. En mere detaljeret opgørelse af stofbalancerne findes i bilagene C.4.1 og C.4.2.

## Kvælstof

Den samlede belastning af Langesø med total-kvælstof i 1996 var 5891 kg. Dette er det hidtil lavest målte og ca. 40 % af gennemsnittet i perioden 1989-1995. I 1989 var tilførslen også meget lille (8535 kg)(figur 8.3.3). Mere end 50 % af kvælstoftilførslen skete i månederne november og december i 1996, hvor ferskvandsafstrømningen samtidig var stor (figur 8.3.2). Hyppigst sker hovedparten af afstrømningen i første halvdel af et år.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentrationen var som middel 9,8 mg/l i 1996, hvilket er lidt over gennemsnittet for perioden 1989-1995 (9,4 mg/l).

Forskellen mellem den tilførte og fraførte mængde kvælstof betegnes kvælstoftabet i søen. Dette skyldes omsætning eller ophobning af kvælstof i søen. Tabet af kvælstof var meget stort i 1996 - ca. 4860 kg, hvilket svarer til, at 83 % af den tilførte kvælstof blev tilbageholdt i søen. Dette kan forklares med vandets meget lange opholdstid i søen i 1996. For hele perioden 1989-96 er der beregnet et kvælstoftab på 48% af de tilførte mængder. Når der bliver korrigeret for ændringer i kvælstofindholdet i søvandet var nettotabet for kvælstof imidlertid kun 60 %. Indholdet af kvælstof i søvandet steg således med 1339 kg hen over året. Denne ændring skyldes dels øgning af vandmagasinet, dels større kvælstofstofkoncentration i søvandet sidst på året.

Som følge af kvælstoftabet i søen var kvælstofkoncentrationen i afløbet fra søen kun ca. en tredjedel af koncentrationen, som løber til søen.

## Fosfor

Den samlede belastning af Langesø med fosfor i 1996 var 118 kg. Dette er det hidtil lavest målte. I perioden 1989-95 var fosfortilførslen 195-447 kg med et gennemsnit på 305 kg (figur 8.3.3). I modsætning til kvælstoftilførslen skete hovedparten fosfortilførslen til søen i årets 4 første måneder (figur 8.3.2).

Den vandføringsvægtede indløbskoncentrationen var som middel 0,20 mg/l, hvilket er forholdsvis højt i forhold til 1991-1995, hvor denne var 0,14-0,17 mg/l, men dog stadigvæk lavere end i 1989-1990 (hvh. 0,33 og 0,26 mg/l).

Der blev fraført 23 kg mere fra søen, end der blev tilført. I årene 1989-1995, bortset fra 1992, er der blevet tilbageholdt fosfor i søen. Samlet for hele perioden 1989-96 er der tilbageholdt ca.360 kg fosfor i søen svarende til 16 % af tilførslen. Fosfortabet korrigeret for ændringer af fosforindholdet i søvandet var 19 kg. Der var således stort samme indhold af fosfor i søvandet i begyndelsen som slutningen af året.



Indløbskoncentration af fosfor var højere end afløbskoncentrationen i årets første måneder, men mindre i årets sidste måneder, hvor fosforkoncentrationen i søvandet (og dermed afløbsvandet) blev kraftigt forøget som følge af en stor frigivelse af fosfor fra søbunden til søvandet.

## 8.4 Miljøtilstand

### 8.4.1 Fysisk-kemiske forhold i søvand

Resultaterne af de fysisk-kemiske målinger i søens overfladevand i 1996 fremgår af figur 8.4.1 og 8.4.2. Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-95. For at udelade enkelte ekstreme værdier er de største og mindste værdier udeladt fra variationsintervallet. For alle år, hvorfra der foreligger målinger, er de beregnede sommer-, vinter- og årsmiddelværdier samt fraktiler af udvalgte parametre vist i bilag C.6.1-C.6.3.

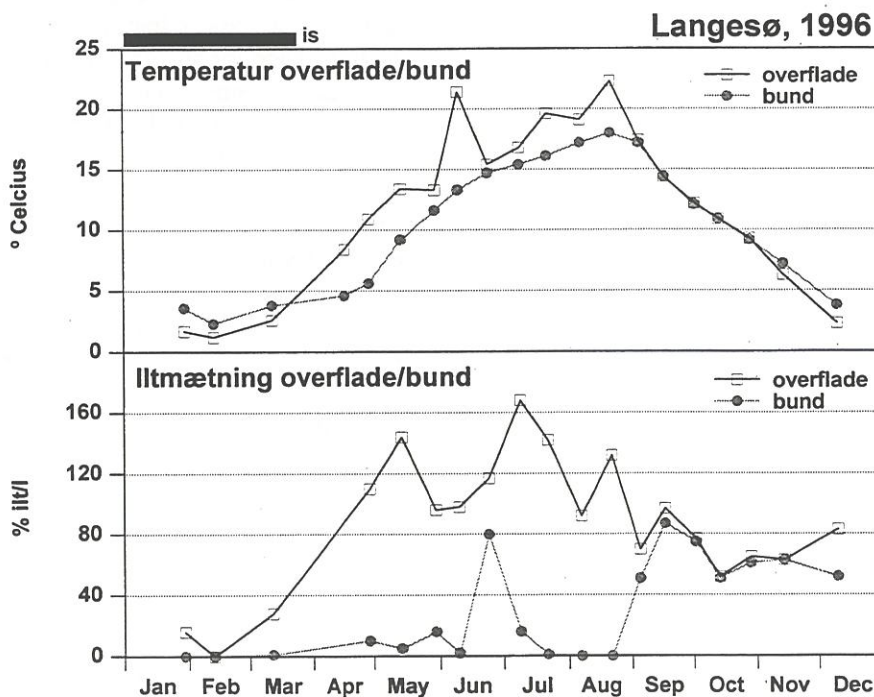
#### Vandtemperatur

Søen var islagt fra midt i december 1995 til slutningen i marts 1996. Søvandet var temmelig køligt til sidst i marts ( $< 5^{\circ}\text{C}$ ). Fra sidst i april opvarmedes vandet hurtigt og nåede årets højeste temperatur i august ( $22,3^{\circ}\text{C}$ ).

#### Iltforhold

Iltindholdet i hele vandprofilet var meget lavt fra begyndelsen af året, hvor isdækket forhindrede omrøring af vandmasserne. I februar blev der således målt iltfrit vand i hele vandprofilet. Efter isdækket steg iltindholdet hurtigt i overfladevandet. Som følge af en stor algeproduktion var overfladevandet overmættet med ilt i næsten hele sommeren. Nedbrydningen af den store

Figur 8.4.1  
Temperatur og iltmætning nær vandoverfladen (dybde: 0,20 m) og lige over bunden i Langesø, 1996.



algeproduktionen, ikke mindst den i foråret, medførte, at iltforholdene i bundvandet tidligere og længere end normalt for året var ringere. Således var der stort set ikke ilt i bundvandet helt hen til september, dog afbrudt af en kortere periode i juni måned, hvor fremherskende vestlige vinde omrørte vandmasserne.

### **Kvælstof**

Indholdet total-kvælstof var i begyndelsen af 1996, i modsætning til de foregående år, usædvanligt lavt. Således var koncentrationen 2,1 mg/l mod normalt 5-8 mg/l i årets første måneder. Først efter juni måned var niveauet af samme størrelse som i de foregående år. Middel for total-kvælstof for året som helhed og i sommerperioden i 1996 var henholdsvis 1,8 mg/l og 2,1 mg/l. Dette er de hidtil lavest målte koncentrationer i søen. Indholdet af opløst uorganisk kvælstof var ligeledes ekstremt lavt i årets første halvdel. I perioder i juli-september nåede koncentrationen nær eller under detektionsgrænsen. Kvælstof kan derfor have været begrænsende for algevæksten i disse perioder.

Det lave indhold af kvælstof i søen i første halvdel af 1996 afspejler den lave afstrømning af kvælstof til søen i vinterhalvåret 1995/96, idet kvælstofindholdet i Langesø er stærkt relateret til kvælstofafstrømningen (Fyns Amt 1994b).

### **Fosfor**

I modsætning til kvælstof var koncentrationen af fosfor i søvandet både i begyndelsen af 1996 og for dette år som helhed ekstremt højt. Års- og sommergennemsnittet på henholdsvis 463 og 492  $\mu\text{g/l}$  er de hidtil største. Fosforkoncentrationen nåede et maksimum på 738  $\mu\text{g/l}$  i begyndelsen af september i 1996, hvilket dog er på niveau med værdierne i 1989 og 1990.

Koncentrationen af opløst organisk fosfor var ligeledes højere i 1996, end hvad der normalt er blevet målt i søen i overvågningsperioden. Således nåede indholdet af opløst fosfor slet ikke ned på et niveau, som kunne have været begrænsende for algevæksten. Den lavest målte værdi var således 34  $\mu\text{g/l}$ . Års- og sommergennemsnittet var henholdsvis 310 og 492  $\mu\text{g/l}$  og de hidtil største. Det maksimale indhold af opløst organisk fosfor var 600  $\mu\text{g/l}$  og ligeledes det hidtil størst målte.

Det høje indhold af fosfor skyldtes, at søen ikke blev gennemskyllet i efteråret/vinteren 1995/96, som det har været tilfældet de foregående år. Fosforindholdet var således højt allerede fra årets begyndelse og steg yderligere forholdsvis tidligt på året som følge af en meget tidligere frigivelse af fosfor fra sedimentet pga. af meget ringere iltforhold på dette tidspunkt.

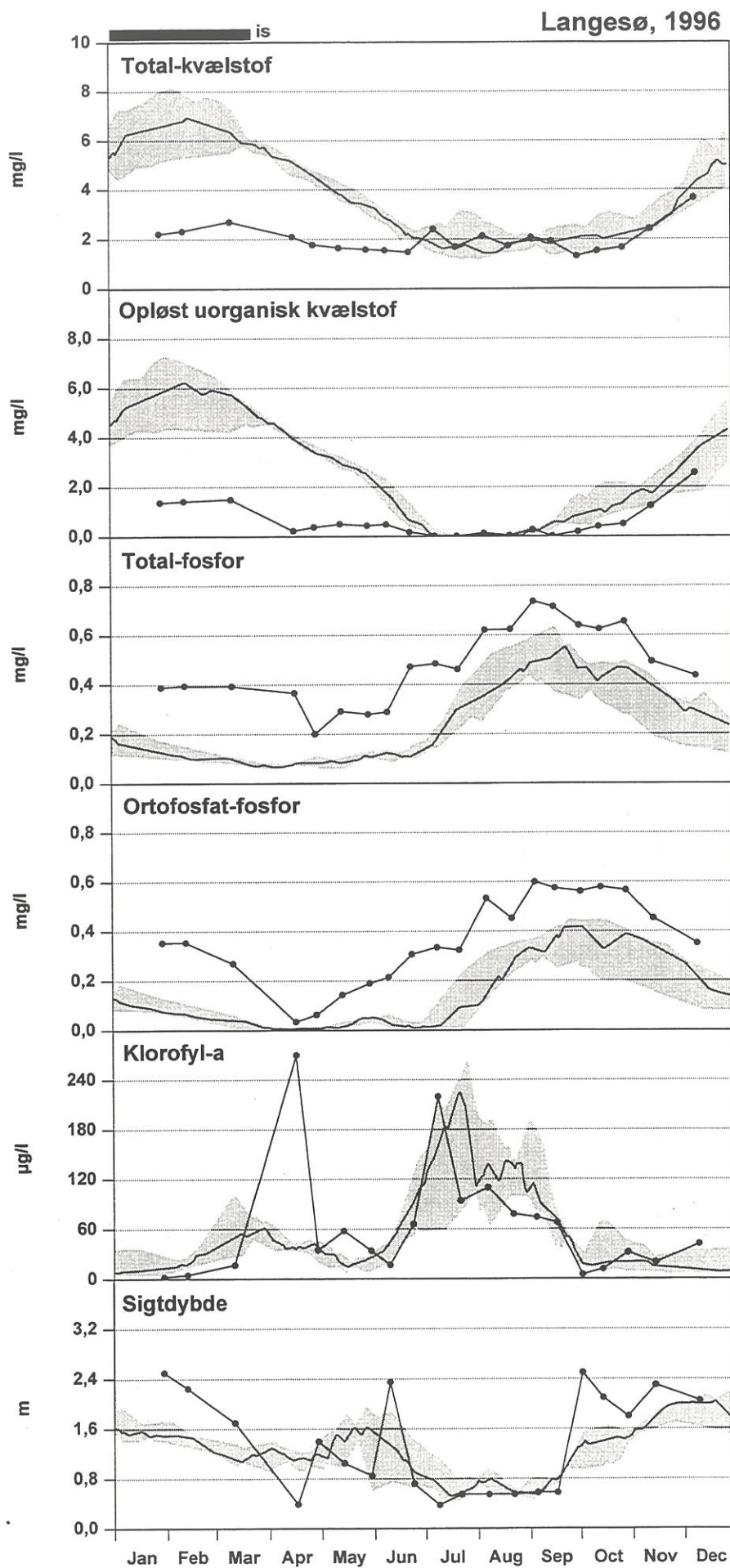
### **Klorofyl**

Et meget stort algemaksimum forekom allerede i april (270  $\mu\text{g/l}$ ). Så stort et indhold af klorofyl på dette tidspunkt af året er ikke tidligere målt. Dette var tillige årets maksimum. Tidspunktet for årets maksimum i klorofyl er ikke sammenfaldende med maksimummet for planteplanktonets biomasse. Dette skyldes, at klorofylindholdet i planteplanktonet er forskelligt afhængigt af arterne. Klorofylindholdet var som sommermiddel 78  $\mu\text{g/l}$ . Dette afviger ikke væsentligt i forhold til de foregående år i overvågningsperioden (71-135  $\mu\text{g/l}$ ).



Figur 8.4.2  
 Overfladevandets indhold af total-kvælstof, opløst uorganisk kvælstof, total-fosfor, ortofosfat-fosfor, klorofyl-a samt sigtddyben i Langesø, 1996. Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-95. Variationsintervallet omfatter de beregnede dagsværdier for de enkelte år. Dog er den største og mindste dagsværdi ikke medtaget, for at udjævne enkelte ekstreme udsving.

—●— 1996  
 — median, 1989-1995  
 ▨ variationsinterval, 1989-1995





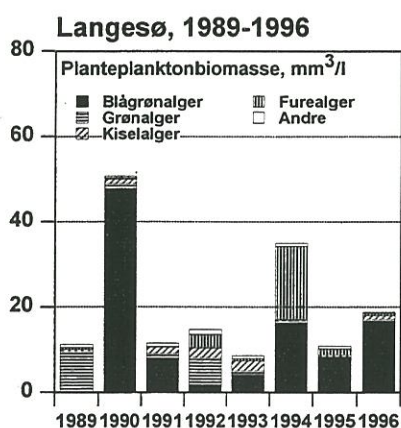
## Sigtdybde

Med et gennemsnit for sommerperioden på 0,89 m var sigtddybden på niveau med værdierne før 1991 og således noget ringere end i perioden 1991-1995 (0,90-1,16m). Medianen for sommerperioden var 0,58 m og det hidtil laveste. Gennem det meste af sommeren var sigtddybden 0,5-0,6 m. De mindste sigtddybder blev målt til 0,38 og 0,39 m hhv. midt i april og begyndelsen af juli. Der er ikke tidligere blevet målt en så lav sigtddybde i april. Dette skyldes en stor opblomstring af planteplankton umiddelbart efter at isdækket forsvandt. - Sigtddybden følger i øvrigt nøje mængden af planteplankton i søen.

## 8.4.2 Planteplankton

### Biomasse, årstidsvariation og artssammensætning

Planteplanktonets biomasse var som gennemsnit for sommerperioden 18,8 mm<sup>3</sup>/l i 1996. Dette er forholdsvis højt, idet der kun i 1990 og 1994 var en større biomasse (figur 8.4.3). Biomassen varierede fra minimum 1,9 mm<sup>3</sup>/l i juni til et maksimum på 49,7 mm<sup>3</sup>/l midt i juni i sommerperioden i 1996 (figur 8.4.4).



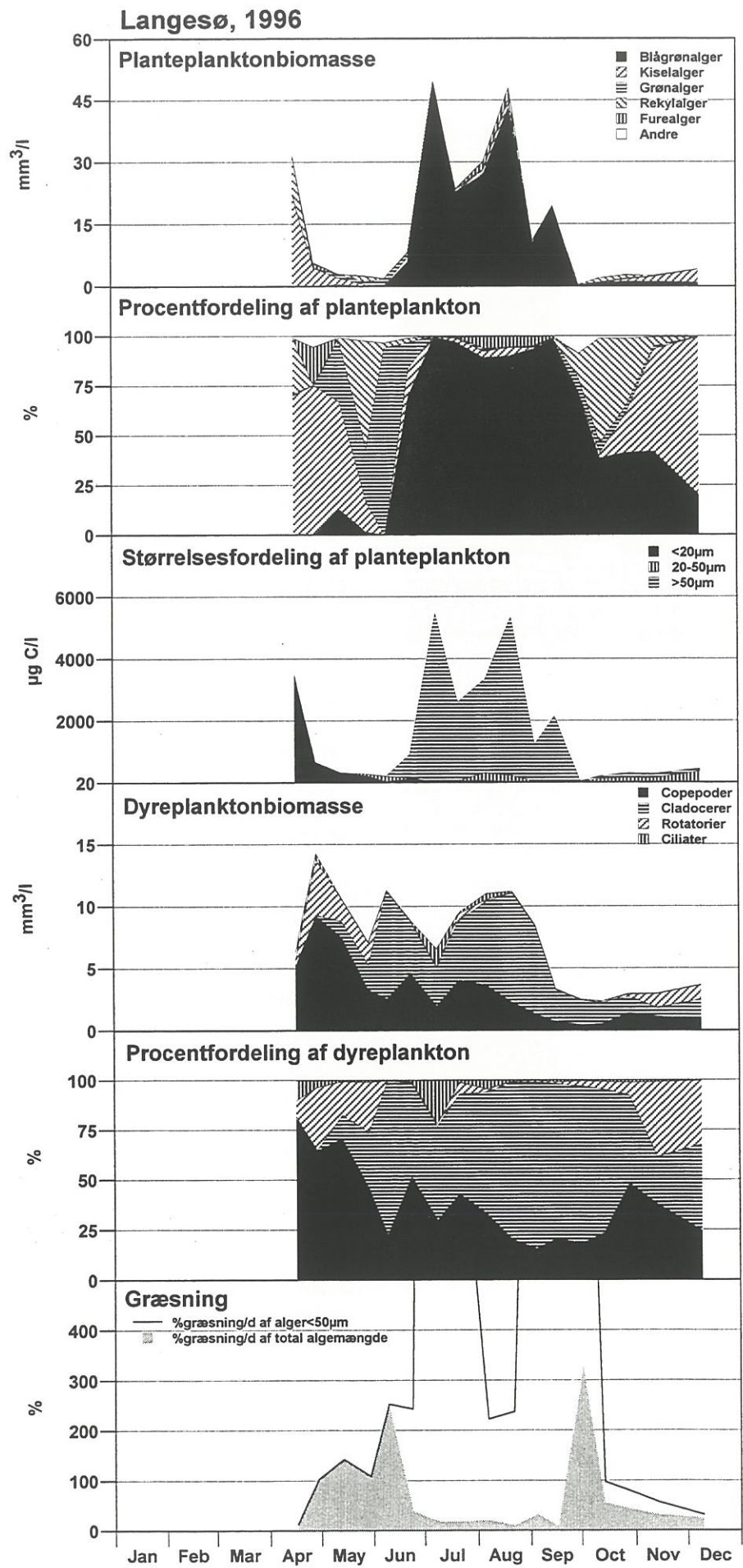
Figur 8.4.3  
Gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning af planteplankton i Langesø i sommerperioden 1. maj- 30. september, 1989-1996.

Der var et stort forårsmaksimum (31,5 mm<sup>3</sup>/l) i begyndelsen af april. Fra april til midt i maj var hovedparten af planteplanktonet domineret af små centriske kisel alger (50-70 %). Fra sidst i april til begyndelsen af juli var der forholdsvis lidt planteplankton. Det var rekylalger (54%) og grønalger (94%), som var de mest dominerende. Blandt rekylalgerne var det især arter af slægten *Cryptomonas* som dominerede og hos grønalgerne, *Sphaerocystis schroeteri*. Herefter steg biomassen til et totopet sommermaksimum i juli-august måneder (49,7 og 48 mm<sup>3</sup>/l), og et mindre efterårsmaksimum i september måned (19,4 mm<sup>3</sup>/l). Blågrønalger dominerede alle tre maksima med 89 % af den samlede biomasse i sommerperioden (figur 8.4.4). De kvantitativt mest betydende alger var blågrønalgerne *Aphanizomenon flexuosum/yezoense* og *Planthothrix agardhii*, som udgjorde henholdsvis 41 og 35 % af den samlede biomasse. Sidst på året dominerede større centriske kiselalger med *Stephanodiscus neoastrea*, som den vigtigste art.

Der blev i alt registreret 85 arter/slægter i planteplanktonet i Langesø i 1996, hvilket er en del lavere end i 1991-1995 (91-109 arter), men højere end i 1989-1990 (72-80 arter). Det lavere antal i 1996 skyldtes et mere ensidigt dominans af blågrønalger i en stor del af året. Langt de fleste arter/grupper i Langesø er karakteristiske for næringsrige danske søer. Der blev i 1996 registreret 12 arter/slægter, som tilhører algegrupper, der har deres hovedudbredelse i "rentvandede" søer. Dette er noget lavere end i 1989-1995 (14-16 arter/slægter).

Blågrønalger har domineret planteplanktonet i Langesø i næsten alle årene i perioden 1989-1996 (figur 8.4.3). Foruden i 1996 var *Aphanizomenon flexuosum/yezoense* også den mest betydende art sammen med *Microcystis* i 1995 og sammen med *Planthothrix agardhii* i 1994. *Planthothrix agardhii* dominerede desuden i 1993 og 1991. I 1990 var der en ualmindelig stor dominans af blågrønalger især med arten *Aphanizomenon klebahnii*. I 1989 og 1992 dominerede grønalger (især *Carteria* sp.).

Figur 8.4.4  
 Volumenbiomasse, procentvis  
 sammensætning af planteplankton  
 og dyreplankton, samt  
 størrelsesfordeling af  
 planteplankton og % græsning af  
 alger i Langesø, 1996.

