

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Nr. C9 1990

Eutrofierings- modeller for søer



Miljoministeriet **Miljøstyrelsen**

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen
Nr. C9 1990

Eutrofierings- modeller for søer

Peter Kristensen, Jens Peder Jensen
og Erik Jeppesen
Danmarks Miljøundersøgelser

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen



Indholdsfortegnelse

0. Sammenfatning	5
1. Indledning	11
2. Oversigt over anvendte symboler og forkortelser	15
2.1 Morfometriske og vandbalancesymboler	15
2.2 Vandkemiske og biologiske symboler	15
2.3 Statistiske og matematiske symboler	15
3. Databaserne	17
4. De danske sør: type, tilstand og udvikling	21
4.1 Resultater og diskussion	21
5. Udviklingen i næringsstofindholdet i sedimentet	25
5.1 Resultater og diskussion	25
6. Sammenhænge mellem belastning, tab og søkoncentration (fosfor)	31
6.1 Materialer og metoder	31
6.2 Resultater	34
6.3 Diskussion	44
7. Sammenhænge mellem belastning, tab og søkoncentration (kvælstof)	49
7.1 Datagrundlag	49
7.2 Resultater	50
7.3 Diskussion og konklusion	54
8. Sigtdybde og klorofylkoncentration i relation til næringsstofniveau	59
8.1 Datagrundlag	59
8.2 Resultater	61
8.3 Diskussion og konklusion	65
9. Sammenhænge mellem næringsstofniveau og biologisk struktur	69
9.1 Metoder	69
9.2 Resultater og diskussion	70
9.2.1 Planteplanktonmængden og sammensætningen	70
9.2.2 Dyreplanktonmængden og sammensætningen	77
9.2.3 Fiskesammensætningen	81
9.2.4 Dybdegrænsen for undervandsvegetationen	82
9.3 Samlet vurdering	84
10. Indsvingning efter en belastningsreduktion	89
10.1 Metoder og databeskrivelse	89
10.2 Resultater	94
10.3 Diskussion	104
10.4 Sammenfatning	109
11. Referencer	111
Registreringblad	120



0. Sammenfatning

I nærværende projekt er der foretaget en vurdering af miljøtilstanden i de danske sører og dens udvikling i de sidste 15-20 år. Derudover er der foretaget en test af forskellige modellers evne til at beskrive sammenhængene mellem næringsstofbelastning og næringsstofkoncentration, og mellem næringsstofkoncentrationen og miljøtilstanden i danske sører.

Modeller

Nogle af de eksisterende modeller har kunnet anvendes på danske sører direkte eller med mindre justeringer. På en række felter er der imidlertid opstillet helt nye relationer. Dette gælder sammenhænge mellem kvælstofbelastning, kvælstofkoncentrationen i søen ($Nsø$) og kvælstoftab og modeller, som beskriver indsvingningsforløbet for næringsstofkoncentrationer i sører efter en belastningsreduktion. Endvidere er der opstillet relationer mellem næringsstofniveau og den biologiske struktur, udtrykt ved sammensætningen af planktonalger, dyreplankton og fisk samt ved dybdegrænsen for undervandsplanter.

Den danske søtype

De danske sører er karakteriseret ved at være relativt små og lavvandede samt ved at have en kort opholdstid. Desuden er de oftest hårdt belastede med næringsstofferne N og P. Vandets gennemsigtighed er derfor lille. 65% af sørerne havde således en sigtdybde, som var lavere end 1 m, medens den i kun 10-14% var større end 2 m. På trods af, at der i nogle sører er sket mærkbare forbedringer i sørernes tilstand efter en reduktion i næringsstoftilførslen, kunne der på hele datamaterialet ikke eftervises nogen ændring i sigtdybden fra begyndelsen af 70'erne til midten af 80'erne.

Fosfor

Fosfortilførsel til de danske sører var høj, i gennemsnit $13 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (median = $2,5 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) for 131 undersøgte sører. I gennemsnit blev 25% af den tilførte P tilbageholdt i sørerne (median = 36%). 21 modeller, som beskriver sammenhængen mellem P-belastning og fosforkoncentrationen i søen ($Psø$), blev testet. Fire modeller viste sig at være bedre end de øvrige og lige gode; det kunne ikke opstilles nye relationer, som bedre end disse fire kunne beskrive materialet fra de 131 sører. Modellerne var dog ikke i stand til at beskrive årsmiddelkoncentrationen af P i sører med kort men sæsonvarierende opholdstid og samtidig sæsonvarierende P i søen og i tilløbene (P_i). I disse sører kan $Psø$ kun bestemmes, hvis sæsonvariation i vandtilstrømning og P_i inddrages.

Kvælstof

Kvælstoftilbageholdelsen i de danske sører var høj, i gennemsnit 43% af belastningen. Heraf blev

33% denitrificeret, medens de resterende 10% blev akkumuleret i søbunden. Det var specielt overraskende, at de hurtigt gennemstrømmede søer med middelopholdstider på under 1 måned også havde et højt tab af N. Dette afspejles også i de empiriske modeller for sammenhængene mellem tilførsel af N og Nsø. Ni kunne således forklare 50% af variationen i søkoncentrationen, og kun den hydrauliske opholdstid og middeldybden kunne i beskeden omfang yderligere bidrage til en forbedring af relationen (henholdsvis 11% og 2%). Modellerne opstillet på data fra 69 søer blev testet med et godt resultat på data fra 98 andre søer. I gennemsnit var afvigelserne kun 2-8%, medens tre udenlandske modeller på det samme datamateriale viste afvigelser på henholdsvis 18, 51 og 153%.

Modellerne kunne også give en tilfredstillende beskrivelse af effekten af en 40% reduktion i belastningen af N i Søbygård Sø. Det procentiske tab af N i Søbygård Sø varierede mellem 38 og 53% og blev ikke ændret ved belastningsreduktionen. Tabet af N varierede over året med relativt lave procentiske tab (23%) i vinterperioden og høje værdier i sensommeren (65%).

Det høje tab af N, også i søer med forholdsvis kort opholdstid, giver et fingerpeg om, at en retablering af vådområder, som i stort antal er forsvundet siden århundredeskiftet, vil kunne reducere N-transporten fra land til de kystnære områder og havet.

Sigtdybde og totalfosfor

Ud fra kendskab til næringsstofkoncentrationerne i sørsvandet kan sigtdybden og en række biologiske parametre bestemmes. Der blev fundet en eksponentiel sammenhæng mellem sigtdybden og totalfosfor-koncentrationen samt middeldybden, således at sigtdybden blev mindre ved stigende P-koncentrationer og aftagende middeldybde. Middeldybdens indflydelse kan forklares ved en forskel i betydningen af resuspension af sedimentet, idet der blev fundet en god sammenhæng mellem sigtdybden og koncentrationen af suspenderet stof. Sigtdybden er således i lavvandede søer både bestemt af planktonalger og ophvirvlet bundmateriale. Sammenhængen mellem sigtdybden og klorofyl a var ringe og ikke dybdeafhængig.

Dybdeafhængighed

Der er foretaget en detaljeret beskrivelse af plantoplanktonets sammensætning på grundlag af semikvantitative data fra omkring 300 danske søer. Dominansen af de forskellige algeklasser ændredes markant ved forskellige næringsstofniveauer. Med stigende Psø skete der først et skift fra dominans af gulgrønalger i retning af kiselalger og kvælstoffikserende blågrønalger og dernæst til ikke-kvælstoffikserende blågrønalger og ved de

højeste næringsstofkoncentrationer sluttelig grønalger.

Kvælstoffiksering

Det har været hævdet, at blågrønalgerne favoriseres af lavt N:P-forhold, fordi de kvælstoffiksrende arter kan kompensere for den manglende N ved at optage atmosfærisk N. I den lavgandede danske sø dominerede de kvælstoffiksrende blågrønalger imidlertid ikke ved specielt lave N:P-forhold i sørsvandet eller i østvandene eller ved specielt lave nitratkoncentrationer. Resultaterne tyder derimod på, at de kvælstoffiksrende blågrønalger fortrinsvis er styret af P-niveauet, og at de især dominerer i P-intervallet $0,05-0,25 \text{ mg P l}^{-1}$. Ved lave N:P-forhold var især grønalger og ikke kvælstoffiksrende blågrønalger mere dominerende.

Dyreplankton

Sammensætning og mængde af dyreplankton ændredes med ændringer i P-niveauet. Blandt det filtrerende krebssyrsplankton var de calanoide vandlopper antalsmæssigt dominerende ved lave P-koncentrationer, medens cladocerer som snabeldafnier og dafnier dominerede ved højere P-koncentrationer. Mængden af filtrerende krebssyrs steg dog ikke proportionalt med mængden af planterplankton, målt som klorofyl a, hvilket skyldtes et øget predationstryk fra fisk med stigende P-niveau og for nogle søers vedkommende også en forøgelse i dominansen af blågrønalger, der kan hæmme krebssyrsplanktonet.

Fisk

Fiskebestandens sammensætning ændredes markant med ændringer i P-niveauet i sørsvandet. Der blev fundet en Monod-lignende sammenhæng mellem P-indholdet og forholdet mellem planktivore fisk som skalle og brasen, og de planktivore fisk plus rovfiskene (alle $>10 \text{ cm}$), således at rovfiskene dominerede ved lave P-koncentrationer, medens de planktivore fisk var totalt dominerende ved høje P-niveauer. Tærskelniveauet, over hvilket antallet af planktivore fisk ($>10 \text{ cm}$) udgjorde mere end 80%, var $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, medens halvmætningsniveauet for monodudtrykket var $22 \mu\text{g P l}^{-1}$ (50% dominans af begge grupper).

Undervandsplanter

Undervandsplanternes dybdegrænse aftog eksponentielt med stigende Psø. Dette kunne forklares ved, at sigtdybden aftog med stigende P-koncentration. Der blev således fundet en lineær sammenhæng mellem sigtdybden og undervandsplanternes dybdegrænse. Planterne nåede i danske søer ud til en dybde svarende til ca. 1,1 gange sigtdybden, hvor lysintensiteten er reduceret til ca. 8% af overfladeniveauet. Undervandsplanterne kan selv medvirke til at forbedre lysforholdene og dermed på en selvforstærkende måde medvirke til en forbedring af deres egne levevilkår. Resultaterne

fra de danske sører understreger betydningen af de indirekte processer, hvor sigtdybden kan forbedres markant i sører med udbredt undervandsvegetation på trods af et fortsat højt næringsstofniveau i svændet. Blandt sører med P-koncentrationer større end ca. $50 \mu\text{g P l}^{-1}$ var sigtdybden generelt højere i sører med en stor arealdækning af undervandsplanter >30% end i sører uden eller med lav arealdækning af undervandsplanter.

Dækningsgrad i
små og store
sører

Mulighederne for at oppebære en stor dækningsgrad af undervandsplanter var også afhængig af søarealet. Sører med et lille areal (<3 ha) kunne tilsyneladende oppebære en stor arealdækning og samtidig ofte også en bedre sigtdybde ved højere P-koncentrationer (op til $650 \mu\text{g P l}^{-1}$) end de lidt større sører (>10 ha). I de større sører blev der ikke fundet udbredt undervandsvegetation og samtidig høj sigtdybde ved P-koncentrationer højere end ca. $150 \mu\text{g P l}^{-1}$.

Biologisk
struktur

Ved at kombinere resultaterne fra det foregående fås et godt billede af ændringerne i den biologiske struktur i lavvandede sører ved ændringer i P-niveauet. Ved lave P-koncentrationer er sørerne karakteriseret ved en lav biomasse af planktonalger og ringe betydning af blågrønalger. Sigtdybden var følgelig høj, undervandsplanterne kan kolonisere til stor dybde - ofte til maksimumsdybden, og fiskebestanden domineres af rovfiskene, gedde og aborre, på bekostning af de planktivore fisk som skalle og brasen. Med stigende P-niveau sker der en markant forandring i den biologiske struktur og vandets klarhed. Mængden af planktonalger øges og følgeligt aftager dybdegrænsen for undervandsplanternes udbredelse.