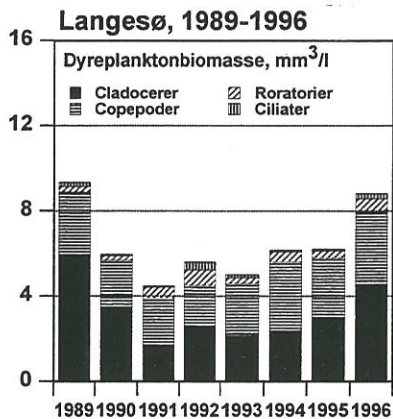




### 8.4.3 Dyreplankton

#### Biomasse, årstidsvariation og artssammensætning

Dyreplanktonets biomasse var som gennemsnit for sommerperioden 8,8 mm<sup>3</sup>/l i 1996. Dette er forholdsvis højt. Kun i 1989 var den større (9,3 mm<sup>3</sup>/l) (figur - 8.4.5). Biomassen i sommerperioden 1996 varierede fra minimum 3,3 mm<sup>3</sup>/l midt i september til et maksimum på 11,3 mm<sup>3</sup>/l sidst i august (figur 8.4.4).



Figur 8.4.5  
Gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning af dyreplankton i Langesø i sommerperioden 1. maj- 30. september, 1989-1996.

Der var i 1996 et forårsmaksimum (14,3 mm<sup>3</sup>/l) sidst i april domineret af copepoder og rotatorier. Dette maksimum faldt sammen med forårsmaksimummet af planteplankton, som var domineret af kiselalger. Midt i juni var et tidligt sommermaksimum (11,3 mm<sup>3</sup>/l), hvor cladocerer dominerede sammen med copepoderne. På dette tidspunkt var grønalgerne talrige. Cladoceres betydning blev større hen over sommeren og efter et kortvarigt fald i den samlede dyreplanktonbiomasse i begyndelsen af juli, steg den atter til et nyt maksimum, som holdt til sidst i august, hvorefter den hurtigt faldt. Cladocererne var dominerede i denne periode, hvor der samtidig var en meget stor opblomstring af blågrønalger. Sidst på året var cladocerer, copepoder og cladocerer lige betydende. Ciliater havde ingen større betydning gennem hele året.

Af den samlede biomasse i sommerperioden i 1996 udgjorde cladocerer 52 % (figur 8.4.4). De kvantitativt mest betydende arter var *Daphnia galeata*, *D. hyalina* og *Chydorus sphaericus*. *D. galeata*, som omtrent var forsvundet i perioden 1991-1994, har været i betydelig fremgang siden 1995. De mest betydende copepoder var *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops spp.* *E. graciloides* har alle årene været blandt de mest betydende copepoder. Blandt rotatorierne var *Asplanchna priodonta* den mest betydende.

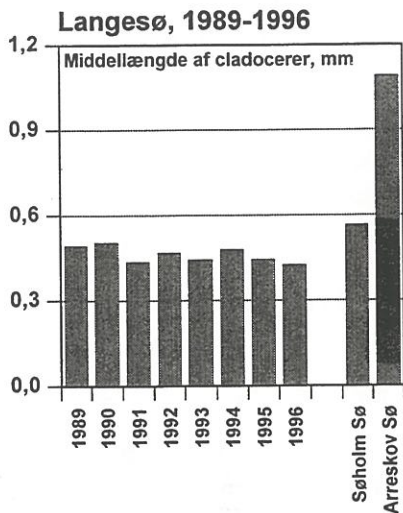
Dyreplanktonet består af arter, som er typiske for relativt næringsrige søer. Dog findes copepoden *Eudiaptomus graciloides* typisk i mindre næringsrige, relativt dybe søer.

#### Dyreplanktonets græsning

Udenlandske og danske undersøgelser har vist, at rotatorier og krebsdyr i dyreplanktonet er afhængige af, at fødepartiklerne i søvandet har en passende størrelse. Generelt synes partikler mindre end 50 µm således at være de bedste fødeemner for dyreplanktonet som helhed (se f.eks. Bosselmann og Riemann, 1986; Hansen m.fl., 1992).

I det meste af 1996 bestod planteplanktonet af store former (> 50 µm). Dyreplanktonet havde derfor kun begrænset indflydelse på mængden af planteplankton på årsbasis, og kunne formentlig kun effektivt nedgræsse mængden af planteplankton i forårs- og efterårsperioden, hvor de mindre planktonformer dominerede. I midtsommeren var græsningstrykket på planteplankton >50 µm meget stort, som "tommelfingerregel" gælder, at dyreplanktonet er i stand til at regulere algemængden, når dyrene dagligt spiser mere end 50 % af planteplanktonbiomassen i søvandet. Imidlertid var der på dette tidspunkt næsten ingen små planteplanktonformer, idet planteplanktonet næsten udelukkende bestod af store blågrønalger.





Figur 8.4.6  
Middellængde af cladocerer i sommerperioden i Langesø, 1989-1996, samt i Søholm Sø og Arreskov Sø, 1996.

Fra juli til midt i september dominerede store planktonformer (mere end 90 % af den samlede biomasse). Græsningen havde derfor antagelig kun lidt indflydelse på den samlede algemængde i denne periode. Imidlertid faldt dyreplanktonbiomassen først samtidig med faldet af den samlede plantplanktonbiomasse i oktober. Det kunne således godt tyde på, at dyreplanktonnet kunne leve af blågrønner eller henfald fra disse.

### Prædation

Fisk, som lever af dyreplankton, spiser fortrinsvis de større former af cladocerer og calanoide copepoder i søvandet. I søer, hvor fiskenes prædation på dyreplanktonet er stor, vil mindre dyreplanktonformer derfor typisk blive dominerende. Tilsvarende findes længerevarende dominans af store dafnier kun, hvis fiskenes prædation er meget lille.

På figur 8.4.6 er vist middellængden af cladocernerne i perioden 1989-96. Som det ses af figuren, har cladocernerne i Langesø været forholdsvis små og mindre end i Søholm Sø og især Arreskov Sø i 1996. Dette viser, at bestanden af planktonspisende fisk i Langesø i alle årene har været temmelig stor. Dette stemmer overens med fiskeundersøgelser foretaget i søen i 1989 og 1994.

### 8.4.4 Fugle

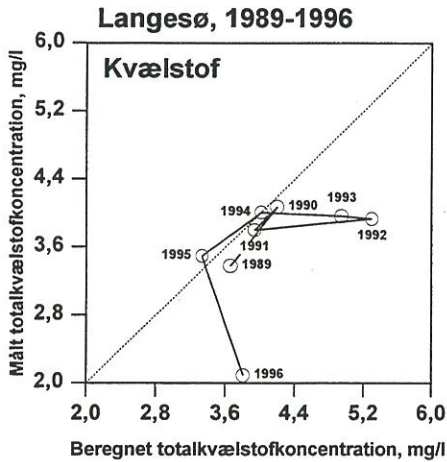
Søens fugleliv er bestemt af søens morfologiske forhold og omgivelser. Således stiger vanddybden hurtigt tæt inde under de skovbevoksede bredder, hvorfor der kun er en ganske smal rørbræmme på en mindre del af bredden. Dette gør, at søen kun er attraktiv for et fåtal af arter.

Følgende arter er registreret ynglende i søen:

ART	1990	1991	1995
Toppet Lappedykker	6	5	4-6
Knopsvane	0	0-1	0
Gravand	1	0	0-1
Gråand	6	7-8	0
Troldand	0	0	0-2
Grønbenet Rørhøne	2	1	4
Blishøne	6	3	6
Rørsanger	3-4	-	-
Ynglepar ialt:	24-25	16-18	14-19

Der synes ikke at være nogen væsentlig udvikling i bestandene af ynglefugle. Der blev i de tre år konstateret dårlig ynglesucces for alle arter, hvilket kan tilskrives dels den dårlige miljøtilstand med bl.a. opvækst af blågrønner, dels forstyrrelser fra mange besøgende ved søens bredder. En stor bestand af udsatte gråænder (før 1994) kan ligeledes have haft indflydelse på andre arters forekomst og ynglesucces.

## 8.5 Sammenhæng mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand



Figur 8.5.2  
Sammenhæng mellem beregnet og "målt" årsmiddelkoncentration af kvælstof i Langesø, 1989-1996.

### Modelberegninger

Der er for søer udviklet en række simple modeller, som beskriver sammenhængen mellem den årlige tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor til søerne og den koncentration af disse stoffer, som findes i søvandet.

Formålet med modellerne er først og fremmest, at de kan bruges som et redskab til at vurdere, hvordan en sø vil ændre sig, såfremt belastningen med kvælstof og fosfor ændres, f.eks. i forbindelse med afskæring af spildevand fra søen eller rensning af spildevandet før udledning til søen.

### Kvælstofmodeller

Den model, som i dag er den bedste egnede til at beskrive kvælstofindholdet i Langesø, har følgende udseende (Jensen m.fl., 1994):

$$(N)_{so} = 0,23 * (N)_{ind} * Tw^{-0,27} * z^{0,27},$$

hvor  $(N)_{so}$  er søens årsmiddelkoncentration,  $(N)_{ind}$  er den vandføringsvægtede koncentrationen af total kvælstof i tilløbsvandet,  $Tw$  er vandets opholdstid i søen og  $z$  er søens middeldybde.

Modellen er anvendt på resultaterne fra Langesø til beregning af den forventede middelmiddelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i hvert af årene 1989-1996. Som  $(N)_{ind}$  er benyttet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af den samlede tilførsel af total-kvælstof i tilløbsvandet og vandets opholdstid,  $Tw$ , i søen er beregnet på basis af afstrømningen fra søen via dens afløb.

Som vist i figur 8.5.1 er der, med undtagelse af årene 1992-1993 og 1996, god overensstemmelse mellem den beregnede årsmiddelkoncentration af kvælstof og den målte i 1989-1996.

De dårlige forudsigelse i 1992, 1993 og 1996 hænger sammen med, at hovedparten af afstrømning af kvælstof forekom i årets sidste halvdel, som derfor ikke har slået rigtig igennem i søvandet.

### Fosformodeller

Sammenhængen mellem tilførslen af fosfor til søen og søvandets fosforindhold kan, ligesom for kvælstofs vedkommende, beskrives ved anvendelse af forskellige modeller. Disse modeller bygger typisk på den antagelse, at der er proportionalitet mellem fosforindholdet i søvandet og tilløbsvandets fosforindhold, idet dog en vis del af det tilførte fosfor tilbageholdes i søbunden. Der findes et stort antal sådanne udenlandske fosformodeller, hvoraf nedenstående model har vist sig bedst egnet til at beskrive forholdene i relativt lavvandede søer ( $z < 3,5m$ ) med forholdsvis kort opholdstid ( $Tw < 0,55$ ) (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):

$$(P)_{so} = (P)_{ind} * (1 - R_p),$$

hvor  $R_p = 5,3 / (5,3 + (L_p / (P)_{ind}))$  (Canfield og Bachmann, 1981).







Trods de dårlige sammenhænge mellem de målte og beregnede værdier, er modellerne vigtige redskaber, til at forudsige søens fremtidige tilstand, da denne skal vurderes ud fra forhold, hvor den interne belastning er betydelig mindre.

## 8.6 Hidtidig udvikling i miljøtilstanden

Udviklingen i en række fysiske-kemiske og biologiske forhold er vist for middel- og medianværdier i sommerperioden (1.5.-30.9.) 1980 -1996 i figurerne 8.5.1 - 8.5.3. Indløbskoncentrationen af total-kvælstof og total-fosfor er beregnet som den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration. Græsningstrykket er beregnet dels som middel af den potentielle græsning delt med algemængden (i kulstof) i sommerperioden (efter Windolf m.fl., 1993), dels som tidsvægtet median inkl. 10 og 90 % fraktilen af den daglige græsning. Der er foretaget test for samtlige parametre, i overvågningsperioden 1989-1996, som vist i tabel 8.6.1. Resultaterne er sammenlignet med test for længere tidsserier for de parametre, hvor data er tilgængelig (jf. tabel 5.1.3). Der er herved foretaget en forsigtig vurdering af, om der i 1989-1996 og om muligt tidligere, er sket signifikante ændringer i de fysiske-kemiske og biologiske forhold i søen. Vurderingen er foretaget på grundlag af en lineær regression af middel- og medianværdierne. Nulhypotesen er, at ændringer gennem perioden skyldes tilfældigheder. Er sandsynligheden herfor 0,10 eller derover, accepteres nulhypotesen. Er sandsynligheden under 0,10 forkastes nulhypotesen, og ændringen gennem perioden anses for statistisk sikker (signifikant). Det relativt høje signifikansniveau er valgt, fordi tidsserien er meget kort. Der vil derfor ofte kun være tale om **udviklingstendenser**.

Tabel 8.6.1

Oversigt over fundne udviklingstendenser i Langesø i sommerperioden, 1989-1996 (testet på middel- og medianværdier). Korrelationskoefficienten  $r^2$  og P-værdien af t-test for korrelationskoefficienten er angivet. +/-, ++/--, +++/--- angiver signifikante stigninger /fald på hhv. 10, 5 og 1% signifikansniveau. 0 eller () angiver henholdsvis ingen eller en P-værdi kun lidt over signifikansgrænsen. En høj  $r^2$  angiver, at der er en nær sammenhæng mellem miljøindikatoren og tiden.

Indikator for miljøtilstand	Tendens for middel/median	$r^2$	P
Kvælstof indløbskoncentration	0	0,04	0,64
Total-kvælstof	0/0	0,18/0,01	0,30/0,79
Opløst uorg. kvælstof	0/0	0,23/0,24	0,23/0,22
Fosfor indløbskoncentration	-	0,42	0,08/0,28
Total-fosfor	0/0	0,00/0,02	0,93/0,73
Ortofosfat-fosfor	0/0	0,01/0,03	0,78/0,71
Sigt dybde	0/0	0,15/0,01	0,34/0,86
Klorofyl-a	0/0	0,21/0,18	0,26/0,30
Planteplanktonbiomasse (vol.)	0/0	0,03/0,09	0,70/0,48
Blågrønalgbiomasse (vol.)	0/0	0,01/0,01	0,82/0,80
Grønalgbiomasse (vol.)	-/(-)	0,43/0,35	0,08/0,12
Dyreplanktonbiomasse (vol.)	0/0	0,00/0,00	0,94/0,94
<i>Daphnia</i> -biomasse (vol.)	0/0	0,03/0,00	0,67/0,96
Græsningstryk, < 50 $\mu$ m (%)	+/(+)	0,64/0,36	0,02/0,12
Græsningstryk, total	0/0	0,01/0,02	0,82/0,76
Cladocerlængde	-/0	0,45/0,33	0,07/0,14

Kvælstof har ikke vist nogen tegn på ændringer, hverken i indløbskoncentrationen eller i søvandet i overvågningsperioden. Imidlertid viser der sig et signifikant omend beskedent fald i kvælstofindholdet, såfremt data før 1989

medtages. Imidlertid er udviklingen ikke signifikant, hvis værdien fra 1996 udelades. Da kvælstofindholdet i søen i 1996 er meget lav, og afviger meget fra de tidligere år, primært som følge af de helt særlige afstrømnings forhold (se afsnit 8.4.1), er det derfor sandsynligvis ikke tale om et reelt fald.

Middelværdien af indløbskoncentration af total-fosfor synes derimod at være faldet til et signifikant lavere niveau i løbet af 1989-1996. Der er især sket et fald i fosforkoncentrationen efter 1990. Dette skyldes, som tidligere nævnt, en forøget anvendelse af fosfatfattige husholdningsmidler. Fosforkoncentration i søvandet udviser derimod ikke nogen signifikant ændring. Dette skyldes den meget store værdi i 1996. Det formodes derfor, at der alligevel er sket en generel ændring i søens fosforindhold sammenfaldende med faldet i indløbskoncentrationen efter 1990. Den ekstraordinære høje værdi i 1996 må tillægges de meget særlige afstrømningsforhold, som forekom dette år (se afsnit 8.4.1).

Sigtdybden synes efter en kortvarig forbedring i 1991-1994 igen at være blevet ringere. For perioden 1989-1996 som helhed er der således ikke sket nogen signifikante ændringer. Derimod er der sket et signifikant stigning i sigtdybden, såfremt tidligere data medtages. Signifikansen er udelukkende på middelværdien. Når der testes på medianværdien ( $p > 0,77$ ), kan der således slet ikke påvises nogen ændringer i sigtdybden. Stigningen i sigtdybden synes derfor snarere at være udtryk for søens økologiske ubalance. Således sker hyppigt sammenbrud i algebestanden med klarvandsperioder til følge, hvilket medfører en større middelsigtdybde, der ikke afspejler en forbedret miljøtilstand.

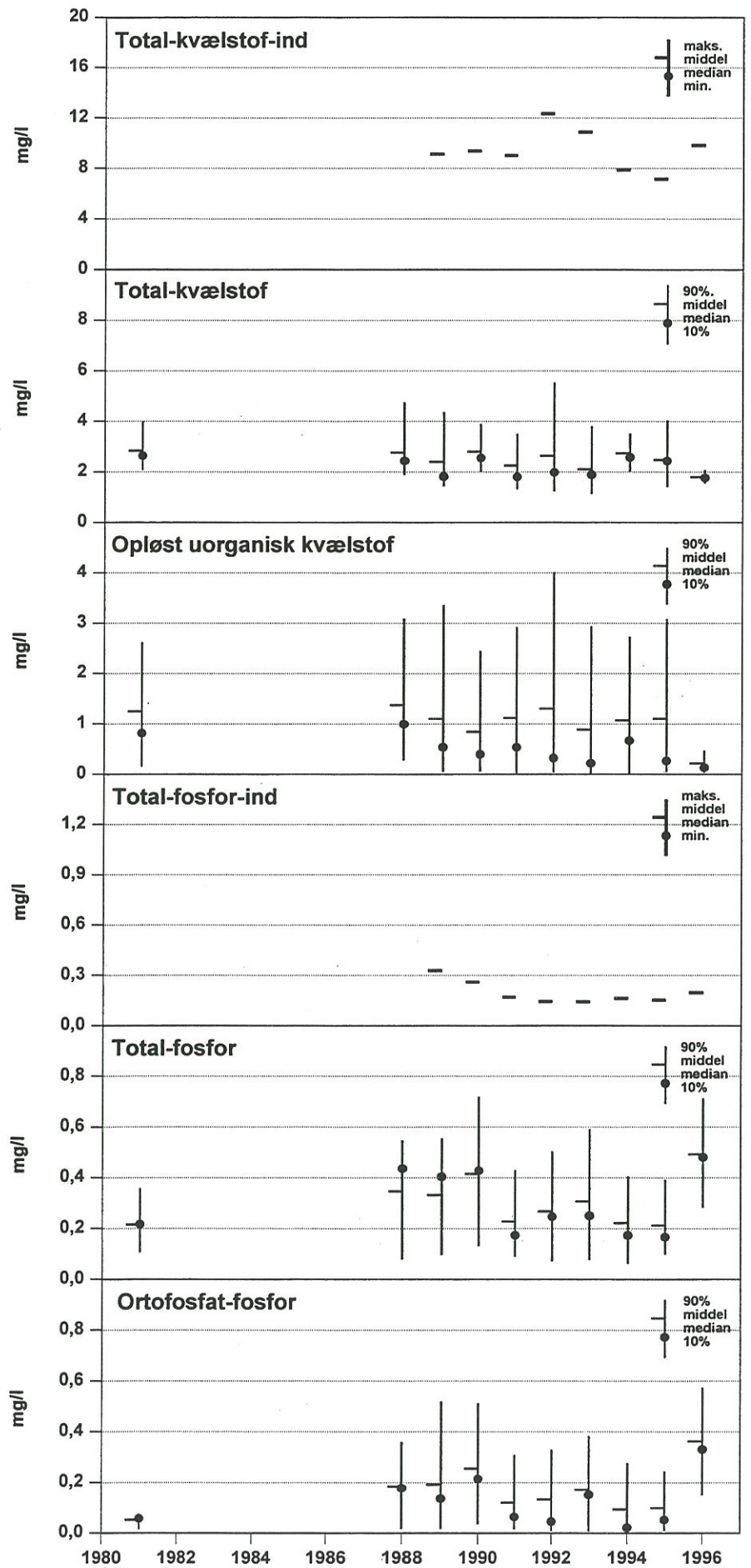
Der er ikke sket signifikante ændringer i hverken klorofylindholdet eller planteplanktonbiomassen i 1989-1996. Derimod er der sket et signifikant fald i klorofylindholdet, når data fra tiden før 1989 medtages. Ligeledes er der sket et signifikant fald i mængden af grønalger, men kun i perioden 1989-1996, da der ikke findes tidligere data. Dette kan muligvis forklare faldet i klorofylindholdet, da grønalger har et generelt større klorofylindhold end andre algegrupper. Men for perioden 1989-1996 stemmer dette godt overens med, at mængden af mindre planteplanktonformer (som overvejende består af grønalger) er aftaget signifikant (5 % niveau, ikke vist) (se bilag C.7). Tilsyneladende er der sket en stigning i biomassen af blågrønalger efter 1992. Stigningen er dog ikke signifikant.

Græsningstrykket af mindre planteplanktonformer ( $< 50 \mu\text{m}$ ) er steget signifikant i perioden. Dette skal dog ikke tages til udtryk for en mere effektiv kontrol med planteplanktonet i løbet af overvågningsperioden, idet der ikke sket nogen ændring af græsningstrykket for den totale algemængde.

Biomassen af dyreplanktonet er ikke ændret væsentligt gennem årene. Derimod er biomassen af *Daphnia*-arter steget markant i 1996 efter at have været lav siden 1991. Den større biomasse skyldes især, at *Daphnia*-arterne er blevet generelt meget større. Derimod er antallet er faldet. Set over hele perioden er der ikke tale om signifikante ændringer.

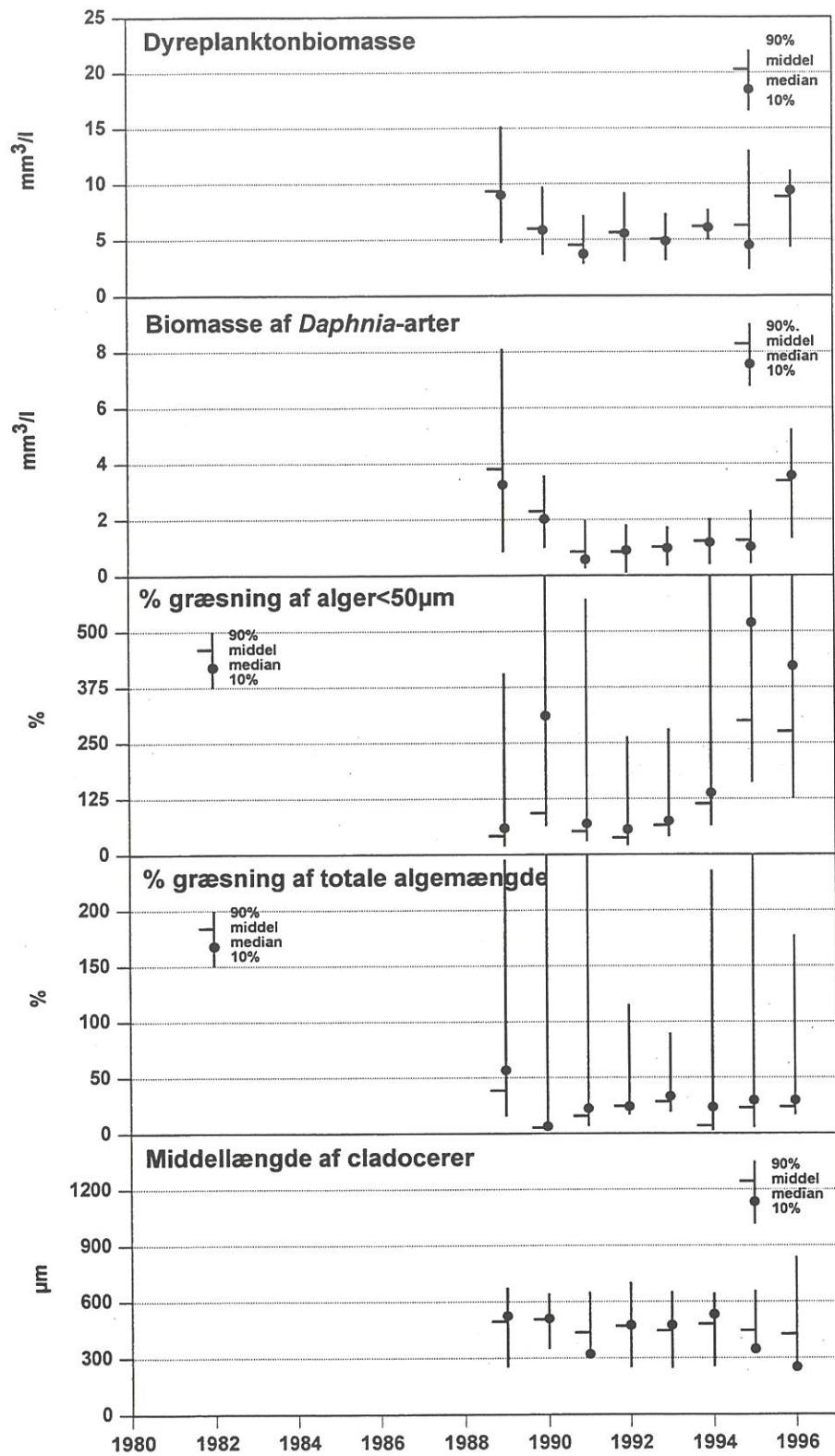


Figur 8.6.1  
 Middel og median værdier, samt 10%  
 og 90% fraktiler for angivne parametre i  
 sommerperioden i Langesø, 1981-1996.

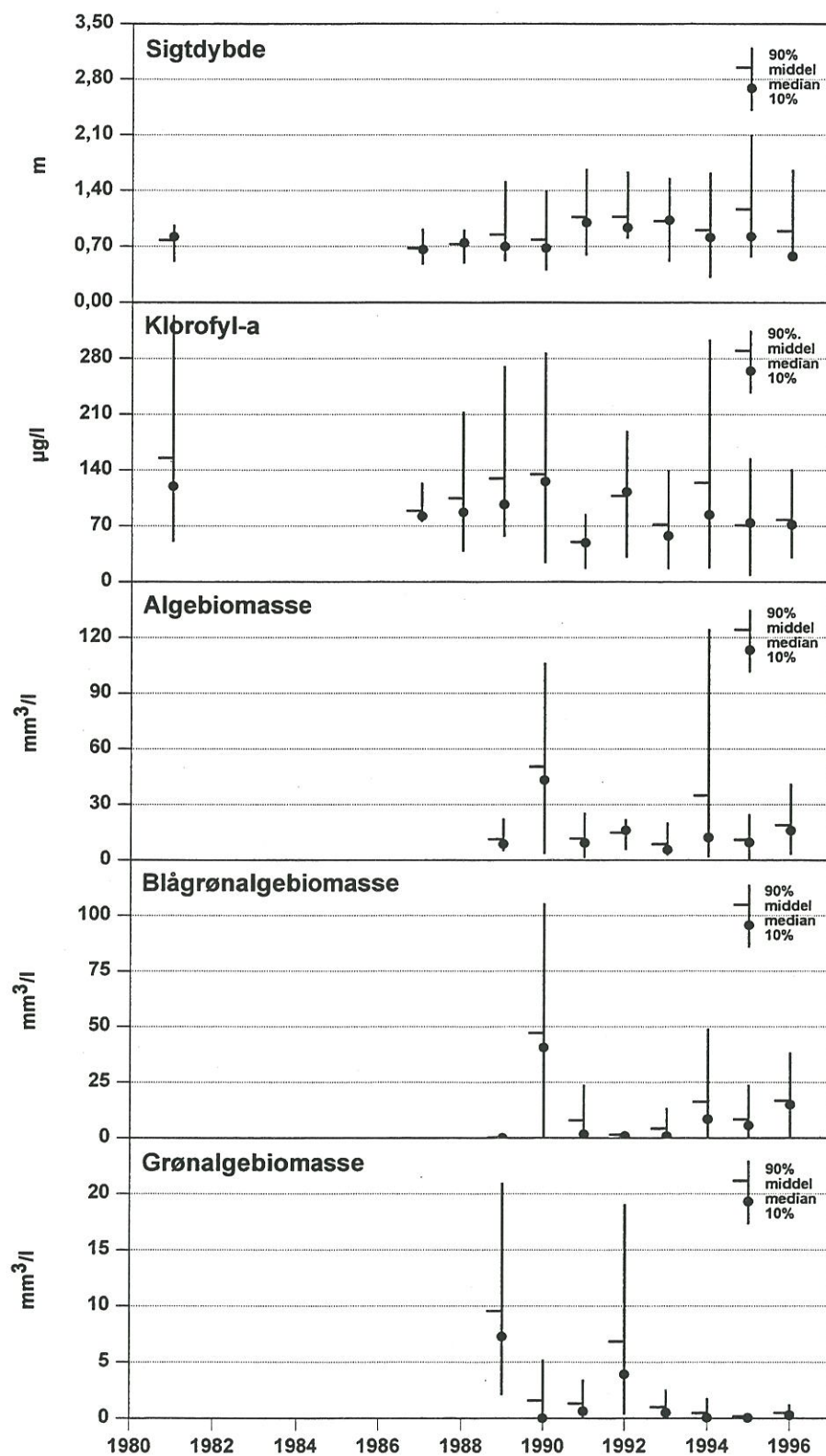




Figur 8.6.3  
Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Langesø, 1981-1996.



Figur 8.6.2  
 Middelt og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Langesø, 1981-1996.



Trods fremgangen i biomassen af *Dafnia*-arter, som hører til de store cladocerer, er der sket et signifikant fald i middellængden af cladocerer. Dette skyldes, at de mindre cladocerer er blevet forholdsmæssigt mere talrige end *Dafnia*-arterne. Dette viser, at fiskene i søen stadigvæk udøver et stort prædationstryk på de store cladocerer.

Sammenfattende vurderes det, at der i sommerperioden ikke er sket nogen afgørende ændringer i Langesøes tilstand gennem de sidste 8-16 år.

## 8.7 Fremtidig udvikling i miljøtilstanden

Der er ingen tvivl om, at Langesø gennem mange år har været en meget næringsrig sø, og at der har været en udbredt undervandsvegetation - sidst beskrevet i 1927 (se afsnit 8.1).

Efter 1927 er der sket en forringelse i søens miljøtilstand med bl.a. en kraftig tilbagegang i undervandsvegetationen, som i perioder muligvis har været helt forsvundet. I løbet af 1989-1996, hvor der er udført intensive undersøgelser i søen, er der ikke konstateret nogen afgørende forbedringer i søen. Tilsyneladende er der sket et fald i fosforindholdet i søvandet efter 1990, men det er stadigvæk så højt, at det ikke ændrer ved søens generelle miljøtilstand.

Hvis målsætningen i Regionplan 1993-2005 for Langesø skal opfyldes, indebærer det frem for alt, at middelsigt dybden i sommerperioden bliver mindst 1,5-2,0 m, og at søen ligesom tidligere i dette århundrede igen får veludviklede bevoksninger af rankegrøde, samt at der ikke forekommer massive opblomstringer af enkelte algegrupper. Endelig skal fiskebestanden have en "sund" arts- og alderssammensætning, med balance mellem fredfisk (skaller, brasen m.fl.) og rovfisk (gedder og store aborrer).

Dette kræver først og fremmest, at søvandets fosforindhold reduceres væsentligt, således at fosfor i højere grad end nu bliver begrænsende for planteplanktonets vækst, og at kvælstofindholdet samtidig yderligere reduceres for at få en mere varieret algesammensætning.

Søvandets store indhold af fosfor styres især af fosforfrigivelsen fra søbunden i sommerperioden. Før denne kan nedsættes, skal den kulturbetingede belastning af fosfor, som i dag udgør over 70 % af den samlede fosforbelastning, reduceres betydeligt.

Herudover vil indgreb i søen være påkrævet, såfremt tilstanden ønskes forbedret indenfor en overskuelig fremtid.

### Modelberegninger

Det fremtidige ønskelige sigt dybde i søvandet kan beregnes ved anvendelse af sigt dybdemodellen, som er omtalt i afsnit 8.5. Anvendes sigt dybdemodellen således sammen med fosformodellen (afsnit 8.5), med den gennemsnitlige belastningsværdi for 1991-1996, kan det herefter beregnes, hvor stor sigt dybden kan forventes at blive, såfremt søens eksterne belastning reduceres.



Disse beregninger forudsætter en normal ferskvandsafstrømning til søen, svarende til gennemsnittet for 1989-1996. Det skal endvidere fremhæves, at **beregningerne forudsætter, at den interne fosforbelastning er nået ned på et meget lavt niveau**, hvilket ikke er tilfældet i dag.

Tabel 8.7.1

Beregnet og forventet sigtddybe i Langesø ved det nuværende belastningsniveau og ved forskellige grader af reduktion af den **gennemsnitlige** kulturbetingede belastning for 1991-1995, samt en belastning svarende til basisbidrag.

Belastning	Fosfortilførsel kg/år	Pind mg/l	Psø mg/l	Sigtddybe m
Status 1996 (målt)	111	0,22	0,46	0,89
Middel 1991-1996	243	0,16	0,10	1,34
25 % reduktion	202	0,14	0,08	1,50
50 % reduktion	160	0,12	0,07	1,73
75 % reduktion	118	0,08	0,05	2,08
Naturlig belastning	77	0,05	0,03	2,71

Beregningerne viser, at den ønskede sommermiddelsigtddybe i søen (1,5-2,0 m) kun kan opnås, såfremt fosforbelastningen af søen via overfladisk afstrømning højst er 120-200 kg P/år, hvilket svarer til en middelkoncentration af fosfor i tilløbsvandet på under 0,10-0,14 mg P/l. Dette svarer til omtrent en halvering af den gennemsnitlige kulturbetingede fosforbelastning.

Der skal således ske betydelige reduktioner i belastningen fra både den spredte bebyggelse og de dyrkede arealer. Ifølge Sønder sø Kommunes reviderede spildevandsplan vil der i de kommende år ske forbedringer af spildevandsforholdene i oplandet til Langesø. Planens udførelse skal være afsluttet inden år 2003. Det er således forventet, at der i de kommende år vil ske en ændring i fosforbelastningen til søen.

Imidlertid er den interne belastning som nævnt stor og har afgørende betydning for søens tilstand. Dette gør ikke en reduktion af den eksterne fosfortilførsel betydningsløs, snarere tværtimod. Det er således vigtigt, at denne belastning reduceres mest muligt. Nedbringelsen af den eksterne belastning vil således medvirke til, at der frigives ekstra meget fosfor fra søbunden til søvandet, hvorefter det således frigjorte fosfor efterhånden kan skylles ud af søen.

#### Mulige restaureringstiltag i Langesø

En mulig alternativ/supplerende metode til at nedsætte belastning i tilløbene vil være at lade det største tilløb til søen (Travnskov Afløbet) løbe gennem et kunstigt anlagt vådområde før Langesø (for-sø). Ved at anlægge en ca. 2,5 ha stort område skønnes det, at belastningen fra Travnskov Afløbet vil kunne reduceres med ca. 75 % (se Fyns Amt, 1996a).

Imidlertid vil den allerede ophobede fosformængde i Langesø medvirke til at opretholde et uønsket højt fosforindhold i søvandet. For derfor hurtigere at opnå forbedringer i søens tilstand vil det være vigtigt, at få mest muligt af den tilførte mængde fosfor ud af søen igen, herunder at få bragt fosforindholdet i søbunden ned.

Dette kan fremmes ved, at der foretages regulering af søens stigning i forhold til søens fosforindhold og afstrømningen til søen. Fosforindholdet i Langesø

stiger som regel jævnt i løbet af året til et maksimum i august/september måneder. Derfor vil det være hensigtsmæssigt, at vandstanden holdes på et højt niveau til midt i august. Således vil der kunne skylles mest muligt fosfor ud, når stigningsbordet først trækkes på dette tidspunkt. Vandstanden bør så holdes lav i september og oktober. Afstrømningen til søen på dette tidspunkt har normalt et lavere fosforindhold end i selve søen, og vil således medvirke til, at fosforindholdet i søen sænkes ved gennemskylning. Efter oktober reguleres stigningsbordet således, at vandstanden stiger til normal vandstandshøjde sidst i december.

Selvom det måtte lykkes at reducere såvel den eksterne som den interne belastning af søen væsentligt, er det ikke sikkert, at søen automatisk får det ønskede klare vand med relativt få planktonalger. Dette skyldes, at den nuværende sammensætning af fisk i søen betyder, at der er en overvægt af fisk, som spiser dyreplankton (brasen, skaller og små aborrer). Når fiskene bortspiser dyreplanktonet, vil de ikke i væsentlig omfang kunne holde algemængden nede ved græsning. Planteplanktonet vil derfor have mulighed for en betydelig vækst. Det medfører uklart vand, som forhindrer en undervandsvegetation i at etablere sig.

Det kan betyde, at der også må iværksættes en biomanipulation ved opfiskning af en betydelig del af Langesø's brasen- og skalle- og bestand, suppleret med udsætning af rovfiskeyngel (gedde), før en endelig bedring af søens tilstand vil kunne ses.





## 9. Søholm Sø - tilstand 1996 og udvikling

I dette afsnit beskrives for Søholm Sø opland, stofbelastning og miljøtilstand i 1996, samt udvikling i stofbelastning og miljøtilstand i de senere år. Der henvises iøvrigt til amtets tidligere rapporter om søen, hvor forholdene i 1989-1995 er nærmere beskrevet (se bilag D.9). De metoder, som er benyttet ved selve undersøgelserne og databearbejdning af resultaterne, fremgår af bilag A.1.

### 9.1 Søen og dens opland

Søholm Sø ligger i en tunneldal, umiddelbart nordøst for Glamsbjerg i Glamsbjerg Kommune. Tunneldalen, som er dannet under sidste istid, gennemstrømmes af Hårby Å, der også danner afløb fra søen. Afløbet er i dag ureguleret, idet et tidligere etableret stemmeværk ikke længere anvendes.

Søens opland er knapt 600 ha (se tabel 9.1.1 og bilag D.1). Jordbunden er generelt ret sandet (lerblandet sand og sandblandet ler). Omkring 2/3 af oplandet består af landbrugsarealer og resten især af skov (se figur 9.1.1). Landbruget drives i dag mindre intensivt end typisk for Fyn som helhed, og husdyrholdet er ligeledes ret lille.

Befolkningstætheden er lidt større end på Fyn som helhed. Der er dog ingen renseanlæg i oplandet, hvorimod søen tilføres spildevand fra spredt bebyggelse, enten via dræn eller vandløb. Spildevandet fra de ialt 55 ejendomme passerer typisk en septic- eller trixtank. Dog har to ejendomme hhv. samletank og nedsivningsanlæg.

Oplandsareal, ha	569
Overfladeareal, ha	26,4
Middeldybde, m	6,5
Maksimumdybde, m	14,7
Vandvolumen, m <sup>3</sup>	1.728.000
Kystlinielængde, km	2,76

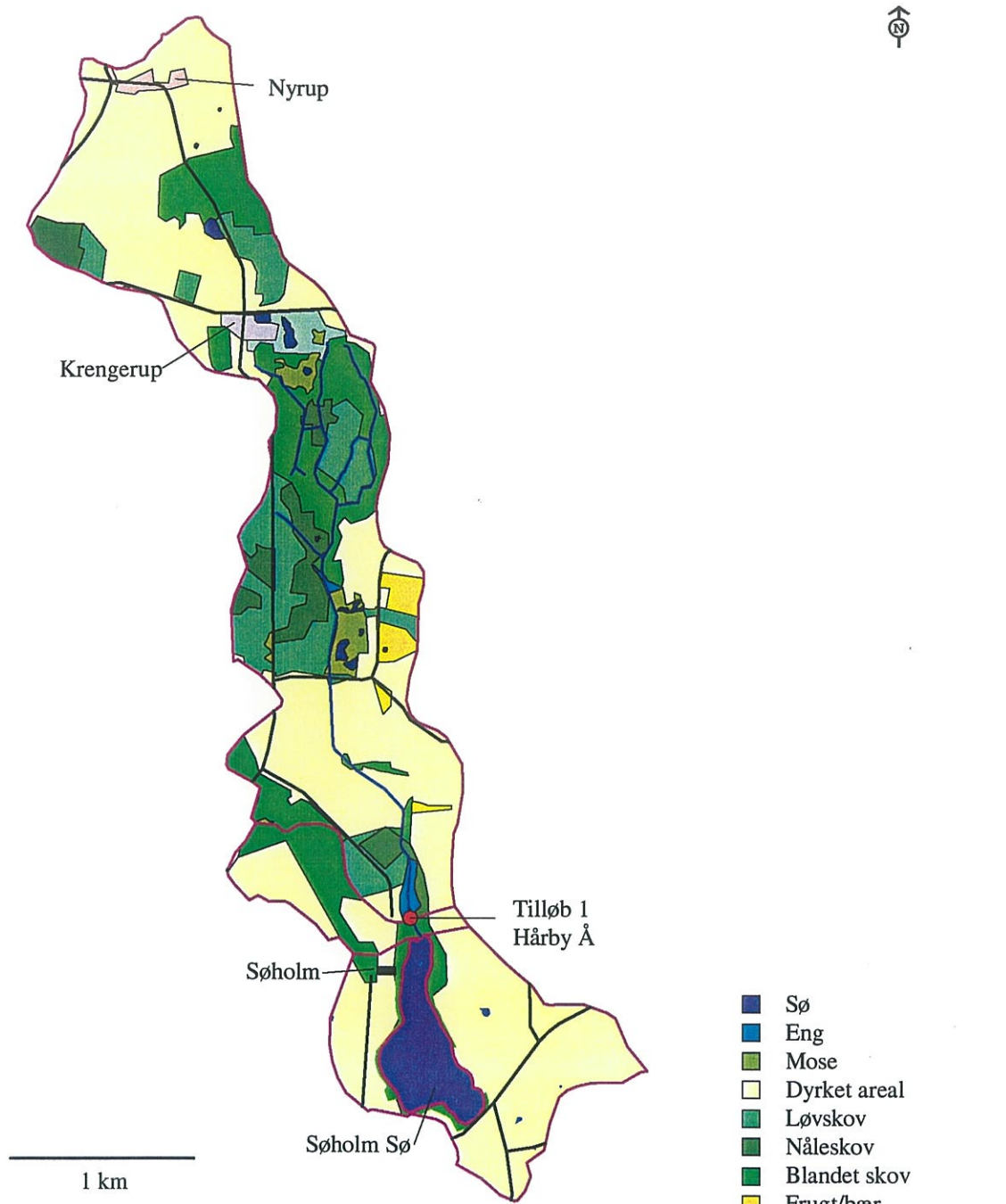
Tabel 9.1.1  
Fysiske forhold i og omkring Søholm Sø.  
Søens morfometri fremgår iøvrigt af bilag D.8.

Søen er ialt ca. 26 ha stor og er samtidig Fyns dybeste naturlige sø med en maksimumdybde på knapt 15 m og en middeldybde på lidt under 7 m (se tabel 9.1.1 og figur 9.1.2). Søens vandvolumen er ret stort i forhold til overfladearealet. Kyststrækningen er desuden temmelig ensartet og kystlinien dermed kort i forhold til søens udstrækning. Søen ligger temmelig vindbeskyttet omgivet af skrænter. Dette betinger, sammen med det store vandvolumen i forhold til overfladearealet, at vandmassen er lagdelt i lange perioder om sommeren. Under lagdelingen er det kun det varme overfladelag, som omrøres af vinden. På grund af søens særlige form (som et spidsbundet glas) er overfladelagets volumen væsentlig større end bundlagets. I søens bredzone findes en forholdsvis smal rørsump, en smal flydebladszone og en forholdsvis svagt udviklet rankegrøde.

Søholm Sø er målsat som referenceområde for naturvidenskabelige studier. Dette indebærer, at søen bør have en sigtddybde på mindst 2-3 m, et artsrigt planteplankton med dominans af rentvandskrævende alger, et veludviklet bælte af rankegrøde, en artsrig smådyrfauna og en fiskefauna, som omfatter en bestand af aborre med en alsidig størrelsesfordeling og en stor bestand af løje. Målsætningen er i dag ikke fuldt opfyldt.

Søen er fra naturens hånd ret næringsrig, men er derudover svagt næringsberiget. Årsagen hertil formodes at være, at der gennem mange år er sket en væsentlig tilførsel af næringsstoffer via spildevand fra spredt bebyggelse og ved afstrømning fra landbrugsområderne i oplandet. Såvidt vides var husdyrholdet i oplandet





Figur 9.1.1  
 Kort over oplandet til Søholm Sø. (Baseret på Corine+ i det målte opland og Corine samt Fyns Amts naturtyperegistrering i det umålte opland).  
 Oplandsgrænser og målestationen i tilløbet er markeret.