De planktivore fisk favoriserer i forhold til rovfiskene. Ved $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$ nås et tærskelniveau, over hvilket fiskebestanden totalt er domineret af planktivore fisk, og undervandsplanterne findes kun i bredzonen eller forsvinder helt fra sørerne. Planktonalgerne optræder i stigende mængde og er ofte domineret af blågrønalger, og sigtdybden er følgeligt lav. Ved meget høje P-niveauer ($>1 \text{ mg P l}^{-1}$) opstår der ustabilitet i den biologiske struktur, bl.a. som følge af periodiske fiskedrab eller skiftende rekryteringsucces hos de planktivore fisk, som følge af dårlige iltforhold under is om vinteren.

Det er således vigtigt, at P-niveauet i de lavvandede sører bringes ned under tærskelniveauet på $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, således at den klarvandede tilstand kan etableres.

Reduktion af
belastningen

Søers reaktion på reduceret belastning blev beskrevet ud fra en analyse af data fra 27 sører. P-

Intern belastning

koncentrationen i søvandet faldt markant efter en reduktion i belastningen, og det relative fald var efter 8-10 år af samme størrelse eller lavere end faldet i belastningen. I søerne med lang hydraulisk opholdstid skete indsvingningen hurtigere end man skulle forvente ud fra en simpel udømning af "overskudspuljen" i søvandet, hvilket kan forklares ved, at en del af denne pulje sedimenterede. I søerne med kort opholdstid var forholdet omvendt på grund af en ofte stor P-frigivelse fra sedimentet (intern belastning). Denne forskel kunne bl.a. forklares ved, at de hurtigt gennemstrømmede søer ofte havde en større overfladebelastning med større akkumulering af P i sedimentet i belastningsperioden og dermed større frigivelse efter belastningen som resultat. Opgjort i antal opholdstider efter belastningsreduktionen var indsvingningstiden således 10-100 gange større i de hurtigtgennemstrømmede søer, og af samme størrelse som i de langsomt gennemstrømmede søer, hvis opgørelsen blev baseret på antallet af år efter P-reduktionen.

Biologisk træghed

Foruden af intern belastning kan søernes indsvingningstid også blive forsinket af træghed i det biologiske system. Især de planktivore fisk, som skalde og brasen, kan i kraft af deres relativt lange levetider fastlåse en dårlig tilstand i en årrække på trods af en ændring i belastningen. Dette er illustreret med et eksempel fra Væng Sø, hvor en opfiskning af 50% af disse fisk førte til en markant forøgelse i indsvingningshastigheden mod en ny ligevægt. For at fremme tilstandsforbedringen, kan et indgreb i fiskebestanden derfor komme på tale. Det er diskuteret, hvornår et indgreb i fiskebestanden kan være et nyttigt hjælpeværktøj i forbindelse med belastningsreduktioner, og det blev konkluderet, at $P_{\text{Sø}}$ i de lavvandede søer skal være lavere end $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, før der kan forventes en varig effekt. I dybe søer skal koncentrationen formentlig være betydeligt lavere.

1. Indledning

Empiriske modeller, som beskriver tilstanden i søer i relation til næringsstofkoncentration

I de seneste to årtier er der blevet udviklet en lang række empiriske modeller for sammenhængen mellem næringsstofbelastning og søernes eutrofieringstilstand målt som indhold af næringsstoffer og algepigment (klorofyl a) samt vandets gennemsigtighed (f.eks. OECD, 1982; Sas, 1989). Desuden er der blevet udviklet modeller, som beskriver næringsstoftilbageholdelse og næringsstoftabet i søerne som funktion af den eksterne belastning, søernes morfometri og vandgennemstrømning (f.eks. Vollenweider, 1969; Dillon & Rigler, 1974; Canfield & Bachmann, 1981). Følles for de nævnte modeller er, at de beskriver forholdene i en ligevægtssituation, som fremkommer, når søerne igennem en længere periode har været utsat for omrent den samme næringsstoftilførsel. Derimod er modellerne ikke egnede til at beskrive, hvordan tilstanden i søerne samt tabsprocesserne udvikler sig i en overgangsfase efter en ændring i den eksterne belastning, og de kan heller ikke anvendes til at forudsige varigheden af overgangsperioden.

Ringé viden om effekten af en reduktion i næringsstofbelastningen

Medens der generelt er en betydelig viden om, hvordan søer udvikler sig, når næringsstofbelastningen gradvist forøges, er der hidtil kun foretaget få undersøgelser af effekten af reduceret næringsstofbelastning. Følgeligt findes der også kun få tværgående sammenstillinger af resultater, og disse sammenstillinger er i sagens natur alle baseret på relativt få søer (Ryding, 1981; Rast et al., 1983; Cullen & Forsberg, 1988; Sas, 1989; Marsden, 1989).

Den danske ø ikke typisk

Som det vil fremgå af kapitel 3, er de danske søer karakteriserede ved at være små, lavvandede og ved at have et hurtigt vandskifte. Denne øtype afviger markant fra øtypen i næsten alle andre undersøgelser, hvor der er etableret empiriske modeller for sammenhængen mellem næringsstofbelastning og eutrofieringstilstand. Man kunne derfor forvente, at modellerne ikke direkte kunne overføres til danske forhold. Brøgger & Heintzelmann (1979) foretog i slutningen af 70'erne en tilpasning af de eksisterende modeller til danske forhold, men på daværende tidspunkt var datamatrialen beskedent og havde efter danske forhold overvægt af relativt store og dybe søer. Siden er der imidlertid tilvejebragt et omfattende datamaterial fra danske søer, især på grund af de rutinemæssige undersøgelser, amtskommunerne har foretaget i de seneste 15 år. Muligheden var derfor tilstede for at revurdere modellerne og endvidere opstille nye modeller for indsvingningen efter en

belastningsreduktion og udvikle relationer mellem den biologiske struktur i søerne og næringsstof-niveauer. Da disse modeller kunne forventes at blive et vigtigt redskab i vurderingen af effekterne af forskellige tiltag over for den eksterne belastning og yderligere kunne give informationer om søernes evne til at tilbageholde næringsstoffer, blev nærværende projekt igangsat som et af de mange led i NPo-forskningsprogrammet.

Projektets formål

Formålet med projektet har været

- at give en oversigt over tilstanden i de danske sører pr. 1986 og udviklingen over den seneste 10-årsperiode
- at revurdere de eksisterende modeller for sammenhænge mellem den eksterne tilførsel af P og N til sører og deres respons med hensyn til algemængde (klorofylindhold) og vandets gen-nemsigtighed, idet der søges etableret mere specifikke sammenhænge for sører med forskellige morfometriske forhold og vandgennemstrømningstider
- at beskrive eventuelle forskelle i søernes respons på henholdsvis stigende og faldende næringsstoftilførsel
- at beskrive sammenhænge mellem den interne næringsstofbelastning (frigørelse fra søbunden) og den tidligere og nuværende eksterne belastning, morfometriske forhold, vandgennemstrømningstid, sedimentsammensætning samt den biologiske struktur i søernes frie vandmasser
- at etablere nye typer simple sømodeller til beregning af den fremtidige udvikling i eutrofieringen af danske sører ved ændringer i den eksterne næringsstofbelastning. I modellerne indgår både de sammenhænge, som er beskrevet i de ovennævnte hovedformål, og informationer fra andre NPo-projekter.

Publikationer i tilknytning til projektet

Rapporten er et koncentrat af resultaterne, som foreligger på artikelform, i forskellige tekniske rapporter samt i 2 tidligere udsendte statusrapporteringer for projektet. Artikler, der helt eller i vid udstrækning er baseret på resultaterne fra projektet, er angivet i tabel 1.1.

Desuden er resultaterne benyttet i yderligere en række rapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser samt Fosforreddegørelsen (Miljøstyrelsen, 1988) ligesom amtskommunerne og konsulentfirmaer har gjort flittig brug heraf, ikke mindst i forbindelse med den første rapportering af resultater

fra overvågningssøerne som et led i vurderingen
af konsekvenserne af Vandmiljøplanen.

TABEL 1.1

Internationale artikler:

- /1/ Jensen, H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen & A. Skytthe, submitted: The ratio between iron and phosphorus in surface sediment as a predictor of aerobic phosphate release from the sediment in shallow Danish lakes. - *Hydrobiologia*.
- /2/ Jensen, J.P., P. Kristensen & E. Jeppesen, in press: Relationships between nitrogen loading and in-lake concentrations in shallow Danish lakes. - *Verh. int. Ver. Limnol.*
- /3/ Jensen, J.P., E. Jeppesen, P. Kristensen, P.B. Christensen & M. Søndergaard, submitted: Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygård, Denmark). - Ripl, W. & J.-G. Kohl (eds.) *Processes and balances of nitrogen cycle of shallow waters*. - *Int. Revue gesamt. Hydrobiol.*
- /4/ Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Mortensen, P. Kristensen, B. Riemann, H.J. Jensen, J.P. Müller, O. Sortkjær, J.P. Jensen, K. Christoffersen, S. Bosselmann & E. Dall, 1990: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish casestudies. *Hydrobiologia* (in press).
- /5/ Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær & K. Clerk 1990: Fish manipulation as a lake restoration tool, in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. - *Hydrobiologia* (in press).
- /6/ Jeppesen, E., P. Kristensen, M. Søndergaard & J.P. Jensen, submitted: Resilience in the recovery of shallow Danish lakes due to internal loading and homeostasis in biological structure. Duration, determining factors and methods used for reduction. - *Mem. Ist. Ital. Idrob.*
- /7/ Kristensen, P., M. Søndergaard, E. Jeppesen & S.O. Dall, submitted: Resuspension in a shallow hypertrophic lake. - *Hydrobiologia*.

Danske artikler og rapporter

- /8/ Jensen, J.P., E. Jeppesen, P. Kristensen & S.N. Nielsen, 1990: Biologiske strukturmodeller for lavvandede søer. Status for fase 1 og 2. Rapport til Miljøstyrelsen. 53 sider samt figurbilag.
- /9/ Jeppesen, E., M. Erlandsen og S. Dall, 1986: Tidsserier af vandets gennemsigtighed - en effektiv metode til vurdering af ændringer i miljøtilstanden i søer. - *Vand & Miljø* 4: 146-149.
- /10/ Jeppesen, E., P. Kristensen, M. Søndergaard, O. Sortkjær og E. Dall, 1987: Lavvandede, hurtigt gennemstrømmede søers reaktion på en nedsat fosforbelastning. - *Vand & Miljø* 4: 173-177.
- /11/ Jeppesen, E., M. Søndergaard, H. Jerl Jensen og J.P. Müller, 1990: Restaurering af søer ved indgreb i fiskebestanden. Status for igangværende undersøgelser. Del 1: Sammenfattende vurdering. - *Danmarks Miljøundersøgelser*. 73 sider.
- /12/ Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær, A.-M. Hansen og J. Windolf, 1989: Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. - *Vand & Miljø* B: 349-349.
- /13/ Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Mortensen, P. Kristensen, J.P. Jensen, O. Sortkjær, T.M. Iversen & E. Dall, 1990: Sørestaurering som naturgenopretning. - I: *Årsrapport '89. Danmarks Miljøundersøgelser*: 38-43.
- /14/ Kristensen, P. og E. Jeppesen, 1988: Vore søer har det skilt. - *Kaskelot* 80: 20-25.
- /15/ Kristensen, P. og E. Jeppesen, 1987: Revurdering af simple sømodeller. NPO-projekt 4.5. - *Statusrapport til Miljøstyrelsen*: 19 sider samt oversigtsbilag.
- /16/ Kristensen, P., E. Jeppesen og M. Søndergaard, 1988. Fosforindholdet i sedimentet i danske søer. - I "Årsrapport 1987" fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium: 18-26.
- /17/ Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen, 1988: Revurdering af simple sømodeller. NPO projekt 4.5. - *Midtvejsrapport til Miljøstyrelsen*: 15 sider samt oversigtsbilag.

Taksigelser Vi vil benytte lejligheden til at takke amtskommunerne og forskningsinstitutioner, der velvilligt har stillet data til rådighed for projektet. Ansatte ved amterne såvel som ved Danmarks Miljøundersøgelser, afdeling for Ferskvandsøkologi og andre forskningsinstitutioner har været store inspirationskilder under projektforløbet. Endelig vil vi takke NPo-sekretariatet for godt samarbejde.

2. Oversigt over anvendte symboler og forkortelser

2.1 Morfometriske og vandbalancesymboler

A : Søareal (km^2).
qs: Afstrømningshøjde (m år^{-1}).
Tw: Opholdstid (år).
Z : Middeldybde (m).

2.2 Vandkemiske og biologiske symboler

Ni: Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof i søtilløb (mg N l^{-1}).
Nsø: Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof i svævet (mg N l^{-1}).
Pi: Årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor i søtilløb ($\mu\text{g P l}^{-1}$).
Psø: Årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor i svævet ($\mu\text{g P l}^{-1}$).
Fosforretentionskoefficient:
$$Rp = (Pi - Psø)/Pi.$$

Lp: Årlig fosforbelastning pr. søareal (mg P $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$).
Pind: Fosfortilførsel (ton år^{-1}).
Pud: Fosforfraførsel (ton år^{-1}).
Qind: Vandtilførsel ($10^6 \text{ m}^3 \text{år}^{-1}$).
CHL: Sommermiddel klorofyl a koncentrationen ($\mu\text{g CHL l}^{-1}$).
SD: Sommermiddel sigtdybde (m).
SS: Sommermiddel suspenderet stof (mg SS l^{-1}).
N:P: Forholdet imellem sommermiddel totalfosfor og totalkvælstof.

2.3 Statistiske og matematiske symboler

Gns.: Aritmetisk gennemsnit.
Std.Dev.: Standardafvigelse.
Std.Err.: Standard error (Standard fejl).
Min.: Minimumsværdi.
Max.: Maximumsværdi.
Median: Medianværdi 50%-fraktilen for en fordeling.
 r^2 : »Regressionskoefficient«, dvs. andelen af variation forklaret ved en given regression.
P: »P-værdi«, Sandsynligheden for accept af en given nulhypotese.
C.L.: Konfidensinterval omkring en middelværdi, et parameterestimat e.lign.
/: Divisionsteogn.
*: Gangeteogn.
**: Eksponering (*Opløftet i*).

sqrt: Kvadratrod.
q1: Første kvartil (25% percentil).
q3: Tredje kvartil (75% percentil).

3. Databaserne

Datagrundlag
og databaser

I forbindelse med projektet er der indsamlet data fra amtskommunernes og enkelte kommuners recipienttilsyn samt data fra både Danmarks Miljøundersøgelser egen og andre danske forskningsinstitutioners søundersøgelser. Dataene er lagret i følgende fem databaser, der er oprettet som led i projektet:

- a. Generel sø- og stationsbeskrivelse
- b. Vandkemiske og fysiske målinger
- c. Sedimentkemiske målinger
- d. Næringsstofbelastning af og massebalancer for sørerne
- e. Planteplankton.

Variable, som er lagret i de 5 databaser, er vist i tabel 3.1.

I det følgende vil der blive givet en kort oversigt over de 5 databaser. For en mere udførlig beskrivelse henvises til /15/, /17/.

Oplysninger
om databasen

a. Generel sø- og stationsbeskrivelse.
Databasen indeholder basisoplysninger om de sører, som er lagret i de øvrige databaser. Der er eksempelvis registreret oplysninger om sørernes areal, middeldybde og oplandsareal. Der er i denne database oplysninger fra omkring 600 sører.

b. Vandkemiske og fysiske målinger i sørerne.
Databasen indeholder vandkemiske og fysiske målinger fra omkring 500 sører. Den geografiske fordeling af sørerne er vist i tabel 3.2. Der er desuden vist antal år med målinger og antallet af datoer med prøvetagninger. Der er i øjeblikket omkring 13.250 datoer med prøvetagninger fra i alt 1821 år. En del af disse år omfatter dog kun få prøvetagningsdatoer.

Omkring 60% af sørerne i vandkemidatabasen har et overfladeareal på mindre end 20 ha (tabel 3.3). Alligevel er de små sører underrepræsenterede i forhold til fordelingen af sører i Danmark. Der er ligeledes flere år med målinger fra de større sører, hvorfor de større sører generelt er overrepræsenterede i det indsamlede datamateriale.

c. Sedimentkemiske målinger i sørerne.
I sedimentkemidatabasen findes der analyser for sedimentkemiske variable fra 203 sører. Der er i alt ca. 2100 målinger, hvoraf de 1150 dog stammer fra to undersøgelser i henholdsvis Søbygård Sø og Brabrand Sø.

Tabel 3.1. Tabel over de variable der er lagret i de fem databaser.

Generel stations- beskrivelse	Vandkemiske og fysiske målinger	Sedimentkemiske målinger	Næringsstof- belastning	Planteplankton undersøgelser
Specifikt sørn. Amt	Specifikt sørn. Stationssummer	Specifikt sørn. Stationssummer	Specifikt sørn. År	Specifikt sørn. Stationssummer
Kommune	Dato og tid	Dato og tid		Dato og tid
Vandløbssystem	Prøvetagningsdybde	Prøvetagningsdybde		
Afstrømningsområde	Salinitet	Antal Prøver	Vandføring til	Amtsrapport
UTM koordinater	Sigtdybde	Dybde fra	Vandføring fra	Personkode
Til- og afleb	Vandtemperatur	Dybde til	COD til	Metodekode
Amtsstationssummer	pH	Tørvægt	COD fra	Indexkode
Seareal	Totalalkalinitet	Glaedetab	Kvælstof til	Algeklasse
Middeldybde	Ilt	Totalkvælstof	Kvælstof fra	Algeorden
Maximaldybde	Silikat	Totalfosfor	Fosfor til	Algeslægt
Volumen	Ammonium-N	Adsorberbar fosfor	Fosfor fra	Algeart
Opholdstid	Nitrat+Nitrit-N	Jernbundet fosfor		Index
Oplandsareal	Totalkvælstof	Kalciumbundet- fosfor		
Oplandsudnyttelse	Fosfat-P	Totalfosfor		
Lagdelingsforhold	Totalfosfor	Totaljern		
Undervandsvegetation	Klorofyl a	Totalkalcium		
Målsætning i.h.t.	Suspenderet stof			
recipientkvalitets- planlægningen	Partikulært COD			
	Max. primærproduktion			
	Intg. primærproduktion			

Tabel 3.2. Geografisk oversigt over søer i vandkemi-databasen (25/7 1988) samt informationer om prøveantallet. 4.200 prøvetagningsdatoer i Århus amt indeholder kun sigtdybden (Silkeborg kommunes målinger i 16 søer).

AMT	ANTAL SØER	ANTAL ÅR MED MÅLINGER	ANTAL PRØVETAGNINGS- DATOER
Københavns amt	5	98	1316
Frederiksborg amt	70	97	725
Roskilde amt	16	35	182
Vestsjællands amt	51	245	299
Storstrøms amt	36	97	375
Bornholms amt	19	47	146
Fyns amt	41	117	688
Sønderjyllands amt	24	47	220
Ribe amt	28	63	203
Vejle amt	43	274	1218
Ringkøbing amt	23	48	213
Århus amt	94	462	6512
Viborg amt	26	128	771
Nordjyllands amt	17	44	179
Total	496	1821	13251

d. Næringsstofbelastning af og massebalancer for søerne.

Der er oprettet en database indeholdende oplysninger om næringsstofbelastning af omkring 250 søer. For nogle søer er der også oplysninger om næringsstoffraførsel, således at der kan opstilles massebalancer.

e. Plantoplankton.

Plantoplanktondatabasen består af semikvantitative målinger fra 300 søer, omfattende mere end 1200 prøvetagningsdatoer og 20.000 observationer.

Der er endvidere indsamlet oplysninger om undervandsvegetationens dybdegrænse (ca. 50 søer), dyreplanktonets mængde og sammensætning (42 søer) og fiskebestandens mængde og sammensætning (30 søer). Der er også fra en række søer registreret oplysninger om målinger af vandkemiske variable i tilløb og afløb.

Tabel 3.3. Fordeling af sørerne i vandkemi-databasen efter sørernes areal sammenlignet med den kendte fordeling af alle Danmarks sør efter Danmarks Statistik (1968). I databasen mangler der oplysninger om størrelsen af søarealet for 43 sører. Disse sører er især små sører med et areal mindre end 5 Ha.

AREAL Ha	SØER I VANDKEMI- DATABASEN ANTAL	NAVNGIVNE DANSKE SØER EFTER DANMARKS STATI- STIK (1968) ANTAL	SØER I DATABASEN I FORHOLD TIL DANSKE SØER %
< 5	148	540	27
5-10	54	132	41
10-20	83	126	66
20-30	31	46	67
30-50	34	41	83
50-100	39	43	91
100-200	23	29	79
200-300	10	18	56
300-500	18	17	106
500-1000	7	10	70
> 1000	6	6	100
Mangler	43		
Total	496	1008	49.2

4. De danske sør: type, tilstand og udvikling

Effekter af en søtypen bestemt af bl.a. dybde og størrelse samt næringsstofbelastning varierer med søtypen. Vandgennemstrømmingen viser sig ofte at være en væsentlig faktor for søens reaktion på ændringer i eutrofieringsforhold, således er den også en vigtig parameter i eutrofieringsmodeller. Tilsvarende har søtypen indflydelse på søens tilstand ved et givet eutrofieringsniveau.

Formålet med dette afsnit har været

- at give en generel introduktion til den danske søtype, herunder niveauerne for dybde- og arealforhold samt vandgennemstrømning
- at give en status for tilstanden i de danske sører samt at vurdere, om der er sket ændringer i denne i løbet af de sidste par årtier.