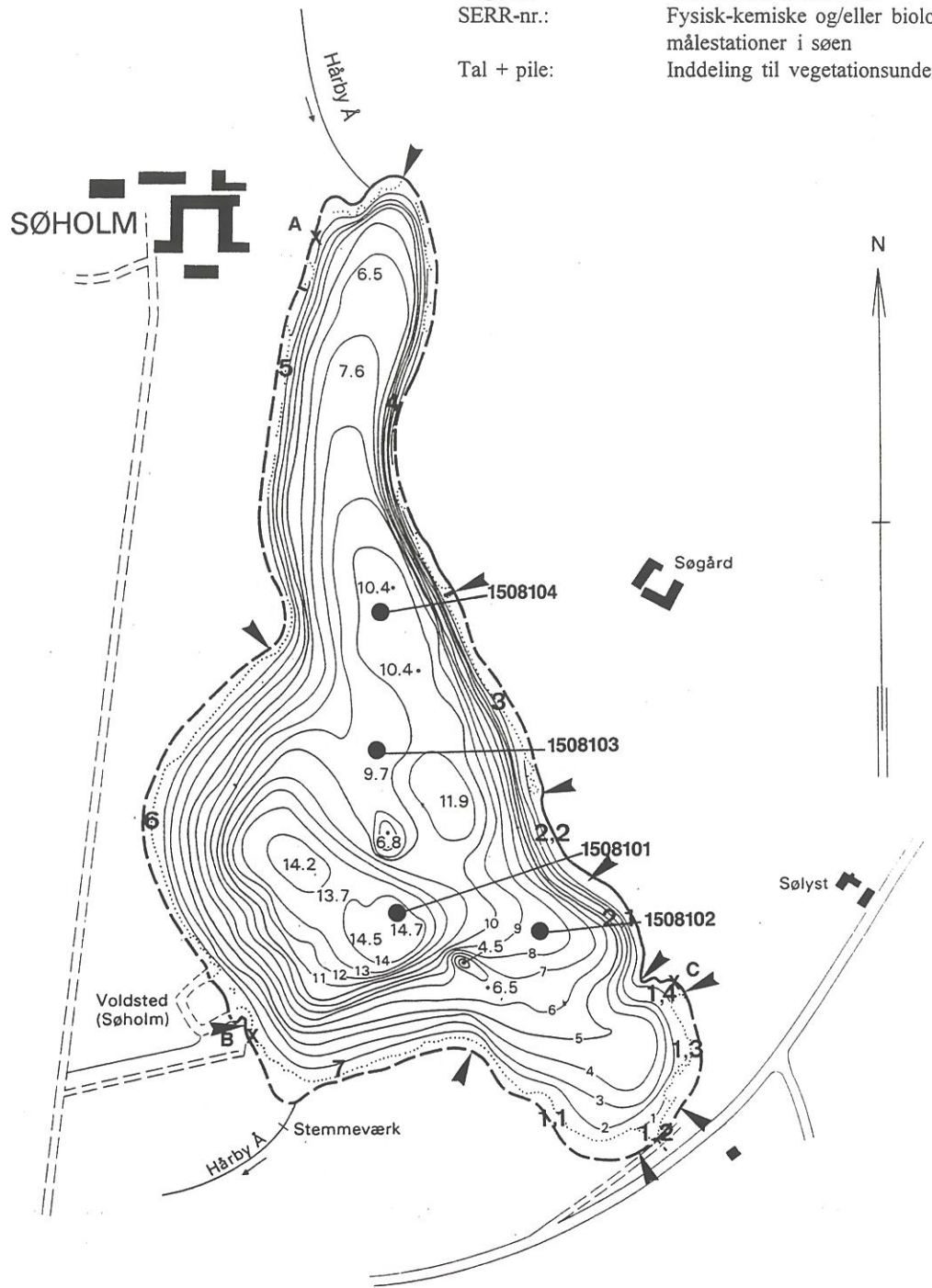
- Sø
- Eng
- Mose
- Dyrket areal
- Løvskov
- Nåleskov
- Blandet skov
- Frugt/bær
- Åben bebyggelse
- St. landbrugsejendom
- Større haver
- Målestation
- Vej
- Vandløb
- Oplandsgrænse





Figur 9.1.2  
Dybdekort for Søholm Sø med angivelse af overvågningsstationer i søen.

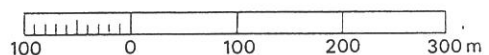
Bogstav: Vandstands-målestation  
 SERR-nr.: Fysisk-kemiske og/eller biologiske målestationer i søen  
 Tal + pile: Inddeling til vegetationsundersøgelser



..... Yderkant af rørsumpen  
(indtegnet efter luftfotos  
optaget 18.7.1985)

# SØHOLM SØ

## GLAMSBJERG KOMMUNE, FYNS AMT



før i tiden væsentlig større end i dag. Det er derfor sandsynligt, at søen dengang blev tilført "møgssaft" fra landbrugsejendomme. Sådanne tilfælde af forureninger har også forekommet, omend kortvarigt, i de senere år (1989-1991, samt i 1996).

Kendskabet til, hvordan søen så ud før i tiden, er ret ringe. Man ved dog fra undersøgelser sidst i 30'erne (Otterstrøm, 1939), at søens undervandsvegetation dengang indeholdt arten *Potamogeton lucens* (Glinsende Vandaks), der er typisk for klarvandede søer. Da amtet startede sit søtilsyn i begyndelsen af 70'erne var denne plante imidlertid helt forsvundet, hvilket er tegn på, at miljøtilstanden var blevet dårligere. Det vides ikke med sikkerhed, hvornår ændringen i søens tilstand er sket, eller om forringelsen er sket pludseligt eller mere gradvist over en længere årrække (se iverigt Fyns Amt, 1994c, om kendskab til søen fra før 1989).

## 9.2 Vand- og næringsstofftilførsel

### Total tilførsel

Den eksterne tilførsel af næringsstoffer til Søholm Sø omfatter overfladisk afstrømning fra oplandet og tilførsel via nedbør/deposition (se tabel 9.2.1-9.2.2). Der regnes derimod ikke med andre væsentlige belastningskilder, herunder heller ikke tilførsel via direkte indsvivning af grundvand til søen.

Tilførslen af kvælstof og fosfor har i 1996 været den hidtil laveste i perioden 1989-1996. Den største belastningskilde har imidlertid, som i de tidligere år, været afstrømningen fra oplandet (ca. 90 % af totaltilførslen). Dette gælder også om sommeren, idet dog det atmosfæriske bidrag her har haft lidt større betydning (ca. 20 % af totaltilførslen).

Tabel 9.2.1  
Den totale eksterne belastning af Søholm Sø i perioden 1989-1996.

	1989 kg	1990 kg	1991 kg	1992 kg	1993 kg	1994 kg	1995 kg	1996 kg
<b><u>Kvælstof:</u></b>								
Naturligt basisbidrag	1340	2240	1900	2390	2260	4030	2390	515
Åbent land bidrag	2610	6010	4770	6390	6730	8940	5670	2540
<b>Total afstrømning</b>	<b>3960</b>	<b>8250</b>	<b>6670</b>	<b>8780</b>	<b>8990</b>	<b>12960</b>	<b>8060</b>	<b>3050</b>
Atmosfærisk deposition	611	649	504	566	580	594	477	400
<b>Kvælstof ialt</b>	<b>4570</b>	<b>8900</b>	<b>7170</b>	<b>9350</b>	<b>9570</b>	<b>13560</b>	<b>8530</b>	<b>3450</b>
<b><u>Fosfor:</u></b>								
Naturligt basisbidrag	37	68	66	68	65	131	94	19
Åbent land bidrag	26	35	25	11	31	84	30	27
<b>Total afstrømning</b>	<b>63</b>	<b>103</b>	<b>91</b>	<b>79</b>	<b>96</b>	<b>215</b>	<b>124</b>	<b>46</b>
Atmosfærisk deposition	10	11	7	6	4	6	5	4
<b>Fosfor ialt</b>	<b>73</b>	<b>114</b>	<b>98</b>	<b>85</b>	<b>101</b>	<b>220</b>	<b>129</b>	<b>50</b>

Den **kulturbetingede** del af den totale tilførsel har i 1996 været ret stor for kvælstof (74 %), mens den har været noget mindre betydende, men dog væsentlig for fosfor (54 %). Set over hele perioden 1989-1996 har den kulturbetingede

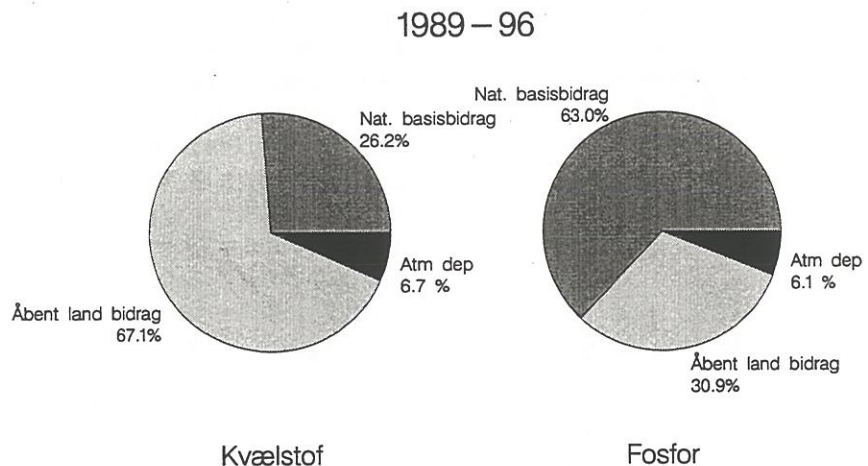


tilførsel af kvælstof og fosfor i gennemsnit udgjort hhv. **ca. 70 og 30 %** af totaltilførslen (se figur 9.2.1). Dertil kommer, at også en del af den atmosfæriske tilførsel skyldes kulturpåvirkning. Det er her formentlig tale om, at omkring hhv. 90 og 50 % af kvælstof- og fosfordepositionen er kulturbetinget.

Tabel 9.2.2  
Den totale eksterne belastning af Søholm Sø i sommerperioden (1.5.-30.9.) 1989-1996.

	1989 kg	1990 kg	1991 kg	1992 kg	1993 kg	1994 kg	1995 kg	1996 kg
<b>Kvælstof:</b>								
Naturligt basisbidrag	198	367	306	283	225	711	337	97
Åbent land bidrag	460	759	462	435	444	1348	943	446
<b>Total afstrømning</b>	<b>658</b>	<b>1126</b>	<b>768</b>	<b>718</b>	<b>669</b>	<b>2059</b>	<b>1280</b>	<b>543</b>
Atmosfærisk deposition	234	294	200	206	241	252	178	168
<b>Kvælstof ialt</b>	<b>891</b>	<b>1420</b>	<b>968</b>	<b>924</b>	<b>910</b>	<b>2310</b>	<b>1460</b>	<b>711</b>
<b>Fosfor:</b>								
Naturligt basisbidrag	5	11	11	8	6	23	13	4
Åbent land bidrag	4	21	9	3	9	36	12	5
<b>Total afstrømning</b>	<b>9</b>	<b>32</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>59</b>	<b>25</b>	<b>9</b>
Atmosfærisk deposition	6	7	5	3	2	3	2	2
<b>Fosfor ialt</b>	<b>15</b>	<b>39</b>	<b>25</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>62</b>	<b>27</b>	<b>11</b>

Figur 9.2.1  
Kilder til kvælstof- og fosfortilførslen til Søholm Sø i 1989-1996 (gennemsnit).



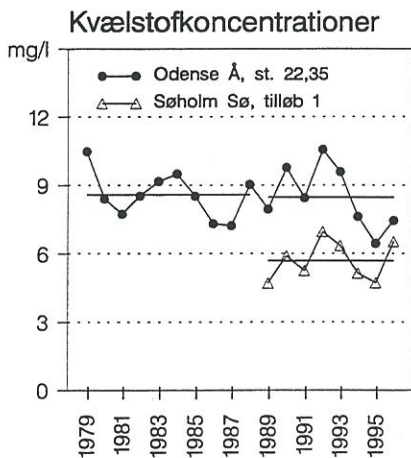
<b>Kvælstof</b>	653 kg N/år
<b>Fosfor</b>	148 kg P/år

Tabel 9.2.3  
Potentiel spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse i oplandet til Søholm Sø (beregning baseret på normtal fra Miljøstyrelsen). Tallene angiver belastning inden rensning.

#### Afstrømning fra oplandet

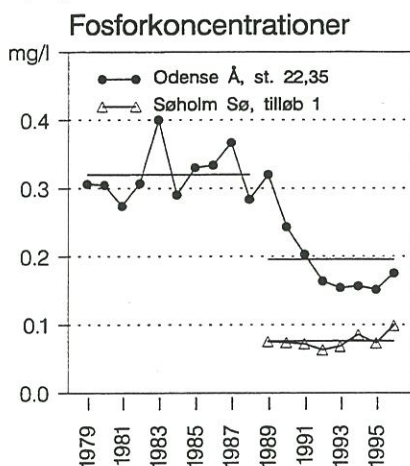
Tilførslen af kvælstof og fosfor fra oplandet til søen afhænger bl.a. af **ferskvandsafstrømningen**. Denne har i 1996 været den hidtil mindste og dermed 69 % mindre på årsbasis end i gennemsnit for perioden 1989-1995. Også i selve sommerperioden er der strømmet mindre (60 %) vand til søen end i gennemsnit for de foregående 7 år.

**Kvælstofafstrømningen** til søen har således været lille i 1996, dvs. omkring hhv. 60 og 48 % mindre på års- og sommerbasis end i gennemsnit for perioden 1989-1995. Tilsvarende har **fosforafstrømningen** været mindre (hhv. 58 og 60 %) end gennemsnitlig fundet for de 7 tidligere år. Det fremgår (se figur 5.2.1), at afstrømningen af både kvælstof og fosfor pr. arealenhed af oplandet er lille i forhold til for Fyn som helhed, men dog væsentlig større end fra naturarealer.



Figur 9.2.2

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof i hovedtilløbet til Søholm Sø, 1989-1996, og i Odense Å ved Kratholm, 1979-1996. Desuden er angivet middelværdier for perioden 1979-1988 (Odense Å) og 1989-1996.



Figur 9.2.3

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af fosfor i hovedtilløbet til Søholm Sø, 1989-1996, og i Odense Å ved Kratholm, 1979-1996. Desuden er angivet middelværdier for perioden 1979-1988 (Odense Å) og 1989-1996.

Hovedparten af kvælstofafstrømningen fra oplandet er **kulturbetinget** (gennemsnitlig 72 %) og kommer fra det åbne land, især fra landbrugsarealerne (se tabel 9.2.1). Udledningen af kvælstof fra den spredte bebyggelse er derimod ret lille (se tabel 9.2.3). For fosfor synes kulturbetjningen at være noget mindre (gennemsnitlig 33 % af afstrømningen) (se tabel 9.2.1). Det er imidlertid sandsynligt, at fosforafstrømningen, og dermed den kulturbetingede del heraf, er underestimeret ved den anvendte målestrategi (se f.eks. Fyns Amt, 1996c). Den kulturbetingede afstrømning af fosfor stammer dels fra dyrkningsjorden, dels fra den spredte bebyggelse (se tabel 9.2.3). Fordelingen mellem disse to kilder er p.t. ikke kendt, fordi der for spildevandet mangler viden om rensegrader og fosfortilbageholdelse i dræn, vandløb m.v.. Den aktuelle belastning af søen fra den spredte bebyggelse kan derfor ikke beregnes.

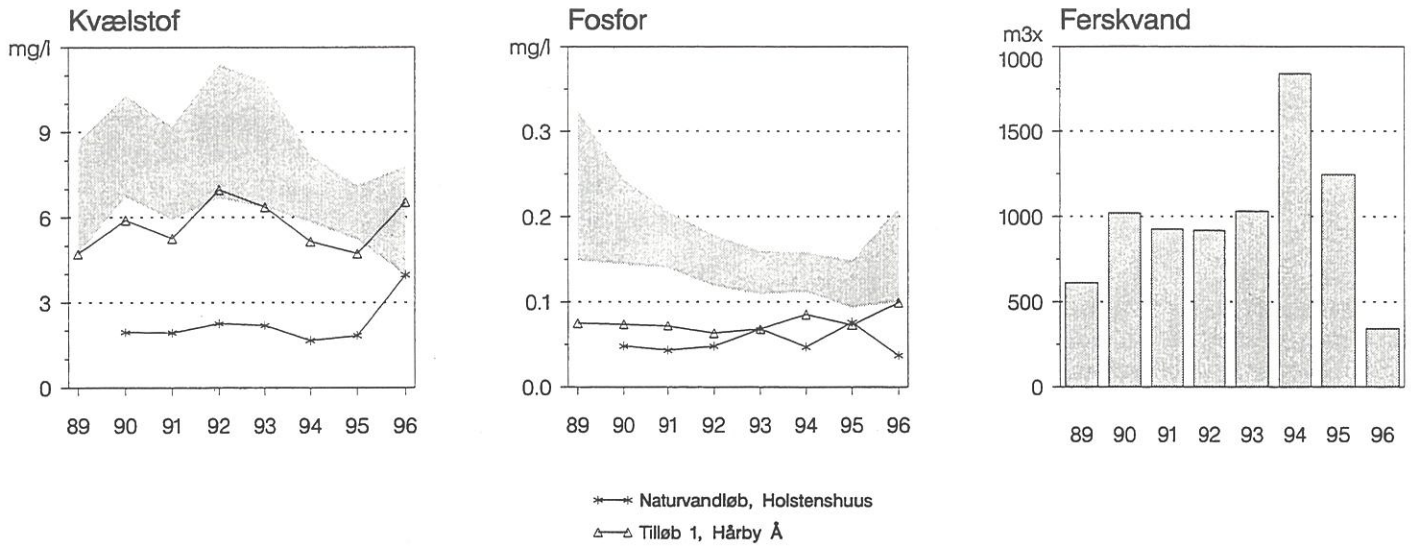
### Næringsstofindhold i hovedtilløbet

Der findes kun ét større tilløb til Søholm Sø. Oplandet til dette udgør hovedparten, dvs. ialt 73 %, af det samlede oplandsareal, mens det såkaldt umålte opland udgør resten. Oplandet til hovedtilløbet indeholder en del skov og desuden landbrugsarealer med en ret ringe husdyrtæthed (se bilag D.1). Dette afspejler sig på forskellig vis i næringsstofniveauet i vandløbsvandet.

I hovedtilløbet til søen er den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af **kvælstof** generelt lidt lavere end i mange andre fynske vandløb (se figur 9.2.2 og 9.2.4). Indholdet af kvælstof har imidlertid udvist samme variation fra år til år som set i Odense Å. Der er på basis af de aktuelle målinger fundet et signifikant større kvælstofindhold i hovedtilløbet i 1996 end i årene 1989-1995 (Wilcoxon-Mann-Whitney test,  $P < 0,0001$ ). Det er endvidere karakteristisk, at kvælstofindholdet er relativt højt i kortere eller længere perioder hver sommer. Dette har især været tilfældet i somrene 1995-1996 (se figur 9.2.5). Årsagen hertil er formodentlig, at vandløbsvandet i nedbørsfattige perioder indeholder en forholdsvis stor andel af grundvand med meget kvælstof i. Det høje indhold kan skyldes, at det dybere liggende grundvand i området er kvælstofberiget, fordi der tidligere var et langt større husdyrhold og dermed et større kvælstoftab fra landbrugsdriften end i dag.

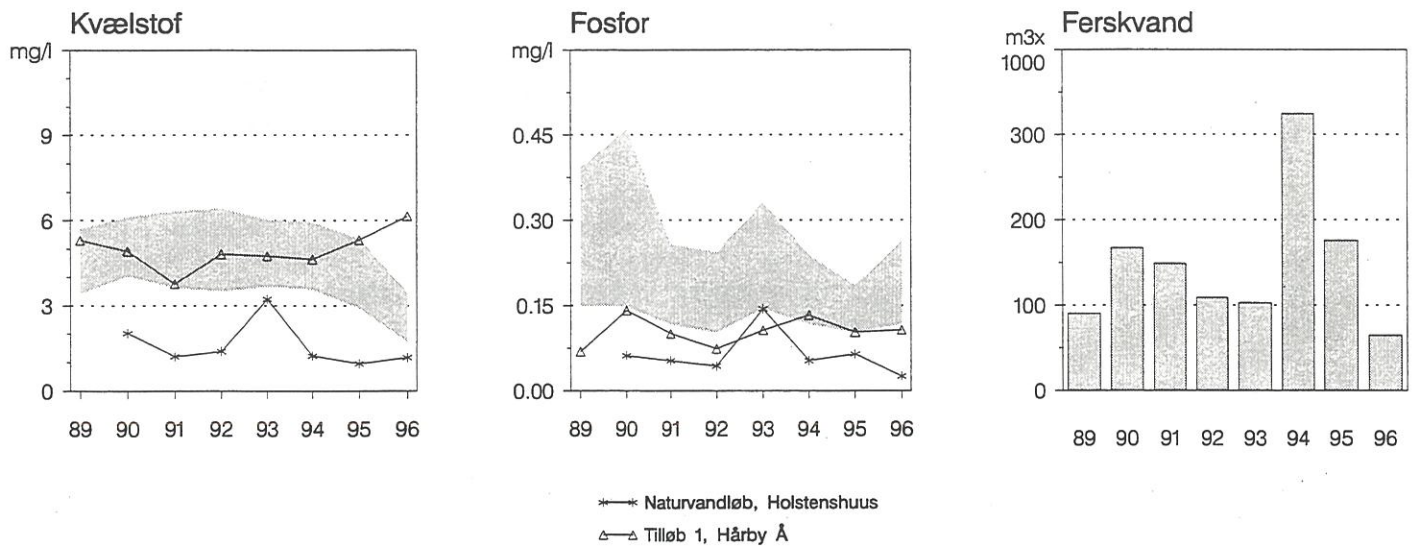
Den vandføringsvægtede middelkoncentration af **fosfor** i hovedtilløbet er meget lav både på årsbasis og om sommeren i forhold til, hvad der er typisk for fynske vandløb (se figur 9.2.3 og 9.2.4-9.2.5). Der har desuden været en ret lille år til år variation i vandløbets fosforindhold. Dog har den vandføringsvægtede middelkoncentration af fosfor været større i 1996 end i de tidligere år. Heraf har opløst uorganisk fosfor udgjort en større andel (66 %) end tidligere (gennemsnitlig 50 %). Det er ud fra aktuelle punktmålinger konstateret, at niveauet af totalfosfor og opløst uorganisk fosfor i 1996 har været signifikant højere end i perioden 1989-1995 (Wilcoxon-Mann-Whitney test,  $P =$  hhv. 0,015 og 0,005). Det samme er tilfældet, når vinterværdierne ses for sig ( $P = 0,0004$ ), men derimod ikke for sommerværdierne. Årsagen hertil kan formodes at være, at der ved selv små forøgelser i vandføringen i vintermånederne er sket en mobilisering af fosfor, som har været tilbageholdt i jord, dræn og langs vandløbet. Effekten af de senere års lavere indhold af fosfor i vaskemidler udledt med spildevand har generelt ikke været synlig i tilløbet til Søholm Sø (se figur 9.2.3). Det ret ensartede fosforniveau i tilløbet fra år til år er formentlig betinget af, at en hel del fosfor, der tilføres tilløbet fra det åbne land, ikke når ud i eller tilbageholdes i vandløbet, før vandet når målestationen og dermed søen.





Figur 9.2.4

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor, samt årlig ferskvandsafstrømning i hovedtilløbet til Søholm Sø, 1989-1996. Til sammenligning er angivet koncentrationer for naturvandløbet Holstenshuus (afstrømmer ikke til søen) og fynske vandløb som helhed (25-75 % fraktiler angivet som gråt bånd).



Figur 9.2.5

Vandføringsvægtede sommermiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor, samt ferskvandsafstrømning om sommeren i hovedtilløbet til Søholm Sø, 1989-1996. Til sammenligning er angivet koncentrationer for naturvandløbet Holstenshuus (afstrømmer ikke til søen) og fynske vandløb som helhed (25-75 % fraktiler angivet som gråt bånd).



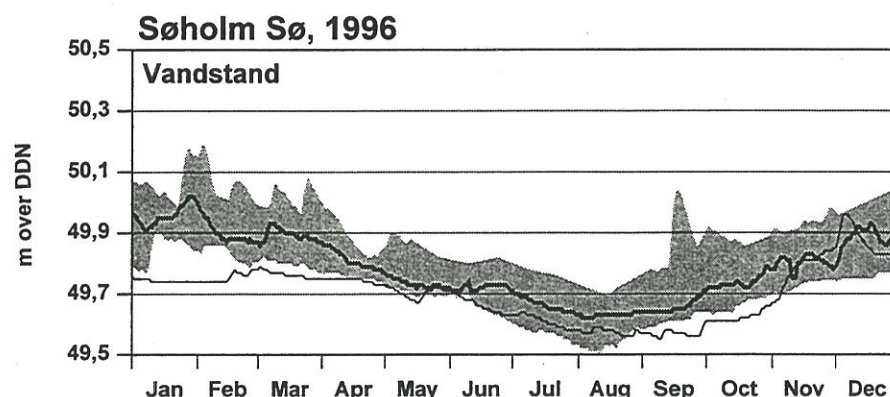
## 9.3 Vand- og stofbalance

### Vandstand

Som følge af en lille nedbør og ferskvandsafstrømning i vinteren 1995-1996 har vandstanden i Søholm Sø været usædvanlig lav i de første 4 måneder af 1996. Dette har også været tilfældet senere på året, specielt i september-oktober. Uanset dette har vandstanden dog ikke på noget tidspunkt været så lav som i den meget varme og tørre sommer 1992 (49,50 m over DNN).

Figur 9.3.1  
Vandstand i Søholm Sø, 1996, målt i meter over "Dansk Normal Nul". Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-1995.

— 1996  
— median, 1989-1995  
■ variationsinterval, 1989-1995



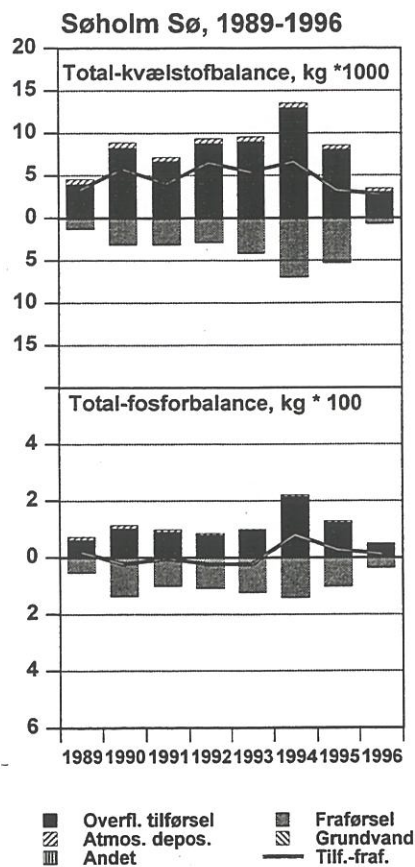
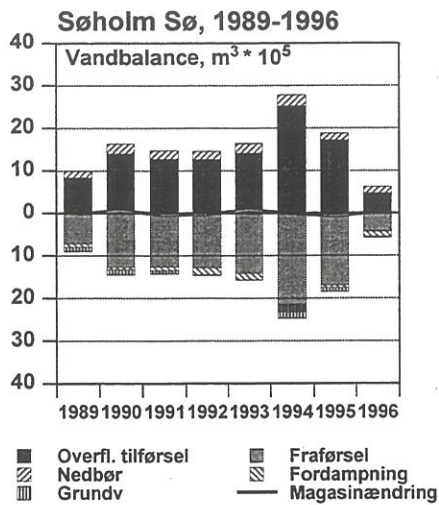
### Vandbalance

For Søholm Sø har såvel vandtilførslen fra oplandet og via nedbøren som vandfraførslen via afløbet og fordampning været mindre i 1996 end i de foregående 7 år (se figur 9.3.2 og bilag D.2.1). Den totale tilførsel og fraførsel af vand har været særlig lille i forhold til tidligere i de fire første måneder af året (se figur 9.3.3). Der er tilført mere vand til søen, end der er fraført i januar-februar og juni-oktober (se figur 9.3.3). Tilførslen til søen via nedbøren har været større end fra oplandet i månederne august og oktober, mens der er fraført mere vand via fordampning end via afløbet i hele perioden juni-oktober. For sommeren som helhed har dette betydet, at der er tilført mindre vand via nedbøren end fra oplandet (knapt halvt så meget), hvorimod der er forsvundet mere vand via fordampning end gennem afløbet (næsten dobbelt så meget, se bilag D.2.1).

På årsbasis er der i 1996 - som i de fleste andre år - beregnet en meget lille udsivning af vand fra søen til grundvandet (se bilag D.2.1). I sommerperioden er ligeledes fundet en udsivning, svarende til, at knapt 20 % af den samlede vandtilførsel til søen i denne periode, er sivet ud til grundvandet. Generelt er "grundvandsleddet" imidlertid meget lille, dvs. inden for usikkerheden ved bestemmelse af de kendte led i vandbalancen.

### Opholdstid

Opholdstiden for vandet i Søholm Sø har i 1996 været usædvanlig lang, nemlig ca. 3,8 år (se bilag D.2.2). Det vil sige, at omkring en fjerdedel af vandet er blevet udskiftet i løbet af året. Det er den hidtil langsomste vandudskiftning i perioden 1989-1996. Normalt er opholdstiden i søen omkring 1,3 år, i våde år dog mindre (0,8 år).



Figur 9.3.2  
Vand- og stofbalance på årsbasis for Søholm Sø, 1989-1996.

Tabel 9.3.1  
Næringsstofbalance for Søholm Sø, 1996. Desuden er angivet "middelbalancen" for perioden 1989-1995. Den angivne totale indløbskoncentration er her beregnet som den totale stoftilførsel delt med den totale vandtilførsel (afstrømning + nedbør).

### Stofbalance

Såvel tilførsel som fraførsel af kvælstof og fosfor har været lavere i 1996 end i de tidligere 7 år (se figur 9.3.2 og bilag D.3.1-D.3.2). Dette har især været tilfældet i årets første måneder (se figur 9.3.3). Den totale stoftilførsel og - fraførsel har desuden været størst i december, dvs. efter vækstsæsonen. **Arealbelastningen** af søen med næringsstoffer har alt i alt været mere end **50 % lavere** end gennemsnitlig fundet i de foregående år (se tabel 9.3.1).

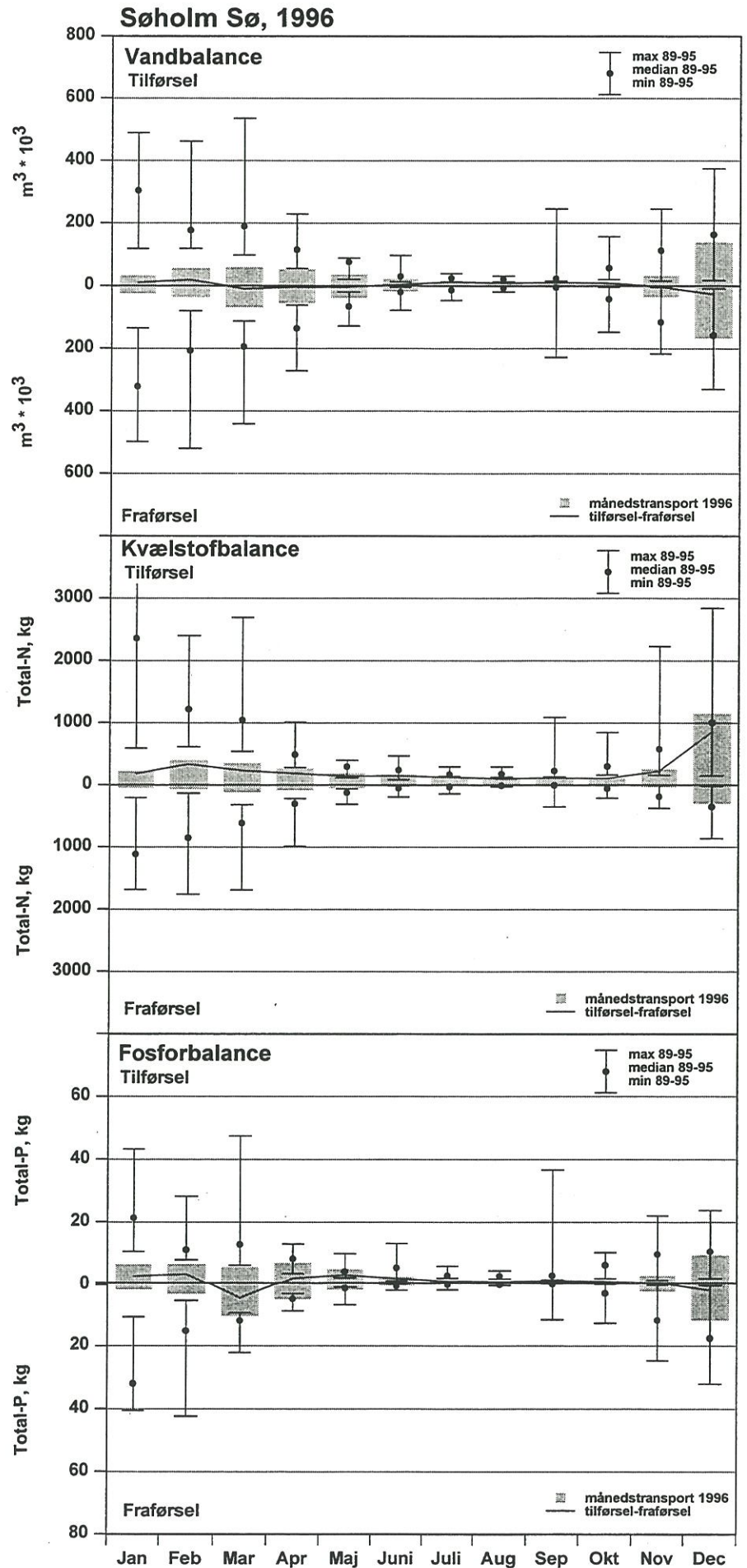
Nettotabet af stof ved vandets passage af søen er positivt, når der sker en stoftilbageholdelse i søen og negativt, når der sker en stofafgivelse fra søen. Nettotabet kan imidlertid skyldes både ændringer i søvandets stofpulje og en egentlig omsætning af stoffet i søen (se også bilag D.4.1-D.4.2). Tabet er derfor yderligere korrigeret for puljeændringer (se tabel 9.3.1). Den interne omsætning i søen har resulteret i, at der i 1996 er tilbageholdt **68 %** af det tilførte **kvælstof**, hvilket er en større del end fundet i gennemsnit for årene 1989-1995. Tabsprocenten har dog været endnu større i 1991 (77 %). I absolutte tal har kvælstoftabet dog været mindre end i de tidligere år (se afsnit 9.4.1). For **fosfor** er der tilbageholdt **46 %** af den tilførte mængde, hvilket er den hidtil største del. Kun i 1990 og 1992 er der på årsbasis afgivet fosfor fra søen (se bilag D.3.2). Betragtes **springlagsperioden** for sig ses imidlertid, at der er sket en betydelig fosforfrigivelse fra søbunden i 1996. Frigivelsen har dog været endnu større i 1989 og 1992 (150-170 kg)(se figur 9.3.4). Set i forhold til tilførslen i samme periode har frigivelsen af fosfor været størst (dvs. over 10 gange større) i 1989, 1992 og 1996. Selvom der på årsbasis kun er afgivet fosfor fra søen i enkelte år, er frigivelsen fra søbunden i springlagsperioden faktisk forholdsvis stor i forhold til den årlige eksterne fosfortilførsel (se figur 9.3.4). Uanset, at der er en stabil lagdeling af vandmasserne om sommeren, vil en del af det fosfor, som frigives under springlaget, kunne udnyttes af planteplanktonet i overfladevandet (se afsnit 9.4.2).

	Total-kvælstof		Total-fosfor	
	1996	1989-1995	1996	1989-1995
Totaltilførsel, kg/år	3450	8810	51	117
Arealbelastning, $g/m^2$ år	13,1	33,3	0,19	0,44
Total indløbskonc., mg/l	5,61	5,24	0,082	0,068
Overfl. indløbskonc., mg/l	6,53	5,58	0,099	0,073
Udløbskonc., mg/l	1,58	2,57	0,086	0,079
Fraførsel, kg/år	691	3830	38	110
Nettotab, kg/år	2760	4980	13	7,6
Nettotab, %	80	57	26	6,5
Nettotab, $g/m^2$ år	10,4	18,8	0,049	0,029
Pulje d. 1. jan., kg	2770	4221	150	189
Pulje d. 1. jan. året efter, kg	3170	4163	139	178
Puljeændring, kg/år	407	-58	-10	-11
Nettotab korr., kg/år	2360	5040	23	19
Nettotab korr., %	68	57	46	16
Nettotab, $g/m^2$ år	8,91	19,0	0,088	0,072



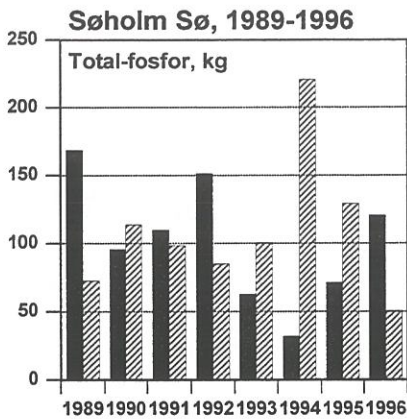
Figur 9.3.3

Tilførsel og fraførsel af vand, total-kvælstof og total-fosfor for Søholm Sø på månedsbasis, 1996. Maksimum, minimum og middel for perioden 1989-96 er ligeledes vist.





■ Fosforfrigivelse under springlag  
 ▨ Ekstern fosfortilførsel pr. år



Figur 9.3.4  
 Fosforfrigivelse fra søbunden i springlagsperioden og total ekstern fosfortilførsel på årsbasis i Søholm Sø, 1989-1996.

## 9.4 Miljøtilstand

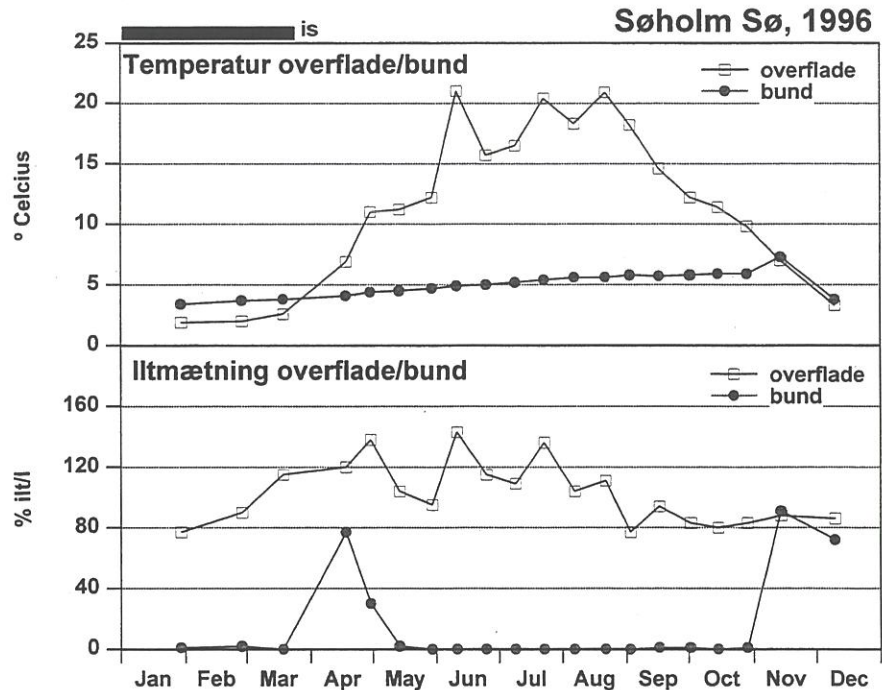
### 9.4.1 Fysisk-kemiske forhold i søen

De fysisk-kemiske forhold i Søholm Sø i 1996 fremgår af figur 9.4.1-9.4.3. På figur 9.4.2-9.4.3 er endvidere vist medianen for og variationen i måleresultaterne i perioden 1989-1995. For alle år, hvor der er foretaget målinger, er der desuden beregnet sommer-, vinter- og årsmiddelværdier, samt fraktiler af udvalgte parametre (se bilag D.5.1-D.5.3).

#### Vandtemperatur og ilt

Der har i vinteren 1995-1996 været isdække på søen fra midt i december til sidst i marts. Dette har medført, at der i 1996 har været dårlige iltforhold (under 1 mg/l) ved bunden i de første tre måneder af året (se figur 9.4.1). Efter isens forsvinden er iltindholdet ved bunden steget i en kortere periode, indtil der atter er opstået iltsvind ved bunden efter dannelse af springlaget. Dette er etableret tidligt, nemlig midt i april, der har været ret varm, solrig og "vindfattig", og har varet til sidst i oktober. Vandmasserne har således været lagdelt i 6,5 måneder, hvilket er længere end i årene 1989-1995 (5-5,5 måneder). Under springlaget er også forekommet iltsvind. Således har iltkoncentrationen ved bunden været meget lav (< 1 mg/l) midt i maj-sidst i oktober.

Figur 9.4.1  
 Vandtemperatur og iltindhold nær overfladen (0,2 m) og lige over bunden i Søholm Sø, 1996.

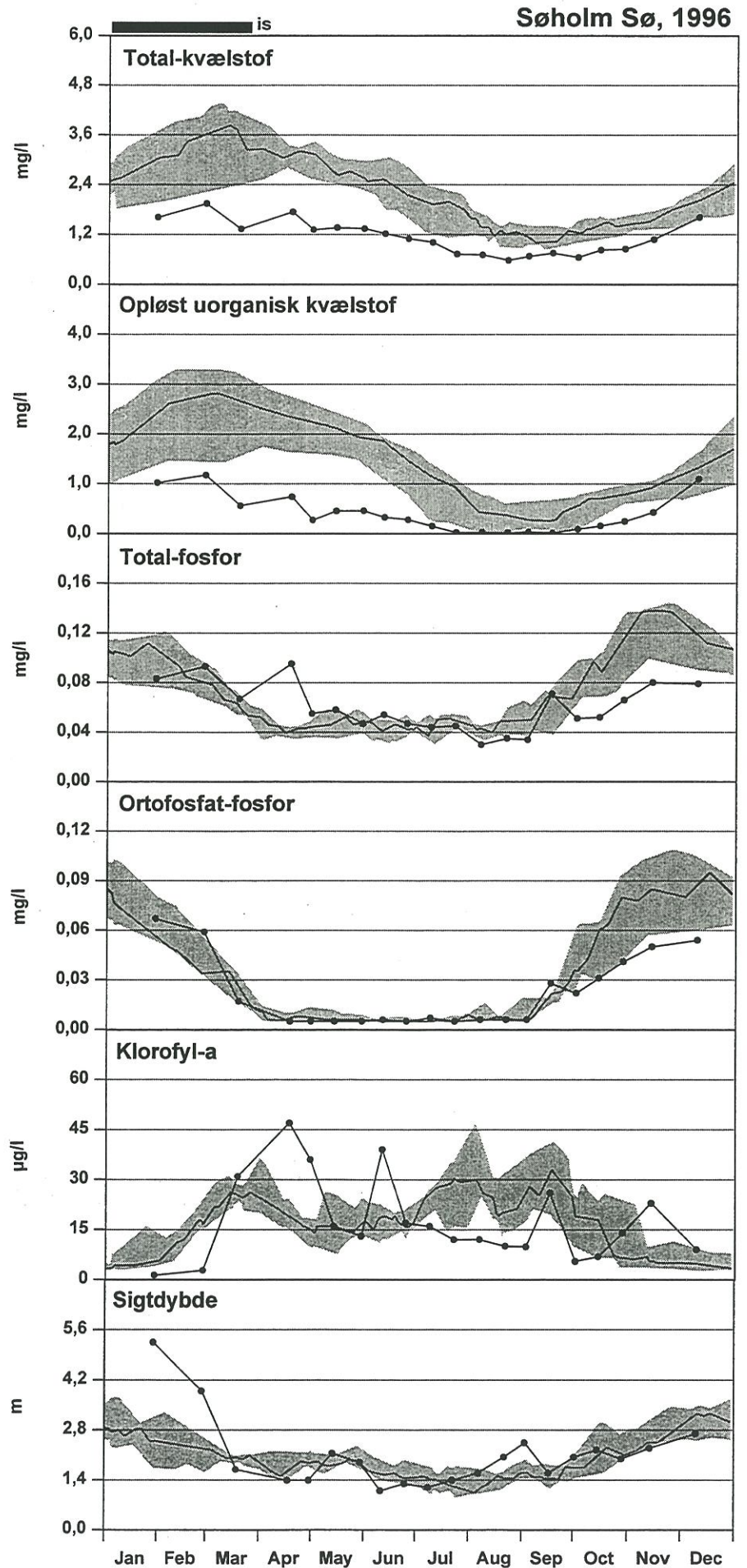


#### Kvælstof

Som følge af en lille ekstern tilførsel har indholdet af **total-kvælstof** i overfladevandet været mindre i det meste af 1996 end i årene 1989-1995. I sommerperioden har total-kvælstof niveauet således været meget lavt, dvs. gennemsnitlig 950 µg/l. Dette er også tilfældet for opløst uorganisk kvælstof, der specielt