4.1 Resultater og diskussion

Den danske sør er typisk lille og har kort hydrostisk op-

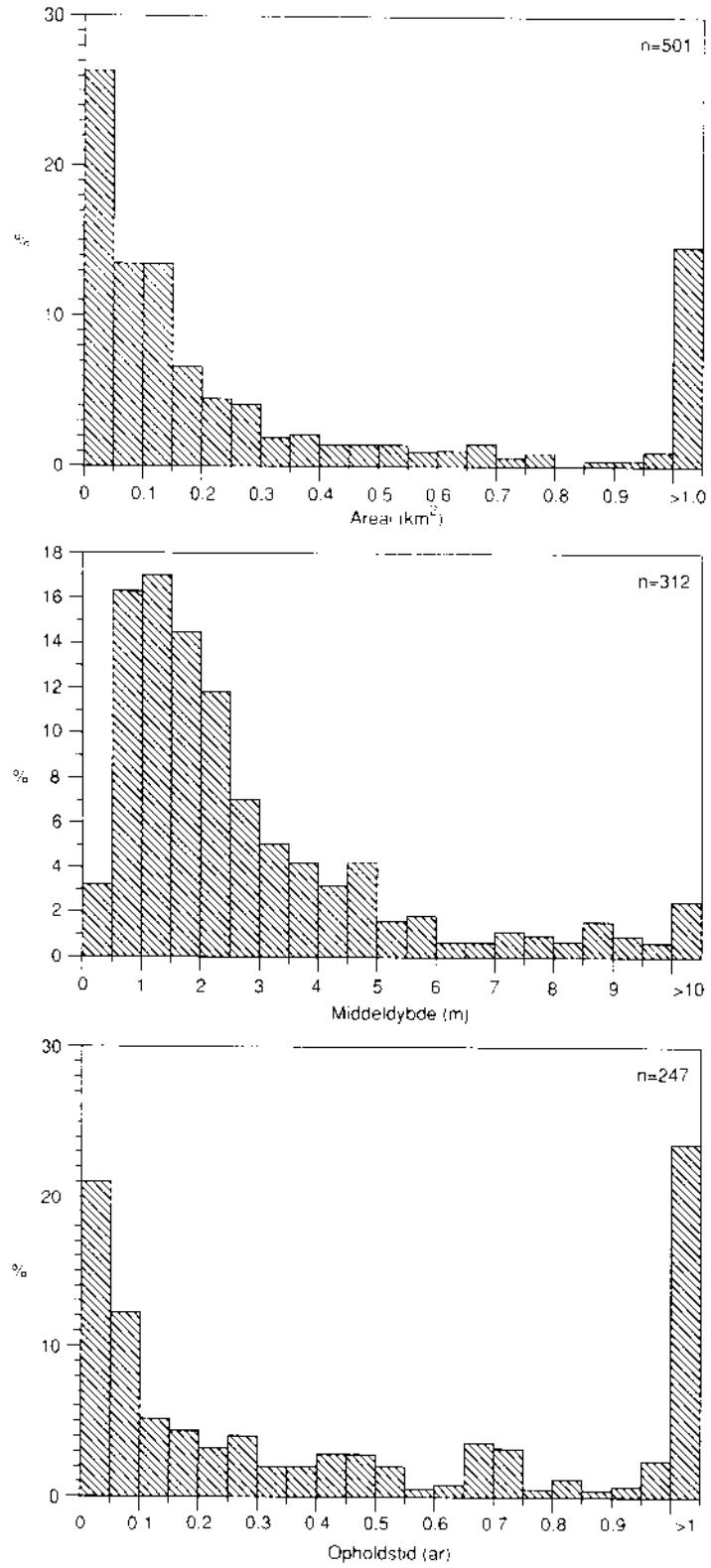
holdstid. Den typiske danske sør er karakteriseret ved at være lille og lavvandet og ved at have kort hydrostisk opholdstid (fig. 4.1). Således havde 40% af sørerne i databasen et areal på mindre end 10 ha, og i kun 15% af sørerne var arealet større end 1 km². 20% af sørerne havde en middeldybde mindre end 1 m og 52% mindre end 2 m, mens middeldybden var større end 10 m i kun 3% af sørerne. Opholdstiden var mindre end 1 måned, ½ år og 1 år i henholdsvis 33%, 59% og 75% af sørerne.

Sørerne er typisk meget eutrofierede

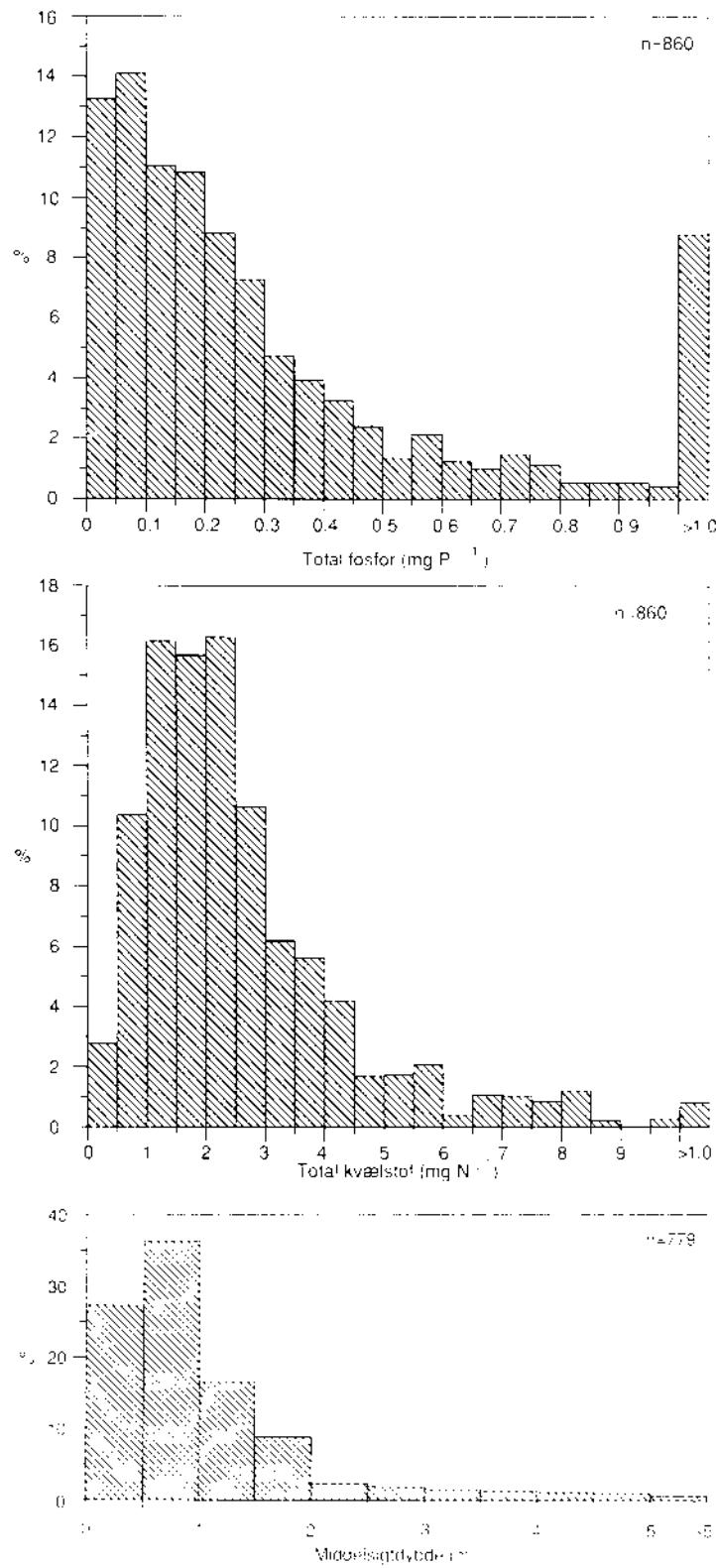
De danske sører var set under et meget eutrofierende, hvilket bl.a. afspejles i en lav gennemsigtighed og et gennemgående højt P og N-niveau (fig. 4.2). I 70'erne og 80'erne havde 65% af sørerne således en sigtdybde på mindre end 1 m og kun 10-14% en sigtdybde på mere end 2 m (fig. 4.3). Dette skal sammenholdes med, at man ud fra analyser af planterester i sedimentet kombineret med aldersdatering har kunnet vise, at mange sører ved århundredeskiftet var klarvandede og ofte havde en stor udbredelse af undervandsplanter (Københavns amt, Frederiksborg amt og Roskilde amt, 1989).

Årsagen til eutrofieringen

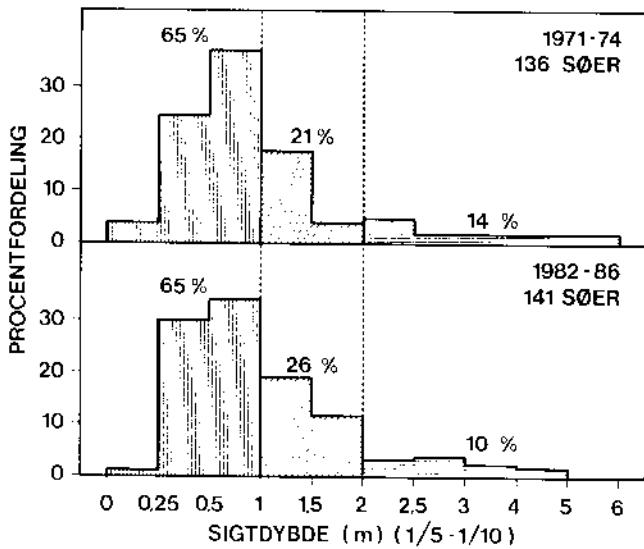
Årsagen til eutrofieringen er stor tilførsel af næringsstoffer fra især byspildevand og landbrugsarealer og lokalt også fra dambrug og anden industri (Miljøstyrelsen, 1988). Sigtdybden var specielt lav i de lavvandede sører /15/, hvilket dels skyldes, at disse sører ofte er særligt hårdt belastede med næringsstoffer og dels også, at opvirvling af bundmateriale har større indflydelse på vandets gennemsigtighed i sører med lille middeldybde (se kap. 8).



Figur 4.1.
Procentfordeling af søareal, mid-
deldybde og hy-
draulisk op-
holdstid af og i
de danske sører.
n angiver antal-
let af sører.



Figur 4.2.
Procentfordeling af totalfosfor- og totalkvælstofkoncentration samt sigtdybde (maj-september). n angiver antallet af år med målinger.



Figur 4.3.

Sammenligning af sigtdybdefordelingerne (maj-september) i søerne i henholdsvis perioden 1971-74 og i perioden 1982-86. På figuren er vist antallet af sører, som er indgået i analysen samt procentandelen af sører, der har sigtdybder mindre end en meter, mellem en og to meter og større end to meter (fra /14/).

Der er ikke
en signifi-
kant ændring
i sigtdybden
fra 70'erne
80'erne

Fra begyndelsen af 70'erne til slutningen af sket 80'erne er der ikke sket nogen signifikant ændring i sigtdybdefordelingen i de danske sører som helhed (fig. 4.3, /15/). Tilstanden i nogle sører er dog blevet bedre efter indgreb over for til P-tilførslen, medens tilstanden i andre er blevet forværret /14/. Amtskommunerne har i recipientkvalitsplanerne fastlagt en målsætning for sørernes tilstand, men sørerne var i slutningen af 80'erne generelt langt fra denne målsætning /14/. Det er vurderet, at gennemførelsen af Vandmiljøplanen og især opfyldelsen af belastningskravene i recipientkvalitsplanerne vil betyde en væsentlig reduktion i næringsstoftilførslen. I mange tilfælde vil denne næringsstofreduktion dog stadig ikke være tilstrækkeligt til, at målsætningen for sørerne kan opfyldes, enten fordi kravene til P-fjernelsen på spildevandsanlæggene i oplandet til sørerne i dag ikke er tilstrækkelige, eller fordi især P-belastningen fra det dyrkede land samt spredt bebyggelse fortsat vil være for stor /14/.

De planlagte
næringsstofre-
duktioner er
oftest utilstræk-
kelige til at
målsætningerne
kan opfylles

5. Udviklingen i næringsstofindholdet i sedimentet

Søsedimenter rummer mange informationer

Søsedimenter rummer informationer om søernes tilstand tilbage i tiden som følge af den stadige ophobning af materiale. Analyser af næringsstofniveauer ned gennem sedimentet kan give værdifulde oplysninger. Dele af det sedimenterede materiale begraves dog ikke i sedimentet, men frigives derimod og kan derved være med til at påvirke søernes tilstand.

Formålet med dette afsnit har været

- at beskrive næringsstofniveauerne i de danske øer samt i samarbejde med NPo-projekt C4 at vurdere eventuelle styrende faktorer for P-udvekslingen mellem sediment og vand.

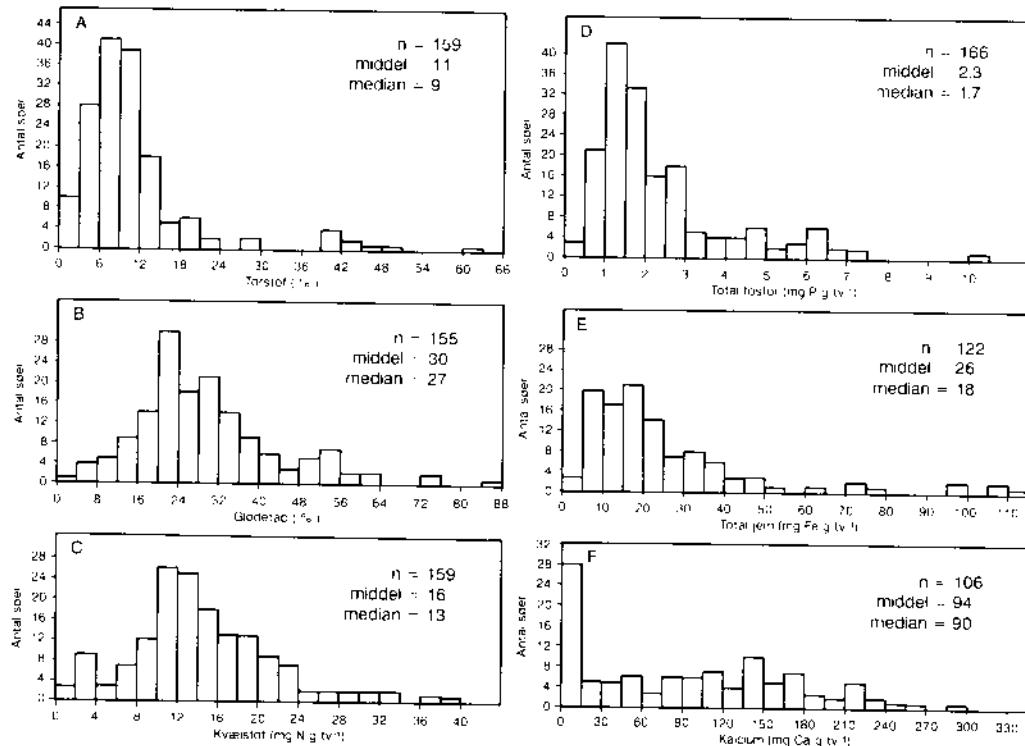
5.1 Resultater og diskussion

Kvælstofindholdet i de øverste 5 cm af sedimentet i sedimentet er varierede typisk mellem 7 og 23 mg N g tv⁻¹ med relateret til en middelværdi på 16 og en median på 13 mg N g glødetabet dvs. tv⁻¹ (fig. 5.1). Der blev fundet en sammenhæng mellem indholdet af N (N og mængden af organisk stof målt som glødetab (GT), og denne sammenhæng var identisk for såvel overfladelaget som for det dybere sediment:

$$N = 3.3(\pm 0.74) + 0.39(\pm 0.023)*GT$$

hvor standardafvigelsen (SE) på parametrene er angivet i parentes.

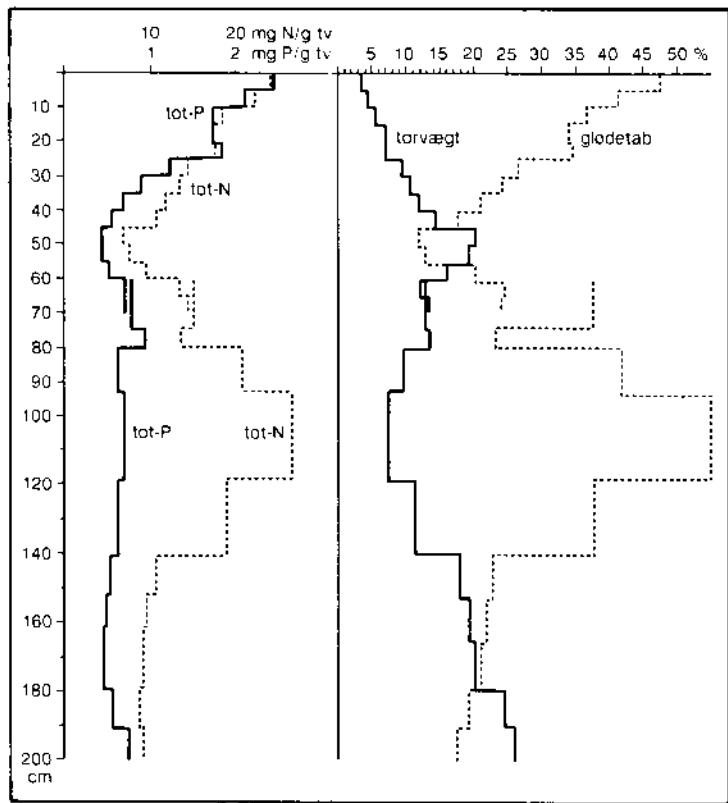
N-niveauer afspejler således akkumuleringen af organisk stof. I de recente sedimenter fra lavvandede øer ses ofte et karakteristisk totoppet forløb i glødetab og kvælstofindhold. Den nederste top markerer en periode, hvor undervandsplanterne, som følge af vandstandssænkninger og øget næringsstoftilførsel har været i kraftig vækst. De efterfølgende lavere værdier er sammenfaldende med planternes tilbagegang som følge af øget algevækst og dermed forringede lysbetingelser. Den sidste top i de øvre sediment afspejler den fortsat øgede algevækst og dermed akkumuleringen af organisk stof (fig. 5.2, fra Hovedstadsrådet/Arsøgruppen (1989)).



Figur 5.1:

Fordeling af % tørstof, % glødetab, totalkvælstof, totalfosfor, jern- og kalciumindholdet i overfladesedimentet (0-5 cm) i danske sører. På figuren er endvidere vist antal sører, der er indgået i analysen samt middel- og medianværdi.

Fosforindholdet P-indholdet i det øvre sediment varierede tyhøjt i overfladese-dimentet pisk mellem 0,75 og 3,3 mg P g tv⁻¹, selv om enkelte sører havde meget højere P-indhold (16/, fig. 5.1). Middel- og medianværdierne var henholdsvis 2,3 og 1,7 mg P g tv⁻¹. Som det også fremgår af fig. 5.3, var P-indholdet generelt lavt i det dybereliggende sediment og steg så gradvist fra en dybde på 10-30 cm til overfladen, som resultat af den stigende eutrofiering i de seneste årtier. P-indholdet var ikke korreleret til glødetabet, og der blev heller ikke fundet nogen sammenhæng mellem P-niveauet og kalcium-indholdet (15/, fig. 5.1). Derimod blev der

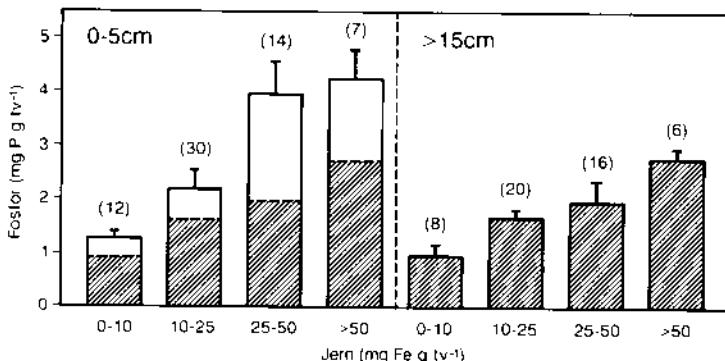


Figur 5.2.

Dybdeprofil af totalfosfor, total-kvælstof, tørvægt % og glødetab % fra en station i Arresø. Det brudte/overlappende kurveforløb fra 60-70 cm's dybde skyldes, at der er tale om to forskellige sedimentsøjler, dog udtaget på samme station (fra Arresø-gruppen, 1989)

God sammenhæng mellem Fe og P således at jernrike sedimenter akkumulerer mere fosfor

for de eutrofe sør fundet en god sammenhæng mellem P- og Fe-indholdet i både P, det dybere-liggende sediment (>15 cm) og i overfladesedimentet (0-5 cm). Endvidere var forskellen mellem P-niveauet i overfladesedimentet og det dybereliggende sediment stigende med stigende jernindhold (fig. 5.3).



Figur 5.3.

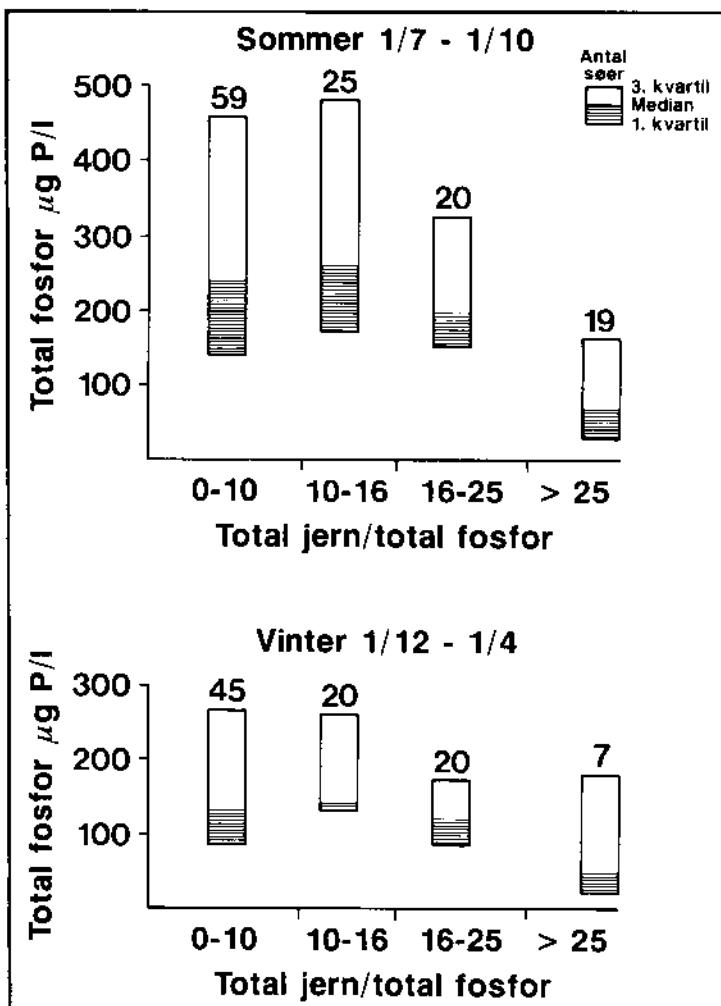
Totalfosphor i henholdsvis overfladesedimentet og dybereliggende sedimentlag inddelt efter jernindholdet i sedimentet. På figuren er vist middelfosforindhold og standardfejlen (S.E.). Antal sører er angivet i parantes. På delfiguren fra overfladelaget er fosforindholdet i det dybere sediment markeret med brudt linie.

Det er således især jernrigt sediment, som har akkumuleret en stor mængde P i sedimentet i eutrofieringsperioden eller også er der i disse sører sket en reallokering af fosfor fra det dybere lag til overfladelaget. Det betyder ikke nødvendigvis, at det er fra de jernrigt sedimenter, at fosfatfrigivelsen vil være størst, når næringsstoftilførslen igen reduceres. Fe:P-forholdet spiller her en væsentlig rolle /1/, /16/, /17/.

I sører med jernrigt sediment var P-indholdet i det dybereliggende sediment – altså før eutroferingen for alvor satte ind – således højere end det i dag er i overfladesedimentet i stærkt eutrofierede, men "jernfattige" sører (fig. 5.4). Jernrige sører synes derfor at oppebære et relativt højere P-indhold uden at det fører til en stor frigivelse af P. Dette støttes af, at Psø oftest var lavere i sører med et højt Fe:P-forhold i overfladesedimentet (fig. 5.4). Således faldt P-koncentrationen med stigende Fe:P-indhold i Fe:P-intervalllet 16-25 og opefter. Desuden var forskellen i P-koncentrationen mellem sommer og vinter ligeledes lavest ved det høje Fe:P-forhold, hvilket kunne indikere, at fosfatfrigivelsen fra sedimentet om sommeren var lavere i disse sører.