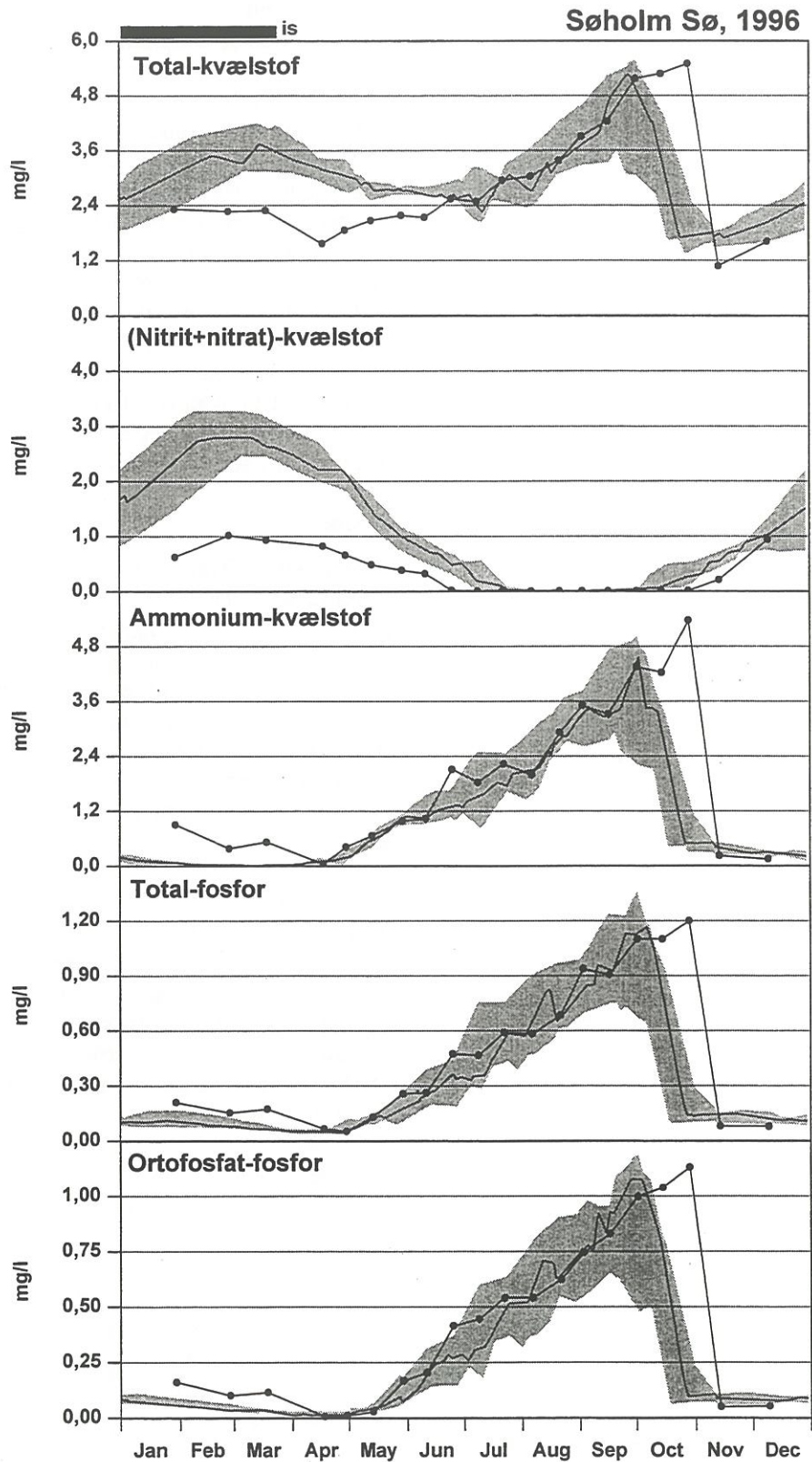
Figur 9.4.2

Overfladevandets indhold af total-kvælstof, opløst uorganisk kvælstof, total-fosfor, ortofosfat-fosfor, klorofyl-*a*, samt sigtddyben i Søholm Sø, 1996. Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-1995. Variationsintervallet omfatter de beregnede dagsværdier for de enkelte år. Dog er den største og mindste dagsværdi ikke medtaget for at udjævne ekstreme udsving.



Figur 9.4.3

Bundvandets indhold af total-kvælstof, (nitrit+nitrat)-kvælstof, ammonium-kvælstof, total-fosfor og ortofosfat-fosfor i Søholm Sø, 1996. Samtidig er vist medianværdien og variationsintervallet for målingerne i perioden 1989-1995. Variationsintervallet omfatter beregnede dagsværdier for de enkelte år. Dog er den største og mindste dagsværdi ikke medtaget for at udjævne ekstreme udsving.





sidst i juli-sidst i august og igen midt i september er forekommet i meget lav koncentration (mindre end 35 µg/l). Sådanne lave koncentrationer er også set i andre år med lille ekstern tilførsel, nemlig i 1989 og 1992 (se bilag D.5.1). Under isdække og efter lagdeling af søvandet sker der en forøgelse af indholdet af kvælstof i **bundvandet**. Dette skyldes, at der ved nedbrydningen af organisk stof dannes **ammonium**. Så længe der er ilt til stede i bundvandet, vil ammonium kunne iltes videre til nitrat. Når der imidlertid opstår iltfri forhold ved bunden, hæmmes denne iltning, og ammonium ophobes i bundvandet. I 1996 er indholdet af ammonium lige over søbunden nået op på 5370 µg N/l, hvilket er lavere end i 1992, men højere end i de øvrige år. Under de iltfattige/iltfri forhold i bundvandet vil der endvidere, så længe der er **nitrat** til stede, kunne ske en denitrifikation. Herved falder nitratkoncentrationen. I 1996 har denne været lav (< 10 µg/l) ved søbunden i lang tid, nemlig både først i juli og først i august-sidst i oktober. Det er sandsynligt, at denitrifikationen i hvert fald i en del af tiden har været begrænset af nitratmangel. Dette kan forklare, at nettotabet af kvælstof i søen har været forholdsvis mindre end i de tidligere år.

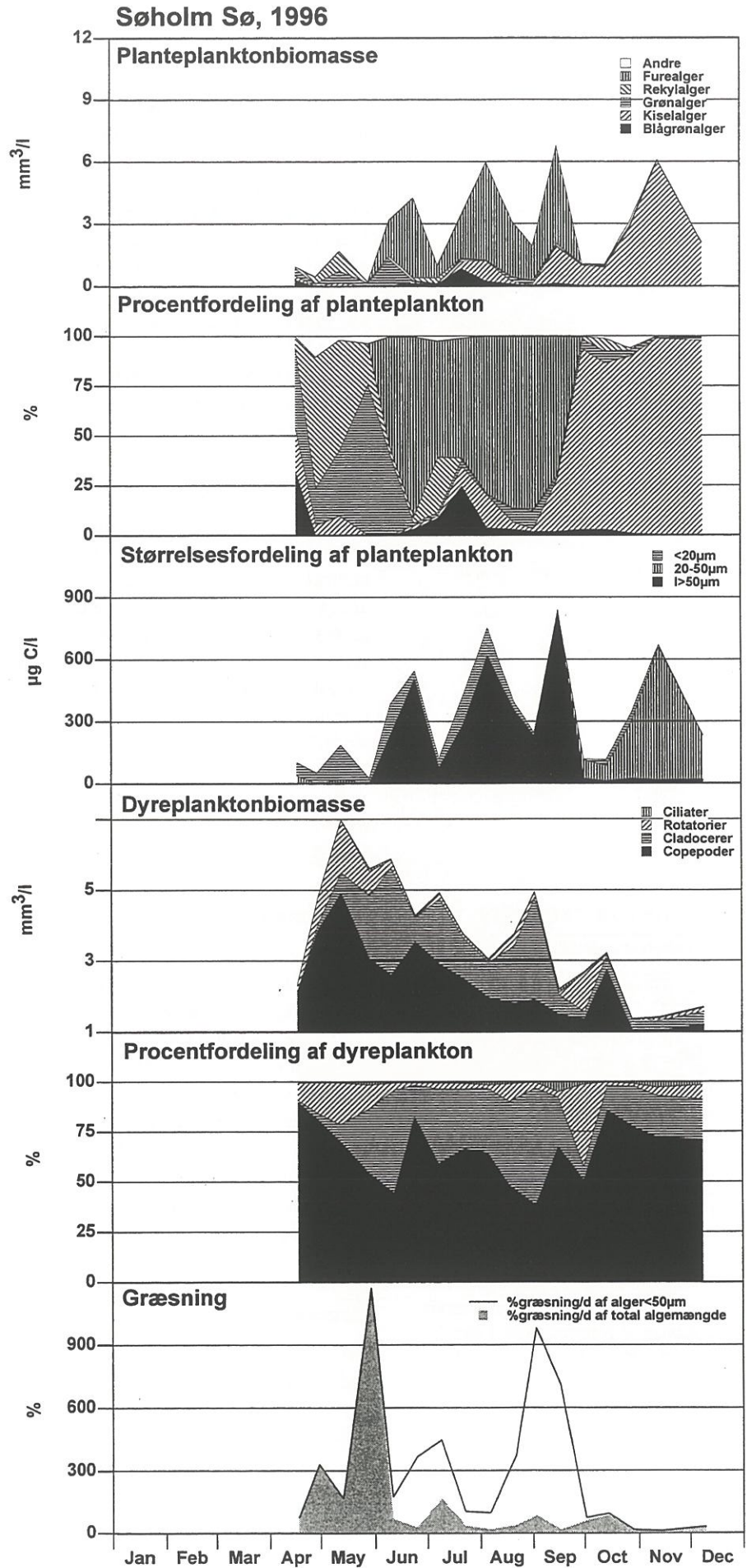
### Fosfor

I forhold til tidligere år har indholdet af **total-fosfor** i overfladevandet i 1996 været relativt stort i starten af marts (under isen), midt i april (efter tøbrud) og midt i juni. Indholdet har derimod været forholdsvis lille i august og midt i september-december. Set i gennemsnit for sommeren har koncentrationen af total-fosfor i 1996 dog været relativt lav, dvs. **47 µg/l**, men højere end i 1991 og 1994-1995. Indholdet af **opløst uorganisk fosfor** har endvidere været særlig stort i forhold til tidligere i starten af marts (under isen) og midt i september, men derimod ret lille resten af året. Koncentrationen har således været yderst lav (< 8 µg/l) i en stor del af vækstsæsonen, nemlig fra midt i april til hen i starten af september.

Ved søbunden frigives opløst uorganisk fosfor dels fra bundfældet organisk stof under nedbrydning (herunder døde/hendøende alger), dels fra søbundens uorganiske stoffer, som går i opløsning under iltfri forhold. I 1996 er der meget tidligt, dvs. under isdækket, sket en stigning i fosforniveauet ved søbunden. Fosforindholdet i **bundvandet** er derefter faldet igen i forbindelse med tøbrud og omrøring af vandmasserne. Efter dannelse af springlaget er fosforniveauet ved bunden atter steget fra midt i maj og hen til sidst i oktober, hvor indholdet af opløst uorganisk fosfor er nået op på godt 1100 µg/l, hvilket dog er mindre end i 1989 og 1992 (ca. 1400-1600 µg/l). Den tidligste frigivelse af fosfor fra søbunden, både den under isen og den efter springlagets etablering, er således sket, mens der endnu har været rigeligt med nitrat i bundvandet. Det er her sandsynligt, at sedimentation og efterfølgende henfald af forårsalger har stor betydning for igangsættelse af fosforfrigørelsen. Det er dog formodentlig nitratsens forsvinden i søbunden, som har afgørende betydning for, hvornår frigivelsen fra de uorganiske stoffer for alvor tager fart, idet der frigives mest fosfor i springlagsperioden i år, hvor kvælstofniveauet er lavt ved årets start. Der er således fundet en ret nær sammenhæng mellem den totale årlige eksterne kvælstofbelastning af søen og fosforfrigivelsen i springlagsperioden ( $r_s = 0,69$ ,  $P = 0,058$ ).

Figur 9.4.4

Volumenbiomasse og procentvis sammensætning af planteplankton og dyreplankton, samt størrelsesfordeling og græsning af alger i Søholm Sø, 1996.





## Sigtdybde og klorofyl

I 1996 har søvandet været meget klart i starten af året, hvor vandet har været koldt og dækket af is. Sigtdybden er dernæst faldet i første halvdel af marts, selvom der endnu har været is på søen, og har været lille indtil sidst i april. Dette hænger sammen med, at klorofylindholdet samtidig er steget og har nået et meget højt niveau i april, hvor vejret har været temmelig varmt og solrigt. Vandet har desuden været uklart og klorofylindholdet temmelig stort i starten af juni, hvor vejret har været ret lunt og solrigt i en ellers kølig og solfattig måned. Sidst i august-først i september, dvs. efter en varm og solrig periode, har sigt dybden derimod været ret stor, samtidig med at klorofylindholdet har været lille. Set over sommeren som helhed har sigt dybden og klorofylkoncentrationen i gennemsnit været hhv. **1,7 m** og **17 µg/l**. Søvandet har således været mere klart om sommeren end i årene 1989-1993, men dog ikke så klart som i årene 1994-1995.

## Næringsstofmangel

Det er sandsynligt, at næringsstoffer har været begrænsende for væksten af planteplanktonet i en del af vækstsæsonen 1996. Selvom lave absolutte koncentrationer ikke med sikkerhed fortæller, om der er næringsstofbegrænsning af algemængden i en sø (se f.eks. Hansen & Andersen, 1997), må det formodes, at **fosfor** har manglet i overfladevandet en del af tiden midt i april-først i september, ligesom yderligere **kvælstof** synes at være blevet en "mangelvare" en del af tiden sidst i juli-midt i september. Mens det er "normalt" med fosformangel i Søholm Sø, optræder kvælstofmangel kun i år, hvor den eksterne kvælstoftilførsel er lille i vinteren inden vækstsæsonens start (også set i 1989 og 1992).

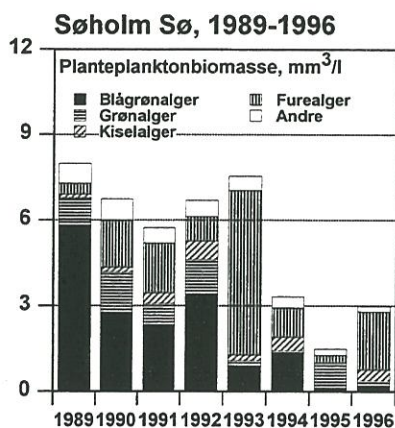
## 9.4.2 Planteplankton

### Artssammensætning

I 1996 er der ialt registreret **85 arter/slægter/grupper** i planteplanktonet (se Miljøbiologisk Laboratorium, 1997c). De fleste af disse er karakteristiske for næringsrige danske søer, men der er dog fundet ialt 14 "rentvandsarter". Bemærkelsesværdige for søen er især de på Fyn ret sjældne kiselalger *Centronella reicheltii* (fundet i alle årene 1989-1996) og *Acanthoceras zachariasii* (fundet i 1990-1993 og i 1996), samt to grønalger af slægten *Coelastrum*, nemlig *C. polychordum* (fundet i alle år, undtagen 1996) og *C. reticulatum* (fundet i alle år), som kun findes sporadisk i danske søer som helhed. Planteplanktonet har i den produktive periode i 1996 været helt domineret af furealgerne *Ceratium hirundinella* og *C. furcoides*, idet disse til sammen har udgjort over 50 % af middelbiomassen. En så stor relativ betydning af disse furealger er kun set i søen én gang tidligere, nemlig i 1993 (se Fyns Amt, 1996c).

### Biomasse og årstidsvariation

Der har i 1996 forekommet flere mindre toppe i planteplanktonbiomassen, herunder et par meget små i april og maj (se figur 9.4.4). Generelt har algebiomassen dog været ret lille, nemlig gennemsnitlig hhv. **3,0** og **2,3 mm<sup>3</sup>/l**, om sommeren og i den produktive periode. Kun i 1995 har algemængden været endnu



Figur 9.4.5

Gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning af planteplankton i Søholm Sø i sommerperioden 1. maj - 30. september, 1989-1996.



lavere (se figur 9.4.5 og bilag D.6.1). Selvom klorofylkoncentrationen i 1996 har været ret høj midt i april og først i juni, ses dette ikke på biomassen. Dette skyldes formentlig, at søvandet her har indeholdt ret mange former, herunder grønalger, med stort indhold af klorofyl. Mens kiselalger, grønalger og rekylalger har udgjort en betydelig andel af algebiomassen i starten og slutningen af sæsonen, har furealger været vigtigst om sommeren. Furealger er - i kraft af deres store bevægelighed og størrelse - i stand til dels at hente næringsstoffer under springlaget, når der er mangel på disse i overfladevandet (se Heaney m.fl., 1988), dels at undgå græsning fra dyreplanktonet.

### 9.4.3 Dyreplankton

#### Artssammensætning

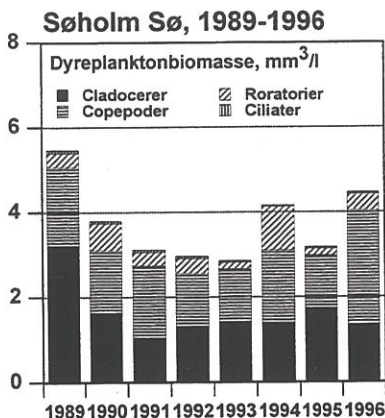
I 1996 er der ialt registreret **42 arter/slægter/grupper** i dyreplanktonet (se Miljøbiologisk Laboratorium, 1997c). Der er her tale om arter, som er typiske for relativt næringsrige søer. De vigtigste arter set i forhold til biomassen har i 1996 været copepoden *Eudiaptomus graciloides* og cladoceren *Daphnia cucullata*, der til sammen (incl. en estimeret andel af ungdomsstadier) har udgjort ca. 60 % af middelbiomassen i den produktive periode. *D. galeata*, som i nogle år har stor betydning i søen, er kun set i væsentlig mængde sidst i maj og har således været mindre betydende end i 1995.

#### Biomasse og årstidsvariation

Dyreplanktonbiomassen er i 1996 steget fra midt i april til maksimum midt i maj, hvorefter biomassen, med mindre udsving (tre mindre toppe), er faldet resten af vækstsæsonen (se figur 9.4.4). Set i gennemsnit for sommeren og den produktive periode har biomassen været forholdsvis høj i forhold til tidligere, nemlig hhv. **4,5 og 3,7 mm<sup>3</sup>/l**. Mængden har således kun været endnu større i sommeren 1989 (se figur 9.4.6 og bilag D.6.1). Dyreplanktonet har i vidt omfang været domineret af copepoder (60 % af sommermiddelbiomassen), der desuden har optrådt i større mængde end i årene 1989-1995. Blandt copepoderne har godt halvdelen været calanoide former, som især lever af alger.

#### Græsning

Dyreplanktonets fødeoptagelse, som især omfatter græsning, har været størst sidst i april-først i juni, med et maksimum midt i maj på 300 µg C/l dag. I sommerperioden har græsningen i forhold til tidligere været forholdsvis stor, nemlig i gennemsnit ca. **190 µg C/l dag** og dermed kun mindre end i 1989 (se bilag D.6.2). Hertil har copepoder og cladocerer bidraget med hhv. 35 og 36 %, mens rotatorier og ciliater har "stået for" resten (hhv. 15 og 14 %). Man regner normalt med, at dyreplanktonet er i stand til at regulere algemængden, når dyrene dagligt spiser mere end halvdelen af planteplanktonbiomassen i søvandet. I sommeren 1996 har det såkaldte græsningstryk været stort, nemlig ca. 61 % (tidsvægtet median) og samtidig relativt større end i de tidligere 7 år. Det er dog især i april-først i juni, at græsningen har haft betydning for begrænsning af algemængden (se figur 9.4.4). Planteplanktonet synes således om sommeren dels at blive begrænset af næringsstofmangel, dels af græsning.



Figur 9.4.6  
Gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning af dyreplankton i Søholm Sø i sommerperioden 1. maj - 30. september, 1989-1996.

For cladocerer og copepoder vil fødeoptagelsen pr. algebiomasse typisk blive begrænset, når mængden af tilgængelig algeføde når under 200-400  $\mu\text{g C/l}$  (se Hansen m.fl., 1992). Også fødens "kvalitet" er vigtig, idet partikler mindre end 50  $\mu\text{m}$  normalt er de bedste fødeemner for dyreplanktonet (se f.eks. Bosselmann & Riemann, 1986). I sommeren 1996 er der i gennemsnit kun fundet en biomasse af **små alger** på **80  $\mu\text{g C/l}$** . Der har herved været væsentlig mindre "højkvalitets-føde" til stede end i de tidligere år. Derfor har dyrenes fødeoptagelse formentlig været begrænset af fødemangel en stor del af sommeren, hvilket antagelig også har været tilfældet i somrene 1993-1995 (se også bilag D.6.2).

### Prædation

I Søholm Sø domineres fiskebestanden af arter, der som små lever af dyreplankton (brasan, skaller og aborrer) (se Mohr-Markmann, 1992a, 1994). Fødevalget hos disse afhænger bl.a. af dyreplanktonets størrelse, bevægelse, form og synlighed (Zaret, 1990). Fiskene spiser således fortrinsvis former, som er forholdsvis store, bevæger sig ret langsomt og er tydelige i vandet. I Søholm Sø er cladocererne generelt ret små, nemlig gennemsnitlig **445-566  $\mu\text{m}$** , men dog med størst længde i 1996. Dette fortæller, at fiskenes prædation på dyreplanktonet i søen generelt er forholdsvis stor, omend formentlig lidt mindre i 1996 end tidligere. En beregning af **cladocer-indekset**, som angiver antallet af *Daphnia* divideret med det totale antal cladocerer i søvandet, peger i samme retning, idet indekset aftager med øget prædation. I 1996 har indekset for Søholm Sø således i gennemsnit for sommeren udgjort 55 %, mod 33-54 % i årene 1989-1995 (se bilag D.6.2).

Det må derfor formodes, at dyreplanktonet i Søholm Sø om sommeren begrænses dels af mængden af tilgængelig algeføde, dels af fiskeprædation. En nøjere vurdering af fiskeprædationens betydning for dyreplanktonets sammensætning og mængde forudsætter imidlertid, at der iværksættes jævnlige undersøgelser af fiskeynglens sammensætning og mængde i søen.

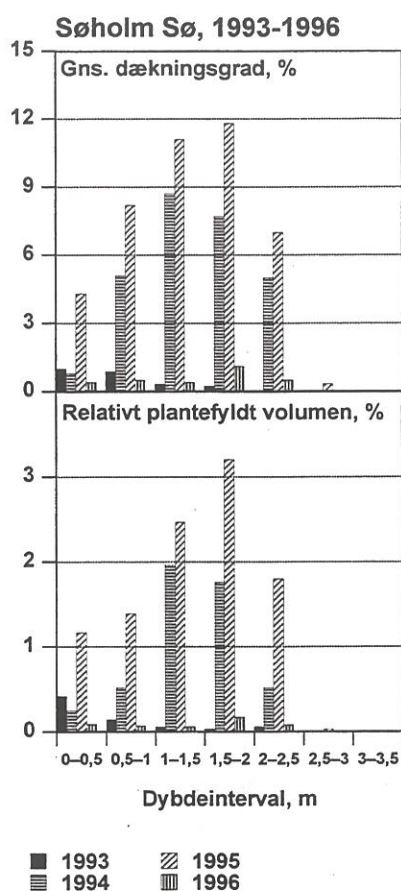
## 9.4.4 Bundvegetation

### Artssammensætning og udbredelse

**Rørsumpen** dækker ialt ca. 21160  $\text{m}^2$ , svarende til ca. **8 %** af søens overfladeareal, og er således forholdsvis svagt udviklet (se figur 9.1.2). Rørsumpen domineres af Tagrør (*Phragmites australis* Trin. ex. Steudel), men særlig arterne Søkogleaks (*Scirpus lacustris* L.), Smalbladet Dunhammer (*Typha angustifolia* L.) og Grenet Pindsvineknop (*Sparganium erectum* L.) er også ret hyppige.

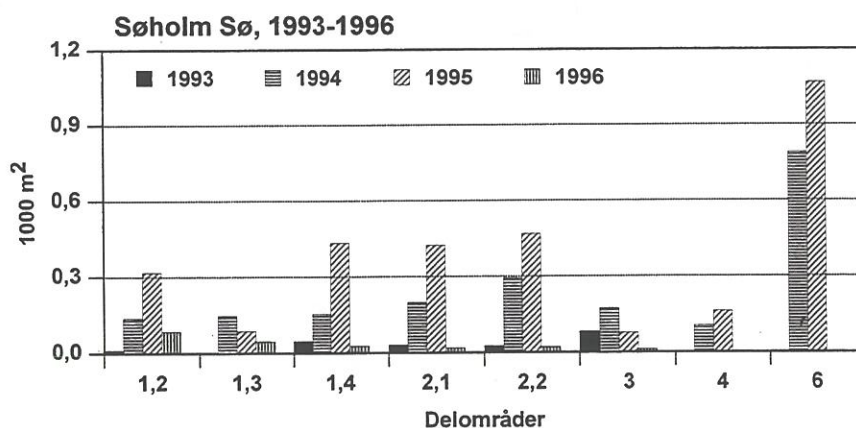
**Flydebladszonen** er desuden meget svagt udviklet, idet den i 1996 kun har omfattet ca. 1900  $\text{m}^2$ , hvoraf kun ca. 700  $\text{m}^2$  har været dækket af planter (se bilag D.7.3). Dette svarer til **0,3 %** af søens overfladeareal excl. rørsump. Flydebladsplanter er kun fundet i søens nordlige del (i delområde 4 og 5, se figur 9.1.2). Langs den nordvestlige kyst omfatter flydebladszonen hovedsagelig Gul Åkan-de (*Nuphar lutea* (L.) Sm.), hvorimod den dominerende art langs den nordøstlige bred er Vand-pileurt (*Polygonum amphibium* L.).





Figur 9.4.7  
Gennemsnitlig total dækningsgrad af og relativt volumen fyldt med rankegrøde i Søholm Sø, 1993-1996.

Figur 9.4.8  
Det plantedækkede areal med rankegrøde i de enkelte delområder i Søholm Sø, 1993-1996.



### Ydre dybdegrænse

Den ydre dybdegrænse for rørsumpen og flydebladszonen har været ret ens i årene 1992-1996 (se tabel 9.4.1). For **rankegrøden** har dybdegrænsen i 1996 været **3,3 m**, d.v.s. større end middelsigttybden i sommerperioden (1,7 m). Selvom planterne har været meget mindre udbredt i 1996 end i 1995, har dyb-

**Rankegrøden** er ligeledes sparsomt udviklet i søen. Det relative plantedækkede areal har i 1996 været meget lille, nemlig kun **0,1 %** af søoverfladen excl. rørsump (se bilag D.7.1). Rankegrøden er således "gået tilbage" i forhold til i 1995, hvor disse planter ellers har haft deres hidtil største udbredelse i perioden 1988-1996 (se for 1993-1996 figur 9.4.7-9.4.8). De dominerende arter har i 1996 været Børstebladet Vandaks og Kredsbladet Vandranunkel (*Potamogeton pectinatus* L. og *Batrachium circinatum* (Sibth.) Spach). Rankegrøden har generelt bestået af små, spredte bevoksninger af meget lave planter, væsentlig lavere end i 1995. Set i forhold til søens totale volumen excl. rørsump har det relative plantefyldte volumen derfor været meget lille, nemlig kun **0,003 %**, hvilket er væsentlig mindre end i 1995 (se figur 9.4.7 og bilag D.7.2). Det betyder, at rankegrøden i Søholm Sø generelt har ringe betydning som skjul for dyreplankton og fisk.

**Trådalger** har i 1996 været ret kraftigt udviklede i søen. Særlig Slimtråd (*Spirogyra*) har haft et godt år, idet den - i modsætning til i 1993-1995 - har dannet store, løstliggende måtter langs bunden helt ud til 3 meters dybde i søens sydlige ende (i delområde 1,1-1,4). Vandhår (*Cladophora*) er som tidligere fundet i tætte måtter på grov bund og ret dybt vand i søens sydøstlige ende (i delområde 1,4; 2,1-2,2 og 3). Denne alge forekommer ud på væsentlig større dybder end rankegrøden (se tabel 9.4.1). Mens Vandhår i sensommeren 1995 har dannet en del veludviklede tråde, er der på samme tid i 1996 kun set meget korte (< 5 cm), tykvæggede og stærkt kalkinkrusterede "overlevelsesstadier" af algen.

Årsagen til, at rankegrøden har været meget svagere udviklet i 1996 end i året før, må formodes at være dels, at den strenge vinter har forsinket disse planters opvækst om foråret, dels at vandet har været mere uklart igennem hele sommerperioden. Forsinkelsen har således medført, at planteplanktonet og trådalgerne har haft en konkurrencemæssig fordel i forhold til rankegrøden.



degrænsen kun været lidt mindre end i 1995. Rankegrødens dybdegrænse har desuden været væsentlig større i 1995-1996 end i 1992-1994 (se tabel 9.4.1). Betragtes i stedet dybdegrænsen for **trådalger** (især Vandhår) ses, at også disse er fundet ud på større dybder i 1995-1996 end tidligere.

Resultater fra 1993-1995 for de nationale overvågningssøer har vist, at undervandsplanter kan brede sig ud til en dybde på 1,83 gange sommermiddelsigt-dybden plus 0,07 m (Jensen m.fl., 1996). Anvendes denne relation for Søholm Sø i 1996, vil kunne forventes undervandsplanter ud til 3,2 m, dvs. omtrent som fundet for rankegrøden, hvorimod sammenhængen passer dårligt, hvis trådalger regnes med til undervandsvegetationen (5,0 m).

Tabel 9.4.1

Dybdegrænser (m) for vegetationsbælterne i Søholm Sø, 1992-1996. Grænserne er normaliserede, dvs. angivet i forhold til mid-delvandstanden om sommeren.

Vegetationsbælte	1992	1993	1994	1995	1996	Middel, 1992-1996
Rørsump	1,3	1,3	1,5	1,5	1,5	1,4
Flydebladszone	2,1	2,3	2,3	2,4	2,5	2,3
Rankegrøde	2,3	1,9	2,3	3,5	3,3	2,7
Trådalger	4,2	3,6	4,2	4,5	5,0	4,3

## 9.4.5 Fugle

Fuglelivet i og ved Søholm Sø er set i forhold til søens størrelse ret **artsfattigt**, og **bestandene af ynglefugle** er temmelig **små** (se tabel 9.4.2). Dette er karakteristisk for en dyb sø med en smal bredzone.

Tabel 9.4.2

Registrerede ynglefuglepar i og ved Søholm Sø, 1990-1995. Der er i 1990, 1991 og 1995 foretaget hhv. 3, 6 og 3 optællinger. I 1995 er registrering begyndt ret sent (18.5.), hvorfor en del ynglende andefugle kan være overset. \* angiver, at der ikke er talt nogen ynglepar, men at de formodes at have været til stede.

Art	1990	1991	1995
Toppet Lappedykker	5-7	8	4-7
Knopsvane	1	1	0
Gravand	1-3	3	0
Gråand	4	1	*
Skeand	0-1	0	0
Troldand	0	1	0
Taffeland	0	1	0
Blishøne	7-10	6	6
Grønbenet Rørhøne	0	1	1
Strandskade	1	0	0
Vibe	2	3	0
Gøg	1	1	0
Nattergal	1	0	1
Rørsanger	11	3	9
Kærsanger	2	0	1
Rørspurv	2	0	0
<b>Ynglepar ialt</b>	<b>38-46</b>	<b>29</b>	<b>22-25</b>

Der synes endvidere ikke at være sket større ændringer i ynglefuglebestandene i perioden 1990 til 1995. Ældre oplysninger fra 1981 tyder desuden på, at ynglefuglesamfundene dengang var omtrent som i dag.

## 9.5 Sammenhæng mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand

Søvandets klarhed har direkte og indirekte meget stor indflydelse på trivlsen hos mange vandlevende planter og dyr. Sigtdybden er herved en slags indikator for miljøtilstanden i søer. For Søholm Sø er betydningen af den nuværende eksterne næringsstofbelastning for næringsstoffniveauet i søen og dermed for søvandets klarhed anskueliggjort ved brug af "erfaringsmodeller". Der foretages samtidig en vurdering af, om søen er "i balance" med de nuværende eksterne tilførsler af næringsstoffer.

### Kvælstof

Sammenhængen mellem kvælstoftilførslen til søen og søvandets kvælstofindhold er her beskrevet ud fra en model opstillet på baggrund af resultater fra de nationale overvågnings søer (se Jensen m.fl., 1994):

$$(N)_{so} = 0,23 * (N)_{ind} * T_w^{-0,27} * Z^{0,27},$$

hvor  $(N)_{so}$  og  $(N)_{ind}$  er henholdsvis årsmiddelkoncentrationen af total-kvælstof i selve søvandet og i det tilførte vand,  $T_w$  er vandets opholdstid i søen (beregnet ud fra afstrømningen i afløbet) og  $Z$  er søens middeldybde.  $(N)_{ind}$  er beregnet som den vandføringsvægtede koncentration for den samlede kvælstoftilførsel (d.v.s. både via overfladisk afstrømning og deposition).

Tabel 9.5.1

Sammenligning mellem teoretisk forventede middelkoncentrationer af total-kvælstof og den aktuelle middelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i Søholm Sø, 1989-1996. Efter / er angivet % afvigelse fra den aktuelle koncentration. Søens middeldybde,  $Z$ , er 6,5 m.

År	$(N)_{ind}$ mg/l	$T_w$ år	$(N)_{so}$ mg/l	
			Beregnet	Målt
1989	5,44	2,4	1,65/7	1,54
1990	6,37	1,4	2,23/-1	2,25
1991	5,66	1,4	1,98/-7	2,12
1992	7,42	1,3	2,61/46	1,79
1993	6,77	1,2	2,45/-8	2,66
1994	5,39	0,75	2,22/-17	2,68
1995	5,00	1,0	1,90/-18	2,33
1996	7,39	3,9	1,95/56	1,25

Det fremgår heraf, at der i 1996 - ligesom i 1992 - har været en forholdsvis dårlig overensstemmelse mellem den beregnede og "målte" koncentration af total-kvælstof (se tabel 9.5.1). Forudsigelserne har derimod passeret ret godt i de øvrige år. Årsågen til de store afvigelser i 1992 og 1996 er formentlig, at størstedelen af kvælstoffet i disse år er tilført søen sidst på året, dvs. efter at hovedparten af vækstsæsonen er afsluttet.

### Fosfor

Sammenhængen mellem fosfortilførslen til søen og søvandets fosforindhold er her beskrevet ud fra en model udviklet af Vollenweider (1976), der har vist sig særlig velegnet til dybe danske søer (se Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):







Det fremgår heraf, at der teoretisk forventes en noget større sigt dybde om sommeren end observeret (se tabel 9.5.3). Afvigelsen mellem forudsigelsen og de faktiske forhold er formodentlig betinget af, at der i modelgrundlaget indgår data fra forholdsvis færre dybe end lavvandede søer. I gennemsnit synes modellen således at overestimere sigt dybden med 25 %.

## 9.6 Hittidig udvikling i miljøtilstanden

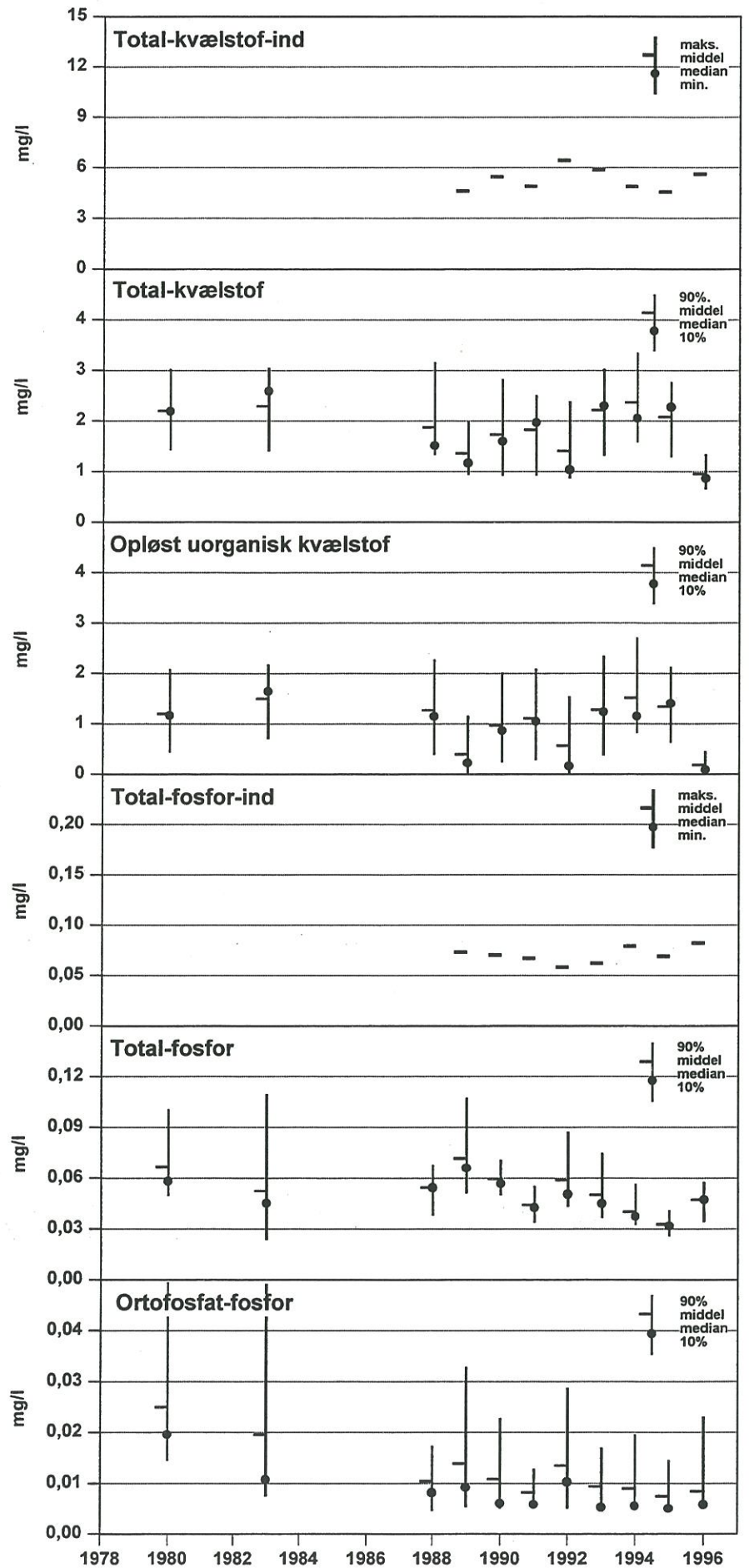
Der er for Søholm Sø foretaget en analyse af, om der i løbet af perioden 1989-1996 er sket signifikante ændringer i såvel næringsstofniveauet i tilløbsvandet som i de fysisk-kemiske og biologiske forhold i selve søen (se figur 9.6.1-9.6.3 og tabel 9.6.1). Vurderingen er foretaget på grundlag af en lineær regression på de tidsvægtede middel- og medianværdier. Nulhypotesen er, at ændringer gennem perioden skyldes tilfældigheder. Er sandsynligheden (P) herfor 0,10 eller derover, accepteres nulhypotesen. Er P derimod under 0,10 forkastes nulhypotesen, og ændringen gennem perioden anses for statistisk signifikant. Det relativt høje signifikans-niveau er valgt, fordi tidsserien er så kort. Der vil derfor ofte kun være tale om **udviklingstendenser**.

Tabel 9.6.1

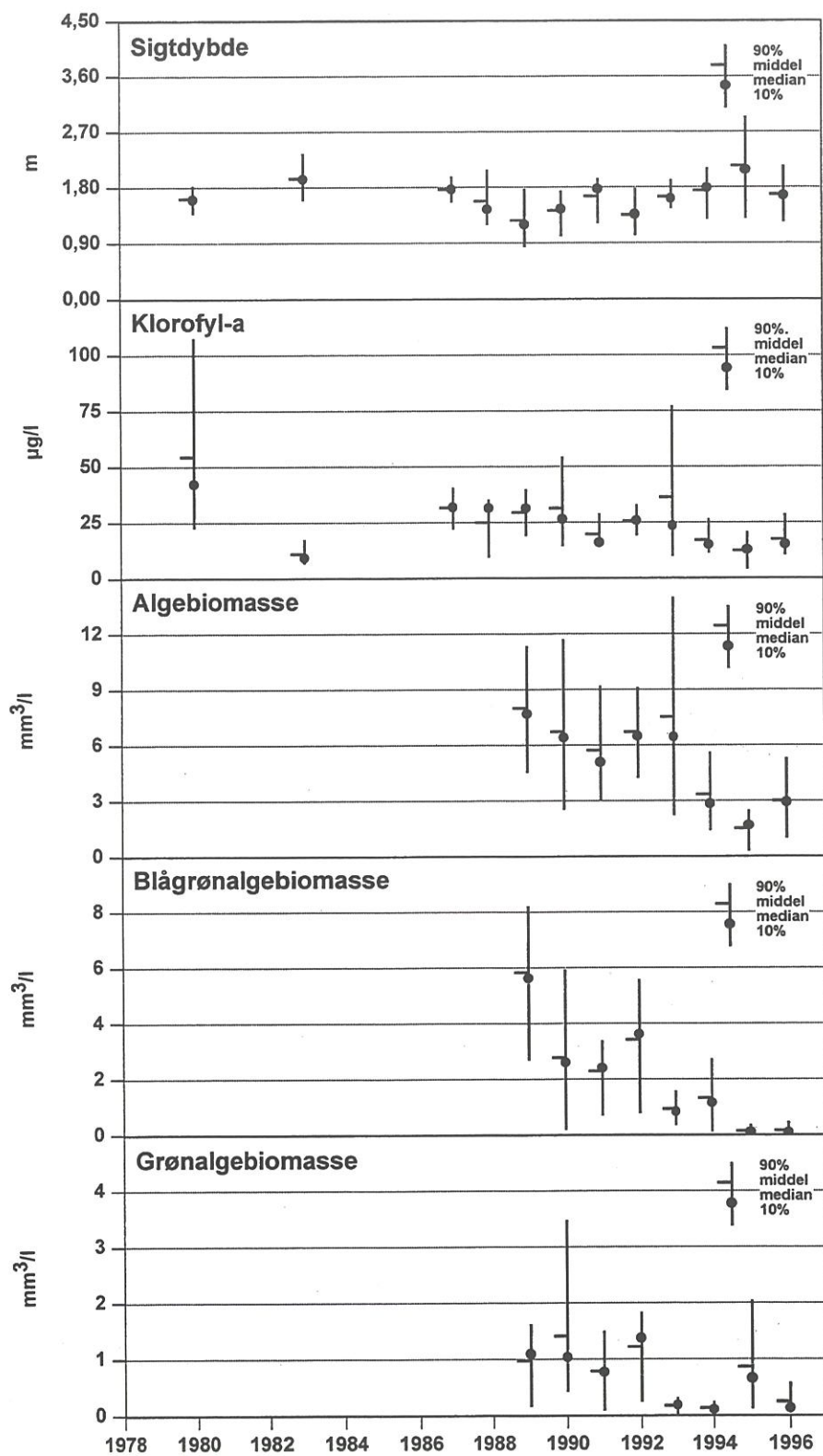
Oversigt over fundne udviklingstendenser i næringsstofniveauet i indløbsvandet til Søholm Sø og i miljøtilstanden i selve søen i perioden 1989-1996 (testet på middel- og medianværdier). Stigninger er angivet som +, mens fald er angivet som -. En høj  $r^2$  viser, at der er en nær sammenhæng mellem den pågældende parameter og tiden. Næringsstofkoncentrationen i indløbsvandet er beregnet som den totale stoftilførsel delt med den overfladiske afstrømning af ferskvand.