NPo-C4 understøtter vurderingen af betydningen af jern

Antagelsen om, at fosfatfrigivelsen fra sedimentet er lav, når Fe:P-forholdet er højt, støttes også af resultater fra udvekslingsforsøg på uforstyrret sediment og sorptionskinetiske undersøgelser foretaget under NPo-projekt C4 (Jensen & Andersen, 1990).



Figur 5.4.

Den gennemsnitlige totalfosforkoncentration i søvandet om sommeren og om vinteren i 123 danske sører i relation til Fe:P-forholdet i overfladese-dimentet. Medianværdien samt 1. og 3. kvartil er angivet for hver gruppe (fra /16/).

Det er således konkluderet (Jensen & Andersen, 1990; /1/), at ved et givet P-niveau i sedimentet vil et lavt Fe:P-forhold give en relativt større intern belastning, end hvis Fe:P-forholdet er stort. Ved Fe:P-forhold under 10 gav totalfosfor

i overfladesedimentet en bedre beskrivelse af fosfatfrigivelsen fra aerobe sedimenter, mens frigivelsen var styret af Fe:P-forhold, når Fe:P-forholdet var større end 15.

I søer med en betydelig jerntilførsel fra omgivelserne er det derfor vigtigt at opstille en massebalance på jern f.eks. forud for en vurdering af risikoen for fosfatfrigivelse fra søbunden og i forbindelse med vurderingen af varigheden af indsvingningsperioden efter en reduktion i P-belastningen til søen.

Ny viden om næringssstofniveaueret i søsedimenter samt af jernets rolle for fosfatfrigivelsen

Undersøgelserne har tilvejebragt en viden om næringssstofniveaueret i danske søsedimenter og sammen med NPo-C4 givet en, også i international målestok, ny viden om jernets rolle for fosforfrigivelse fra aerobe søsedimenter. Som en konsekvens af undersøgelserne opstilles der i dag massebalancer for jern i alle søundersøgelser, der udføres som led i Overvågningsprogrammet for Vandmiljøplanen.

6. Sammenhænge mellem belastning, tab og koncentration (P)

Empiriske modeller for sammenhængen mellem fosforbelastning og koncentrationen af P er nyttige redskaber til vurdering af søers fremtidige tilstand efter en ændring i belastning.	Empiriske modeller for sammenhængen mellem fosforbelastning og koncentrationen af P er nyttige redskaber til vurdering af søers fremtidige tilstand efter en ændring i belastning.
Forskel i beskrivelsen af fosforindholdet i søer	I modellerne opfattes søerne som totalopblandede beholdere, der modtager en ekstern tilledning, og i hvilke der foregår et tab af P. Den vigtigste i forskel mellem de hidtil opstillede modeller er beskrivelsen af tabet af P til sedimentet. Vollenweider (1969) opfattede tabet som en andel af den totale mængde af P i søen, Dillon & Rigler (1974) som en andel (Rp) af den årlige belastning, Chapra (1975) som en andel af den tilførte mængde af P pr. m^2 søareal og Prairie (1988, 1989) som en andel af belastningen plus en funktion af opholdstiden.
Fosfortabet udtrykt som funktion af Rp	Modellerne kan alle reformuleres, således at fosfortabet beskrives ved hjælp af en fosforretentionskoefficient, Rp (Dillon & Rigler, 1974):
Formål	$(1) \quad Psø = Lp / qs * (1 - Rp) = Pi * (1 - Rp)$ <p>21 af disse modeller er vist i tabel 6.1. De kan inddeltes i to hovedtyper. I model 1-11 beskrives Rp som funktion af afstrømningshøjden, qs, og i model 12-21 som en funktion af Tw.</p> <p>Formålet med analyserne beskrevet i dette kapitel har været</p> <ul style="list-style-type: none">- at opstille sammenhænge til forudsigelse af søkoncentrationen af P ud fra en given belastning.
Modeltest på data fra 94 søer	<h3><u>6.1 Materiale og metoder</u></h3> <h4><u>Beskrivelse af datamaterialet</u></h4> <p>Datamaterialet bestod af P-belastninger for 250 danske søer. En del af disse har dog ikke kunnet benyttes i analysen, enten fordi de ikke opfylder</p>

Tabel 6.1. Oversigt over de forskellige fosforbelastningsmodeller, som blev testet på det danske materiale. Modelerne er omskrevet, således at de alle er udtrykt ved retentionskoefficienten Rp. Søkoncentrationen udregnes ved brug af ligning (1).

1 Kirchner & Dillon 1975	Rp1 = 0.4088*exp(-0.2899*qs)+0.5912*exp(-0.01019*qs)
2 Ostrofsky 1978	Rp2 = 0.201*exp(-0.0425*qs)+0.574*exp(-0.00949*qs)
3 Vollenweider 1975	Rp3 = 10/(10+qs)
4 Chapra 1975	Rp4 = 16/(16+qs)
5 Chapra 1975,	Rp5 = 12.4/(12.4+qs)
6 Dillon & Kirchner 1975	Rp6 = 13.2/(13.2+qs)
7 Ostrofsky 1978	Rp7 = 24/(30+qs)
8. Canfield & Bachmann 1981	Rp8 = 5.3/(5.3+qs)
9 Nürnberg 1984	Rp9 = 15/(18+qs)
10 Reckhow 1979	Rp10 = (11.6+0.2*qs)/(11.6+1.2*qs)
11 Canfield & Bachmann 1981	Rp11 = (2.99+1.7*qs)/(2.99+2.7*qs)
12 Prairie 1988	Rp12 = (0.11+0.18*T_w)/(1+0.18*T_w)
13 Prairie 1989	Rp13 = (0.25+0.18*T_w)/(1+0.18*T_w)
14 Canfield & Bachmann 1981	Rp14 = (0.129*(T_w**0.451)*(Pi**0.549))/ (1+0.129*(T_w**0.451)*(Pi**0.549))
15 Rognrud, Berge & Johannessen 1979	Rp15 = (1-(0.63*(exp(-0.067*T_w)))/ (1-(0.436*(T_w**-0.16)))
16 Berge 1987	Rp16 = (1-(0.436*(T_w**-0.16)))
17 Vollenweider 1976	Rp17 = 1/(1+((1/T_w)**0.5))
18 OECD 1982, final	Rp18 = 1-1.55*(Pi**(-0.18)/(1+(T_w**0.5))*0.82)
19 OECD 1982, nordic	Rp19 = 1-1.12*(Pi**(-0.08)/(1+(T_w**0.5))*0.92)
20 OECD 1982, shallow	Rp20 = 1-1.02*(Pi**(-0.12)/(1+(T_w**0.5))*0.88)
21 Frisk et. al 1980, Frisk 1981	Rp21 = Pi*T_w/(30+Pi*T_w)

kriteriet om, at søen skulle være i ligevægt med den aktuelle belastning, eller fordi belastningsopgørelserne var mangelfulde. Desuden blev nogle søer udeladt, da der var for få data for Psø, idet den nedre grænse blev fastsat til 5 målinger.

Til testning af de forskellige P-belastningsmøller blev datamaterialet følgeligt reduceret til 94 søer. For 29 af de 94 søer var der opgørelse af belastning og Psø fra to år og for 4 af søerne fra tre år, ialt 131 datasæt.

**Bestemmelse af
fosforbelast-
ningen**

Fosforbelastning (Pind). For nogle søer blev belastningen beregnet ud fra den målte stoftransport i de vigtigste tilløb samt teoretiske belastninger for de umålte oplande. For andre søer blev belastningen opgjort teoretisk ud fra erfaringstal for arealafstrømning af næringsstoffer ganget med oplandsarealet til søen plus eventuelle bidrag fra punktkilder.

**Bestemmelse af
vandtilstrøm-
ning og hydrau-
lisk opholdstid**

Vandtilstrømning (Qind) og hydraulisk opholdstid (Tw). Den årlige vandtilstrømning (Qind) til søerne blev normalt opgjort ud fra målinger af vandføring i tilløb eller afløb eller ud fra erfaringstal for arealafstrømning ganget med det topografiske oplandsareal. De opgivne værdier for årlig vandtilstrømning i de forskellige rapporter blev normalt anvendt. Værdierne for arealafstrømning blev dog vurderet i forhold til normale værdier for arealafstrømning i området (afstrømningsrapporter fra Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser) og korrigteret ved større afvigelser fra de normale afstrømningsværdier.

Den hydrauliske opholdstid (Tw) blev udregnet som vandvolumet i søen divideret med årlig vandafstrømning (Qud).

Den vandføringsvægtede middelindløbskoncentration blev udregnet som årlig P-tilførsel divideret med årlig vandtilstrømning Pi=Pind/Qind.

**Bestemmelse af
søvandskoncen-
trationen**

Søvandskoncentration (Psø). Søvandsfosforkoncentrationen Psø blev udregnet som tidsvægtet års-gennemsnit. Til beregning af års-gennemsnit indgik der i gennemsnit 12 årlige prøvetagninger. I søer med lagdeling blev gennemsnittet udregnet ud fra koncentrationsmålinger fra overfladevandet.

**21 modeller ud
fra 5 testkri-
terier**

Modeltest. 21 af de eksisterende P-belastningsmøllers (tabel 6.1) evne til at beskrive Psø i de danske søer blev vurderet ud fra følgende fem testkriterier:

1. Middeldifferens mellem beregnet og observeret koncentration (P_{ber} - P_{obs}) og t-test for differensen var signifikant forskellig fra 0.
2. Absolut mediandifferens mellem beregnet og observeret koncentration, $\text{abs}(P_{ber}-P_{obs})$.
3. Den procentvise medianafvigelse fra observeret koncentration $100 * \text{abs}(P_{ber}-P_{obs})/P_{obs}$.
4. Test for $a=0$ og $b=1$ i følgende lineære model

$$P_{obs} = a + b * P_{ber}$$

og for modeller, der opfylder den lineære model er der angivet kvadratroden af middelstandsfejlen (ROOT MSE).

5. Grafisk afbildning af P_{ber} mod P_{obs} .

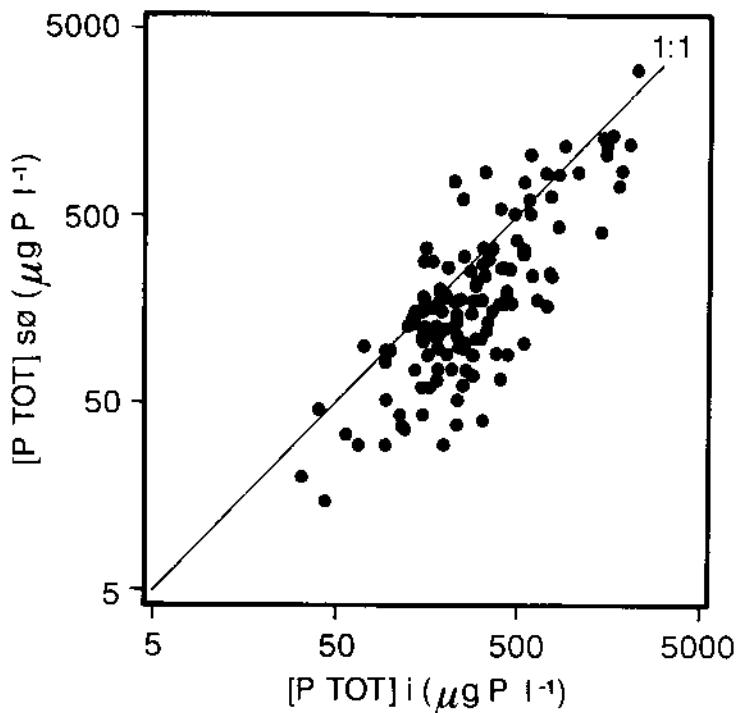
6.2 Resultater

Repræsentativitet af datamaterialet - I det datamateriale, som blev benyttet til test af modellerne, var der en overvægt af lidt dybere og større sører i forhold til den generelle fordeling af danske sører (tabel 6.2). I forhold til datamaterialet, som de udenlandske modeller er opstillet på, var sørerne derimod mere lavvandede og havde kortere opholdstid. Desuden var P-be lastningen og dermed P-koncentration i tilløb og i sværvand betydeligt højere.