Indikator for indløbsvand	Tendens for middel	$r^2$	P
Total-kvælstof	ingen	0,16	0,33
Total-fosfor	ingen	0,01	0,78
Indikator for miljøtilstand	Tendens for middel/median	$r^2$	P
Sigt dybde	+/+	0,56/0,51	0,03/0,05
Total-kvælstof	ingen/ingen	0,006/0,02	0,86/0,73
Opløst uorg. kvælstof	ingen/ingen	0,02/0,03	0,74/0,68
Total-fosfor	-/-	0,58/0,57	0,03/0,03
Opløst uorg. fosfor	-/ingen	0,43/0,25	0,08/0,21
Klorofyl-a	ingen/-	0,39/0,57	0,10/0,03
Planteplanktonbiomasse (vol.)	-/-	0,67/0,72	0,01/0,008
Biomasse af alger < 50 $\mu$ m	-/	0,81/	0,002/
Blågrønalgbiomasse (vol.)	-/-	0,79/0,78	0,003/0,004
Grønalgbiomasse (vol.)	-/-	0,42/0,50	0,08/0,05
Dyreplanktonbiomasse (vol.)	ingen/ingen	0,05/0,01	0,59/0,79
<i>Daphnia</i> -biomasse (vol.)	ingen/ingen	0,24/0,32	0,22/0,15
Græsningstryk, < 50 $\mu$ m (%)	+/+	0,67/0,67	0,01/0,01
Græsningstryk, total (%)	+/+	0,54/0,56	0,04/0,05
Middellængde af cladocerer	ingen/ingen	0,34/0,15	0,13/0,34
Cladocer-indeks	ingen/	0,03/	0,69/

Det fremgår heraf, at der i sommerperioden 1989-1996 har været **stigende sigt dybde, faldende indhold af total-fosfor, planteplankton og blågrønalg**, samt **stigende græsningstryk på algerne**. Resultaterne antyder, at søens planteplankton i stigende grad har været reguleret "fra bunden" af fosforbegrænsning, og at dyreplanktonet i stigende grad har lidt af fødemangel. Denne udvikling har tilsyneladende ikke direkte været forårsaget af ændringer i den eksterne belastning. Også om vinteren har indholdet af total-fosfor i søvandet været

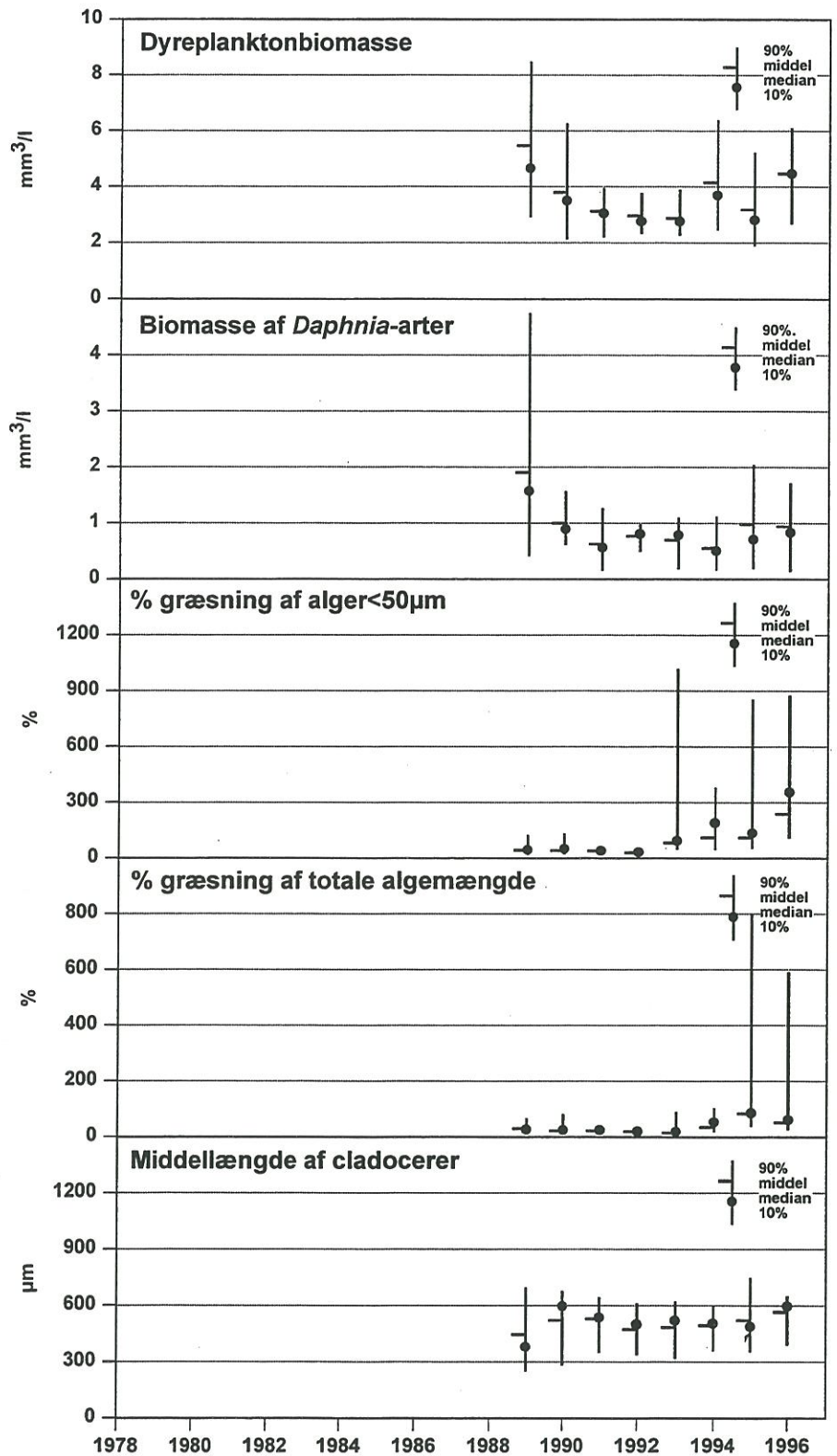


Figur 9.6.1  
Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Søholm Sø, 1980-1996.



Figur 9.6.2  
Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Søholm Sø, 1980-1996.





Figur 9.6.3  
Middel og median værdier, samt 10% og 90% fraktiler for angivne parametre i sommerperioden i Søholm Sø, 1980-1996.

signifikant faldende i perioden 1989-1996 ( $r^2 = 0,58$ ,  $P = 0,029$ ), men heller ikke her er der tilsyneladende sket signifikante ændringer i den eksterne belastning af søen. Det må derfor formodes, at udviklingen er forårsaget af ændringer i søens interne forhold, måske en slags selvforstærkede effekt af, at blågrønalgerne er "gået tilbage".

En tilsvarende dataanalyse for udviklingen i perioden 1980-1996 viser ligeledes et fald i fosforniveau og algemængde (målt som klorofyl) i søvandet, hvorimod ændringen i sigtddybe ikke har vist sig signifikant (se afsnit 5.1). Det skal dog samtidig bemærkes, at datamaterialet er spinklere for de første år (færre måle-gange) end for perioden 1989-1996.

## 9.7 Fremtidig udvikling i miljøtilstanden

Hvis målsætningen for Søholm Sø skal opfyldes, bør sigtddyben i søen være mindst 2-3 m (se iøvrigt afsnit 9.1). Dette medfører bl.a., at der bør forekomme en veludviklet rodfæstet rankegrøde ud til dybder på over 3 m (ydre dybdegrænse 3,7-5,6 m). Samtidig bør rankegrøden indeholde de for søtypen karakteristiske arter af vandplanter.

Fosfor er hvert år i perioder begrænsende for planteplanktonets vækst (se afsnit 9.4.1). En yderligere forbedring af søens tilstand forudsætter, at søvandets fosforindhold bringes endnu længere ned, således at mængden af planktonalger formindskes. Dette kan opnås ved reduktion af den eksterne fosforbelastning, og ved at den interne fosforbelastning efterhånden mindskes.

Ved kombination af fosformodellen og sigtddydemodellen (se afsnit 9.5) er det muligt at beregne, hvor stor sigtddyben vil kunne blive, såfremt søens eksterne fosforbelastning reduceres (se tabel 9.7.1). Det forudsættes dog samtidig, at den interne fosforbelastning er nået ned på et meget lavt niveau, dvs. væsentlig lavere end i dag.

Tabel 9.7.1

Beregnet forventet sigtddybe i Søholm Sø ved det nuværende belastningsniveau og ved forskellige grader af reduktion af fosforbelastningen. Beregningen er udført for en vandføringsvægtet middelkoncentration af den overfladiske stoftilførsel for hele perioden 1989-1996 og er angivet for en middeleholdstid på 1,3 år.

Belastning	(P) <sub>ind</sub> mg/l	(P) <sub>av</sub> mg/l	Beregnet sigtddybe m
Nuværende niveau	0,075	0,035	3,08
5 %'s reduktion	0,072	0,033	3,18
10 %'s reduktion	0,068	0,032	3,29
20 %'s reduktion	0,060	0,028	3,53
30 %'s reduktion	0,053	0,025	3,83

For Søholm Sø vil selv små reduktioner i den eksterne belastning kunne give betydelige forbedringer i søens sigtddybe. Ifølge modelberegningerne kan **reduktion i næringsstofbelastningen på 30%** medføre, at sigtddyben bliver omkring 3,8 m. Selvom modellen måske for denne sø overestimerer sigtddyben med omkring 25 % (se tabel 9.5.3), kan der under ovennævnte forudsætninger forventes en **sigtddybe på mindst 2,9 m**.

Midlerne til opnåelse af en reduktion i den eksterne fosforbelastning omfatter både en formindskelse af udledningen af spildevand fra spredt bebyggelse og

en formindskelse af fosfortilførslen fra arealer med landbrugsdrift. Det forudsættes samtidig, at der ikke forekommer ulovlige landbrugsudledninger til søen.

De omtalte initiativer til reduktion af fosfortilførslen fra arealer med landbrugsdrift vil samtidig medføre en formindskelse af kvælstoftilførslen til søen. En reduktion i såvel kvælstof- som fosfortilførslen fra oplandet vil betyde, at fosforpuljen i søsedimentet hurtigere frigives. Dette hænger for fosfor sammen med, at ligevægten mellem vandfase og søsediment forskydes. Desuden bliver sedimentets evne til at binde fosfor ofte mindre i søer, når nitraten forsvinder tidligt fra bundvandet under springlaget (se også Jensen & Andersen, 1990). En reduktion i den eksterne næringsstofbelastning vil dermed samlet bevirke, at også den interne belastning hurtigere formindskes.

Forbedringer i søens tilstand kan yderligere fremskyndes ved reduktion af den interne belastning ved hjælp af **sørestauring**. En ressourcemæssig overkommelig restaureringsmetode vil i givet fald være bortpumpning af bundvand, når dette sidst på sommeren er særlig beriget med fosfor. Bortpumpning kan ske til Hårby Å nedstrøms for søen. For at sikre, at søens plante- og dyreliv ikke skades ved indgrebet, kan der til enhver tid maksimalt bortpumpes så meget vand, som der netto tilføres søen udefra i den pågældende periode (juli-oktober).

Ud fra en overslagsmæssig beregning baseret på erfaringer fra 1989-1996 kan der med denne metode **fjernes omkring 20-60 kg total-fosfor** i løbet af 4 måneder (se tabel 9.7.2). I praksis vil det formentlig være nødvendigt at tilføre vand fra søtilløbet til søbunden i takt med, at der bortpumpes bundvand (f.eks. i en dybde på 1 m over bunden). Herved sikres, at springlaget ikke brydes, således at opblanding af fosforholdigt bundvand med overfladevand begrænses mest muligt. Forsøg med en sådan fjernelse af fosfor under springlaget er gennemført med succes i visse europæiske og amerikanske søer (Cooke m.fl., 1993).

Tabel 9.7.2  
Oversigt over skønnet fosforfjernelse ved oppumpning af bundvand i Søholm Sø.

År	Netto Q-tilf.	Total P-tilf.	P-frigiv.	Q-bortpump.	P-bortpump.	P-bortpump.	P-bortpump.
	m <sup>3</sup> /4 mdr.	kg/år	kg/6 mdr.	m <sup>3</sup> /4 mdr.	kg/4 mdr.	% af tilf.	% af frigiv.
1989	75200	73	169	75000	53	73	31
1990	296000	114	96	100000	60	53	63
1991	91700	98	110	75000	23	23	20
1992	77000	85	151	75000	53	62	35
1993	299000	101	63	100000	30	30	48
1994	430000	220	32	100000	30	14	94
1995	51000	129	71	50000	30	23	42
1996	40000	50	121	40000	28	55	23



## 10. Referencer

- Anderson, N.J. og B.V. Odgaard, 1994:** Recent palaeolimnology of three shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 275/276: 411-422.
- Birnø, K.E., 1967:** Brev fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser Forureningslaboratorium til Fiskeriforeningen for Arreskov Sø.
- Bosselmann, S. & B. Riemann, 1986:** Zooplankton. I Riemann, B. & M. Søndergaard (eds.): Carbon cycling in eutrophic, temperate lakes. Elsevier Sci. Publ. B.V.: 198-236.
- Canfield, D.E. & R.W. Bachmann:** Prediction of total phosphorous concentrations, chlorophyll a and secchi depth in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 414-423.
- Cooke, G.D., E.B. Welsh, S.A. Peterson & P.R. Newroth, 1993:** Restoration and management of lakes and reservoirs. Lewis Publ., USA, 548 s.
- Dall, P.C., C. Lindegaard & J. Kirkegaard, 1983:** Søernes littoralfauna afspejler eutrofieringsgraden. *Stads- og Havneingeniøren* 2/1983: 43-48.
- Danmarks Miljøundersøgelser, 1994:** Vegetationsundersøgelser i 1994 og 1995. Justeringer til: Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Notat, februar 1994, 6 s.
- Danmarks Miljøundersøgelser, 1996:** Dyrkningspraksis og arealanvendelse. Rapport af en dataindsamling i 46 dyrkede typeoplunde under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Notat, 9 s. + bilag.
- Danmarks Miljøundersøgelser, 1997:** Data om afstrømning i naturoplunde. Brev fra Danmarks Miljøundersøgelser, marts 1997, 6 s.
- Dybbro, T., K.D. Johansen & N.B. Jensen, 1982:** Fuglelokaliteter i Fyns Amt. Ornitologisk Forening, København, 134 s.
- Falk, K., 1990:** Vejledning i metoder til overvågning af fugle. Naturovervågningsrapport fra Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 96 s.
- Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1977:** Limnologisk metodik. Akademisk Forlag, 172 s.
- Fiskeøkologisk Laboratorium, 1993:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram: Fiskebestanden i Arreskov Sø, august 1992. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 67 s. + bilag.
- Fiskeøkologisk Laboratorium, 1994:** Fiskebestandens udvikling og ålefiskeriets muligheder i Arreskov Sø. Notat til Fyns Amt og Arreskov Sø's lodsejerforening. 15 s. + bilag.
- Fiskeøkologisk Laboratorium, 1995:** Fiskebestandens udvikling i Arreskov Sø, 1995. Notat til Fyns Amt. 21 s. + bilag.

**Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997:** Fiskebestandens udvikling i Arreskov Sø, 1996. Notat til Fyns Amt. 20 s. + bilag.

**Fyns Amtskommune & Vandkvalitetsinstituttet, 1974:** Miljøbeskyttelse. Forundersøgelse af søer, moser og nor i Fyns Amt. Fyns Amtskommune, Amtsvandinspektoratet & Vandkvalitetsinstituttet, 39 s. + bilag.

**Fyns Amtskommune, 1976a:** Recipienter - Fåborg Kommune. Målsætning, Recipientkvalitet, Spildevandsplan. Fyns Amtskommune, Vand/miljøafdelingen, 60 s.

**Fyns Amtskommune, 1976b:** Recipienter - Sydlangeland Kommune. Målsætning, Recipientkvalitet, Spildevandsplan. Fyns Amtskommune, Vand/miljøafdelingen, 31 s.

**Fyns Amtskommune, 1977:** Recipientkvalitetsplan. Fyns Amtskommune, Vand/miljøafdelingen, kort 1:100.000, august 1977.

**Fyns Amtskommune, 1980:** Regionplan 80. Retningslinier. Fyns Amtskommune, 39 s. + bilag.

**Fyns Amt, 1986:** Recipientkvalitetsplan. Fyns Amt, Vand/miljøafdelingen, 103 s. + bilag.

**Fyns Amt, 1990:** Langesø, 1989. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Vand/miljøafdelingen, 51 s.

**Fyns Amt, 1991a:** Arreskov Sø, 1990. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Vand/miljøafdelingen, 90 s.

**Fyns Amt, 1991b:** Langesø, 1990. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Vand/miljøafdelingen, 85 s.

**Fyns Amt, 1992a:** Revideret metode til indsamling af vandprøver til vandkemisk undersøgelse i Søholm Sø. Notat fra Fyns Amt, Vand/miljøafdelingen, 3 s.

**Fyns Amt, 1992b:** Overvågning af fugle i Fyns Amt - 1989. Naturpleje/naturovervågning, rapport nr. 7, Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 143 s.

**Fyns Amt, 1994a:** Arreskov Sø 1993. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 111 s.

**Fyns Amt, 1994b:** Langesø, 1993. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 109 s.

**Fyns Amt, 1994c:** Søholm Sø, 1993. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 121 s.

**Fyns Amt, 1994d:** Regionplan 1993-2005. Fyns Amt, 194 s. + bilag.

**Fyns Amt, 1995a:** Arreskov Sø 1994. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 123 s.

**Fyns Amt, 1995b:** Langesø, 1994. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 117 s.

**Fyns Amt, 1995c:** Vandløb 1994. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdeling, 133 s.

**Fyns Amt, 1995d:** Sarup Sø, 1983-93. SØovervågning i Fyns Amt nr. 3. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 61 s.

**Fyns Amt, 1996a (Rugaard, T. & J. Gelsbjerg):** Langesø, 1995. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 114 s.

**Fyns Amt, 1996c (Sode, A. & Gelsbjerg):** Søholm Sø. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 128 s.

**Fyns Amt, 1997a (Wiberg-Larsen, P., S.E. Pedersen, N.H. Tornbjerg, A. Sode, K. Muus & M. Wehrs):** De fynske vandløb 1996. VANDMILJØovervågning. Tema:Ferskvand. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, xx s.

**Fyns Amt, 1997b (Bendixen, I., J.H. Jeppesen & A. Krüger):** Atmosfærisk nedfald 1996. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen, 45 s.

**Hald-Mortensen, P., 1995:** Danske skarvers fødevalg 1992-1994. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 418 s.

**Hansen, A.-M. & F. Ø. Andersen, 1997:** Regulering af planteplanktonets vækst. Vand & Jord 4: 82-84 + 72.

**Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann & P. Andersen, 1992:** Zooplankton i søer - metoder og artsliste. Miljøprojekt nr. 205, Miljøstyrelsen, 114 s.

**Heany, S.I., J.W.G. Lund, H. Canter & K. Gray, 1988:** Population dynamics of *Ceratium* spp. in three English lakes, 1945-1985. *Hydrobiologia* 161: 133-148.

**Hedeselskabet, 1997:** Afstrømningsmålinger i Fyns Amt 1996. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 37 s. + bilag.

**Jensen, H.S. & F.Ø. Andersen, 1990:** Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C4, Miljøstyrelsen, 94 s.

**Jensen, J.P., E. Jeppesen, J. Bøgestrand, A.R. Petersen, M. Søndergaard, J. Windolf & L. Sortkjær, 1994:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Ferske vandområder - søer. Faglig rapport fra DMU nr. 121, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 93 s.



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

**Kommunalteknisk Chefforening Fyn & Fyns Amt, 1995:** Afprøvning af biologiske minirenselanlæg. Kommunalteknisk chefforening Fyn & Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 109 s.

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

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

**Kristensen, P., J.P. Jensen, E. Jeppesen & M. Erlandsen, 1991:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Ferske vandområder - søer. Faglig rapport fra DMU nr. 38, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 104 s. + bilag.

**Kronvang, B. & A.J. Bruhn, 1990:** Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi, 22 s.

**Krüger, 1990:** Korinth renselanlæg. Beregning af forureningsmængder. Faaborg Kommune & Krüger, 41 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1990a:** Arreskov Sø 1989, Phyto- og zooplankton. Notat til Fyns Amt, 11 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1990b:** Langesø 1989, Phyto- og zooplankton. Notat til Fyns Amt, 11 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1990c:** Søholm Sø 1989, Phyto- og zooplankton. Notat til Fyns Amt, 11 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1991a:** Arreskov Sø 1990, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 12 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1991b:** Langesø 1990, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 12 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1991c:** Søholm Sø 1990, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1992a:** Arreskov Sø 1991, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1992b:** Langesø 1991, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1992c:** Søholm Sø 1991, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1993a:** Arreskov Sø 1992, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1993b:** Langesø 1992, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1993c:** Søholm Sø 1992, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 15 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1994a:** Arreskov Sø 1993, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1994b:** Langesø 1993, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1994c:** Søholm Sø 1993, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 15 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1995a:** Arreskov Sø 1994, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1995b:** Langesø 1994, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 15 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1995c:** Søholm Sø 1994, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 15 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1996a:** Arreskov Sø 1995, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1996b:** Langesø 1995, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 15 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1996c:** Søholm Sø 1995, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1997a:** Arreskov Sø 1996, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1997b:** Langesø 1996, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1997c:** Søholm Sø 1996, Plante- og dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 17 s. + bilag.

**Miljøbiologisk Laboratorium, 1997d:** Brændegaard Sø, 1996. Dyreplankton. Notat til Fyns Amt, 9 s. + bilag.

**Miljøstyrelsen, 1983:** Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del 1. Vandløb og søer. Vejledning nr. 1/1983, Miljøstyrelsen, 89 s.

**Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1988:** Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988, teknisk rapport nr. 21, 59 s.

**Moeslund, B., P. H. Møller, J. Windolf og P. Schriver, 1993:** Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. - Teknisk Anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 6, 45 s.

**Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, 1992a:** Fiskebestanden i Søholm Sø, 1988. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 87 s.

**Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, 1992b:** Fiskebestanden i Langesø, 1989. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 93 s.

**Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, 1994:** Fiskebestanden i Søholm Sø, august 1993. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 131 s.

**Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, 1995:** Fiskebestanden i Langesø, 1994. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 93 s.

**Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann, 1990:** Fiskeundersøgelser i søer: Overvågningsprogram. Undersøgelser, fiskeredskaber og metoder. - Danmarks Miljøundersøgelser, teknisk anvisning nr. 3, 60 s.

**Olesen, J.E., H.E. Mikkelsen & E. Friis, 1991:** Meteorologiske målemetoder i jordbrugs- og miljøforskningen. Tidsskrift for Planteavl specialserie, beretning nr. 2112, 94 s.

**Olrik, K., 1991:** Planteplankton - metoder. Miljøprojekt nr. 187. Miljøstyrelsen, 108 s.

**Otterstrøm, C.V., 1927:** Notat om Langesø, 12.-15. oktober 1927. -Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 14 s.

**Otterstrøm, C.V., 1939:** Notat om Søholm Sø, 14.-17. maj 1939. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 5 s.

**Petersen, J.B., 1950:** Beretning om en botanisk undersøgelse af Arreskov Sø. Djur och Natur 5. årg.: 130-134.



**Skov, H., T. Ellermann, O. Hertel, O.H. Manscher & L.M. Frohn, 1996:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Atmosfærisk deposition af kvælstof. Faglig rapport fra DMU nr. 173, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, bilagsrapport, 282 s.

**Søndergaard, M., J. Bøgestrand, R. Schriver, T. Lauridsen, E. Jeppesen, S. Berg & P.H. Møller, 1993:** Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten. Biomanipulationsforsøg i Stigsholm Sø. Faglig rapport fra DMU nr. 77, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 68 s.

**Vollenweider, R.A., 1976:** Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

**Wiberg-Larsen, P., S.E. Pedersen, H.M. Madsen, J. Knudsen, F.G. Larsen & N.B. Adamsen, 1994:** Renere vandløb på Fyn. Vand & Jord 1: 10-13.

**Windolf, J., E. Jeppesen, M. Søndergaard, J.P. Jensen & L. Sortkjær, 1993:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Ferske vandområder - Sær. Faglig rapport fra DMU nr. 90, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 129 s.

**Zaret, T.M., 1980:** Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven, 180 s.