Tabel 6.2. Statistisk beskrivelse af det anvendte datamateriale til testning af fosformodeller.

	n	gns	std err	min	25%	median	75%	max
Søareal (km ²)	131	2.4	0.6	0.04	0.2	0.5	1.5	41
Middeldybde (m)	131	4.0	0.3	0.30	1.6	2.8	5.3	15.4
T _w (år) (dage)	131	1.1	0.2	0.004	0.05	0.36	1.35	20 394
q _s (m år ⁻¹)	131	39.3	7.8	0.2	3.8	11.9	35.3	605
L _p (g P m ⁻² år ⁻¹)	131	13.1	2.5	0.06	1.0	2.5	12.4	217
P _i (µg P l ⁻¹)	131	415	39	34	164	260	456	2396
P _{sø} (µg P l ⁻¹)	131	301	35	16	99	162	298	3130
P _i -P _{sø}								
P _i	131	0.25	0.04	-2.1	0.02	0.36	0.60	0.87

I hovedparten af sørerne var middelfosforskonzentrationen i sværvandet lavere end i tilløbene (fig. 6.1). Dog var P_{sø} højere i 31 af 131 (24%) sører.



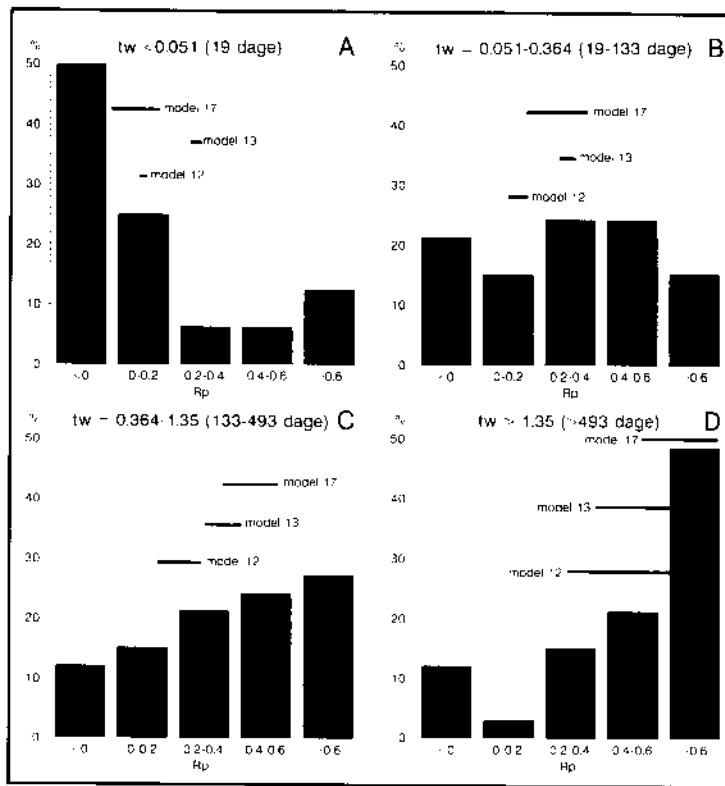
Figur 6.1:
Fosforkoncentrationen i søvandet, Psø afbildet mod den vandføringsvægtede gennemsnitsindløbskoncentration, Pi (begge årsmiddel).

Fosforretention i danske sører

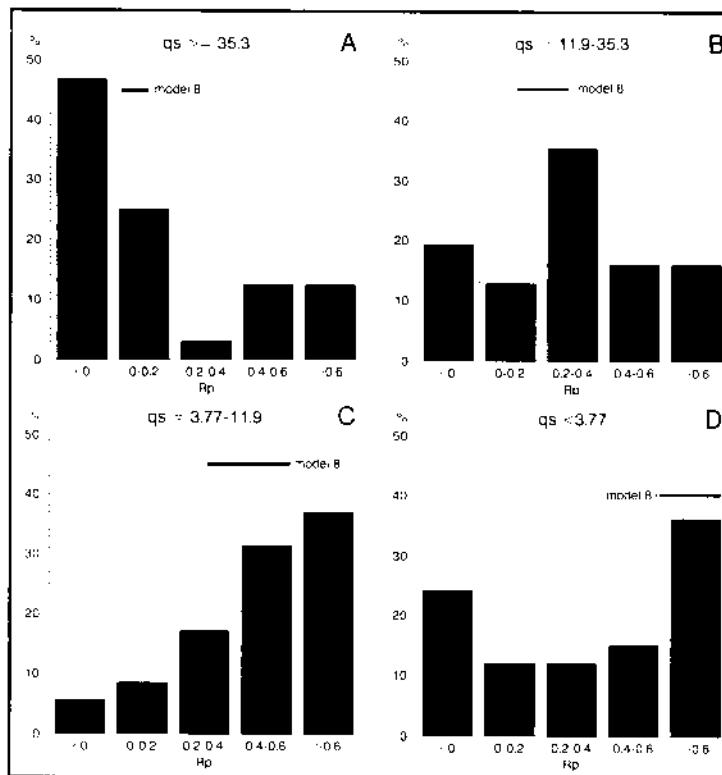
I de eksisterende modeller er fosforretentionen (R_p) enten en funktion af den hydrauliske opholdstid (T_w) eller af afstrømningshøjden (q_s). I fig. 6.2 og 6.3 er det danske datamateriale inddelt i grupper efter henholdsvis opholdstiden og afstrømningshøjden, og fordelingen af retentionskoefficienten i de enkelte grupperinger er vist.

Fosfortabet
stigende med
stigende T_w og
aftagende q_s

Generelt var P-tilbageholdelsen stigende med stigende T_w og aftagende q_s . Sørerne med negativ P-tilbageholdelse fandtes især ved T_w mindre end 19 dage og q_s større end $35 \text{ m } \text{år}^{-1}$. I gennemsnit blev 25% af den tilførte P tilbageholdt i sørerne (median = 36%, tabel 6.2).



Figur 6.2:
 Procentfordelingen af fosforretentionskoeffici-
 enten, R_p , fordelt i fire lige store grupper ($n =$
 32-34) efter den hydrauliske opholdstid, Tw . På
 figuren er variationen i R_p angivet. Denne er be-
 regnet for hver af de tre modeller 12, 13 og 17
 ved at anvende hhv. største og mindste Tw i hver
 af de 4 Tw -grupper.



Figur 6.3:
Procentfordelingen af fosforretentionskoefficienten, Rp fordelt i fire lige store grupper ($n = 32-34$) efter afstrømningshøjden, qs. På figuren er endvidere variationen i Rp angivet. Denne er beregnet ved hjælp af model 8 ved at anvende største og mindste qs i de 4 qs-grupper.

4 modeller bedre end 17 andre

Ud af de testede udenlandske modeller var der fire modeller, som beskrev Psø i de danske søer bedre end de øvrige (tabel 6.3): Model 8 (Canfield & Bachman, 1981), Model 12 (Prairie, 1988), Model 13 (Prairie, 1989) og Model 17 (Larsen & Mercier, 1976; Vollenweider, 1976).

Medianafvigelse på $52-74 \text{ mg P l}^{-1}$

Der var en medianforskelse på $52-74 \mu\text{g P l}^{-1}$ mellem beregnet og observeret koncentration, og den procentvise medianafvigelse fra den observerede koncentration var 33-41% (tabel 6.3). Ud fra de forskellige teststørrelser var der ikke en entydig klar tendens til, at en af de fire modeller beskrev Psø i det samlede materiale bedre end de øvrige tre modeller.

Tabel 6.3. Test af fosfor-belastningsmodeller i tabel 6.1. I tabellen er kun angivet de modeller, der beskrev søvandskoncentration bedst i det danske datamateriale. Antallet af samhørende datasæt er 131. n.s. ikke signifikant forskellig fra hhv. $a=0$ og $b=1$ ($p>0.05$) og ROOT MSE i $(PTOT)_{obs} = a + b \cdot (PTOT)_{ber}$.
 $dif = (PTOT)_{ber} - (PTOT)_{obs}$. Median $\text{abs}(dif) = \text{median } \text{abs}(dif)$ = median af de absolutte differencer.
 $\text{Median } \% \text{ abs}(dif) = \text{median af den procentvisse afvigelse fra den observerede koncentration} = \text{median}(100 * \text{abs}(dif) / P_{obs})$.

	P>F a=0	P>F b=1	ROOT MSE	median abs(dif)	median abs(dif)	median abs(dif)	gns. dif	std err af dif
8 Canfield & Bachmann 1981	n.s.	n.s.	284	66	36	-41*	25	
12 Prairie 1988	n.s.	n.s.	228	74	41	28*	20	
13 Prairie 1989	n.s.	n.s.	226	67	35	-23*	20	
17 Vollenweider 1976	n.s.	n.s.	254	52	33	-31*	22	

kombineret model								
model 1 17 $2 >= 3.5$,								
model 2 $Tw < 0.55 \wedge z < 3.5$,								
model 12 $Tw > 0.55 \wedge z < 3.5$.	n.s.	n.s.	219	53	30	-2 *	10	

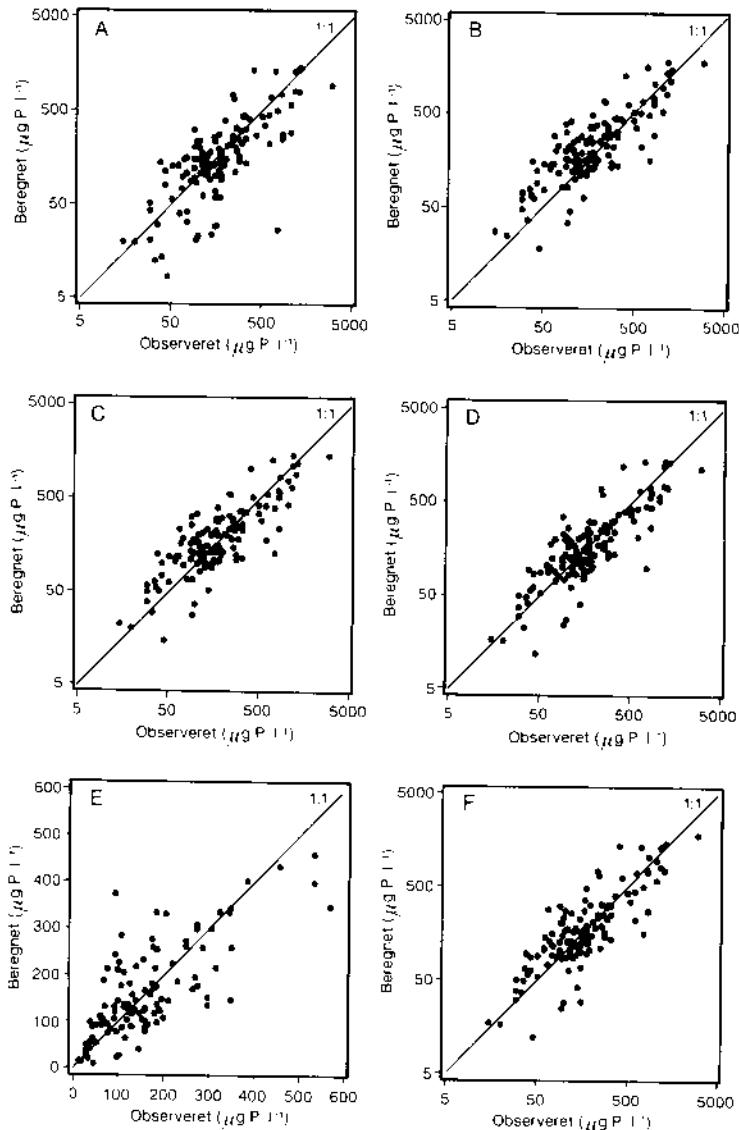
* Ikke signifikant forskelighed fra 0 i t-test, $p>0.05$.

For hvert enkelt datasæt blev der foretaget en vurdering af, hvilken af de fire modeller, der beskrev den observerede koncentration bedst.

Specifik test på enkelte sører	Model 8, 12, og 17 var de bedste modeller i henholdsvis 44, 34 og 36 tilfælde (tabel 6.4). Generelt var det således, at model 17 var bedst i de dybe sører ($z > 3,5\text{m}$), mens model 8 og 12 var bedre i de mere lavvandede sører. Model 8 var bedre end model 12 i sører med kort opholdstid ($T_w < 0,55$). På trods af disse forskelle blev der ikke opnået et markant bedre resultat med en kombineret model, inkluderende model 17 ved $z > 3,5$ og model 8, når $z < 3,5$ og $T_w < 0,55$ og model 12, når $z < 3,5$ og $T_w > 0,55$ (tabel 6.3 og fig. 6.4f).
Relativ lav fosfortilbage- holdelse i danske sører	I model 8 kan fosforretentionskoefficienten beskrives som en funktion af afstrømningshøjden (q_s). I tabel 6.5 er R_p for fem forskellige q_s -værdier angivet. Inden for 10-90%-fraktilerne i q_s i datamaterialet varierede R_p mellem 6% og 79%. I forhold til de øvrige modeller, hvor R_p kan beskrives som funktion af q_s (model 1-11, tabel 6.1), var model 8 karakteriseret ved en lavere R_p (ikke vist).

Tabel 6.4. Karakteristiske beskrivende parametre for de sører, hvor en af de fire modeller beskriver sørandskoncentrationen bedre end de øvrige tre modeller.

	n	Gns	Std.Dev	Min	q1	Median	q3	Max.
8. z (m)	44	2.6	1.6	0.5	1.6	2.1	3.0	7.3
12. z (m)	34	3.5	2.9	0.8	1.5	2.3	5.7	12.6
13. z (m)	17	4.0	3.3	0.5	1.8	3.0	4.5	12.3
17. z (m)	36	6.6	4.3	0.3	3.4	5.3	10.0	15.4
8. Tw (år)	44	0.55	1.3	0.004	0.03	0.11	0.54	8.0
12. Tw (år)	34	1.2	1.9	0.02	0.10	0.56	1.4	8.8
13. Tw (år)	17	2.6	5.6	0.004	0.03	0.07	2.0	20
17. Tw (år)	36	1.0	0.9	0.01	0.19	0.50	1.7	3.6



Figur 6.4:

Observeret søkoncentration mod modelberegnet koncentration (begge årsmiddele). På figurerne er linien for $P_{sø}=P_{ber}$ desuden vist. $n=131$ datasæt.

- A: Beregnet koncentration vha. model 8.
- B: Beregnet koncentration vha. model 12.
- C: Beregnet koncentration vha. model 13.
- D: Beregnet koncentration vha. model 17.
- E: Beregnet koncentration vha. model 17, lineære akser.
- F: Beregnet koncentration vha. model 17 for $z > 3.5$, model 8 for $z < 3.5$ og $T_w < 0.55$, og model 12 for $z < 3.5$ og $T_w > 0.55$.

Tabel 6.5. Fosforretentionen (Rp) bestemt ud fra model 8 ved forskellige værdier af qs (hhv. 10, 25, 50, 75 og 90% fraktil i det danske materiale).

qs (m år ⁻¹)	10%	25%	50%	75%	90%
	1.44	3.77	11.9	35.3	81.6
Rp_ber 8	0.79	0.58	0.31	0.13	0.06

I model nr. 12, 13 og 17 kan fosforretentionskoefficient beskrives som en funktion af Tw (tabel 6.6). Model 12 og 13 forudsiger, at en næsten konstant del af belastningen tilbageholdes i søen henholdsvis 11 og 25%, og at variationen i Rp som funktion af Tw er mindre end for model 17.

Vurderet i forhold til de øvrige modeller, hvor Rp kan beskrives som funktion af Tw (model 14-16 og 18-21, tabel 6.1), var også model 12, 13 og 17 karakteriseret ved lavere værdier af Rp (ikke vist).

Tabel 6.6. Fosforretentionen (Rp) bestemt ud fra model 12, 13 og 17 ved forskellige værdier af Tw (hhv. 10, 25, 50, 75 og 90% fraktil i det danske materiale).

Tw (år) (dage)	10%	25%	50%	75%	90%	
	0.019		0.051	0.364	1.35	2.23
		7		19	133	493
Rp_ber 12	0.11	0.12	0.17	0.28	0.37	
Rp_ber 13	0.25	0.26	0.30	0.40	0.47	
Rp_ber 17	0.12	0.18	0.38	0.54	0.60	
gns.	0.16	0.19	0.28	0.41	0.48	

Forskel mellem modellerne De beregnede P-koncentrationer i model 8, 13 og 17 var ikke signifikant forskellige. Derimod var koncentrationerne beregnet i model 12 og i den kombinerede model signifikant forskellige fra koncentrationerne i de øvrige tre modeller.

Søer med stor punktkildebelastning og meget variabel opholdstid

Søer med variabel opholdstid i øer med kort opholdstid vil søkoncentrationen i ligevegt være nogenlunde lig med indløbskoncentrationen. I en del af disse øer er vandtilstrømningen imidlertid meget variabel året igennem med høje værdier og kort opholdstid om vinteren og lave værdier samt lang opholdstid om sommeren. Såfremt der til sådanne øer er en konstant stor belastning via punktkilder, enten til tilløbene eller direkte til søen, vil de store forskelle i vandtilstrømning bevirke store variationer i indløbskoncentrationen med høje værdier om sommeren og lave værdier om vinteren.

Ollerup sø som eksempel Ollerup Sø, Sydfyn, er et illustrativt eksempel. (fig. 6.5 og tabel 6.7, data fra Vandkvalitetsinstitutet 1980). Årsmiddelopholdstiden i de to perioder var henholdsvis 13 og 23 dage, men varierede fra mindre end 5 dage i vinterperioden til mere end 100 dage om sommeren. Tilsvarende varierede Pi også betydeligt over året. Den vandføringsvægtede årsmiddelindløbskoncentration Pi var nogenlunde lig med Pi om vinteren, da hovedparten af P-belastningen blev tilført søen i vinterperioden.

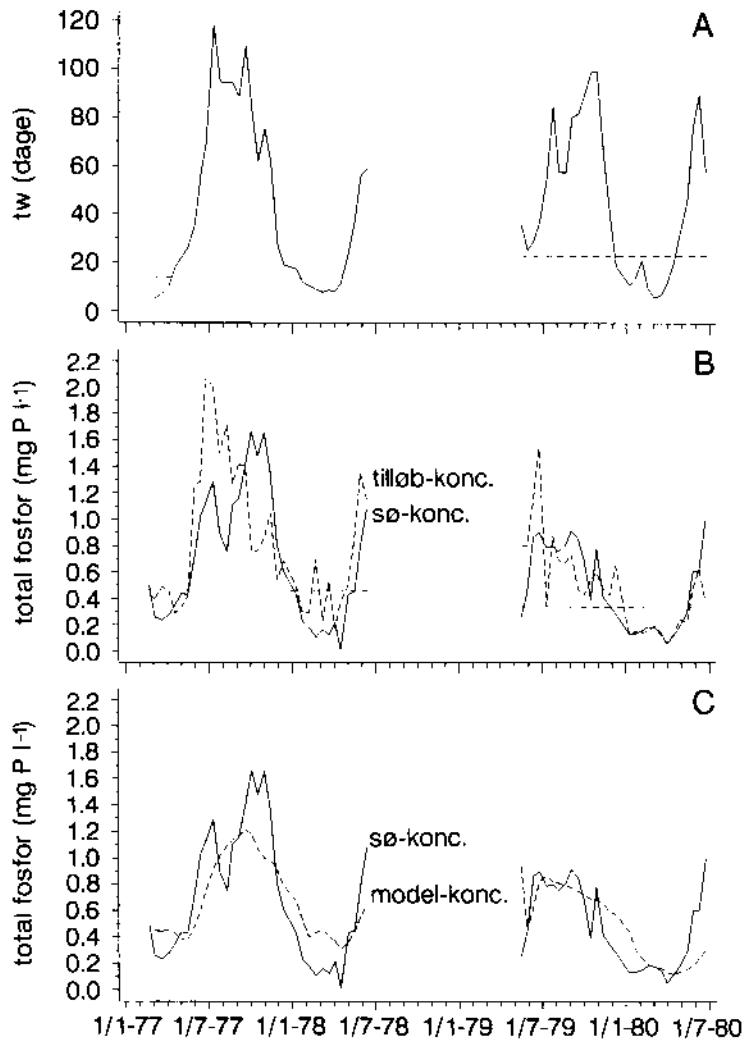
Tabel 6.7. Fosfor- og vandbalance for Ollerup sø, der har et søareal på 27 ha, en middeldybde på 1,5 m og et volumen på $0,4 \times 10^6$ m³. Pber er beregnet ved hjælp af model 17.

Vandbalance:

	Qind 10E6 m ³	Qud 10E6 m ³	Tw år (dage)
1977/78	9.12	11.0	0.036 (13.3)
1979/80	5.25	6.24	0.064 (23.4)

Fosforbalance:

	Pind tons	Pud tons	Pi mg P l ⁻¹	Pu mg P l ⁻¹	Psø mg P l ⁻¹	Pber mg P l ⁻¹
1977/78	4.2	3.9	0.461	0.354	0.684	0.387
1979/80	1.8	1.6	0.333	0.263	0.488	0.266



Figur 6.5:
 Sæsonvariationen af en række variable i Ollerup
 Sø, Sydfyn (data fra Vandkvalitetsinstitutet
 1980).

- A: Variation i hydraulisk opholdstid, Tw. Mid-delopholdstiden er vist med brudt linie.
- B: Sæsonvariation i observeret totalfosfor i søen og indløbet. Den vandføringsvægtede middelindløbskoncentration P_i er vist med brudt linie.
- C: Sæsonvariation i observeret fosforkoncentration i søer og den værdi, som kan beregnes ud fra simpel model, hvor søen betragtes som en totaltopblandet beholder.

Årsvariationer
indløbskon-
centrationen
bør medtages
for disse sører

Den beregnede P-tilbageholdelse ved hjælp af i model 8, 12, 13 og 17 var nogenlunde lig med den aktuelle observerede P-tilbageholdelse (R_p , tabel 6.8). Derimod var den beregnede årsmiddelsø-koncentration (P_{ber} betydeligt lavere end den ob-serverede $P_{sø}$ (tabel 6.7)). Sæsonvariationen af $P_{sø}$ og årsmiddelniveauet var således betydeligt bedre beskrevet alene ud fra P_i (fig. 6.5b). An-vendes en simpel model for en totalt opblændet beholder, hvor $P_{sø}$ beskrives som en funktion af P_i og vandtilstrømningen, opnås en yderligere forbedret beskrivelse, idet tidsforskydningen mellem indløb og søkoncentration elimineres (fig. 6.5c).

Tabel 6.8. Målt og modelberegt fosforretentionskoeffi-cient i Ollerup sør. Den målte retentionskoefficient er be-regnet ud fra data i tabel 6.7.

R_p målt

$$R_{P1} = \frac{P_i - P_{sø}}{P_i} \quad R_{P2} = \frac{P_{ind}/Q_{ind} - P_{ud}/Q_{ud}}{P_{ind}/Q_{ind}}$$

1977/78	-0.48	0.23
1979/80	-0.47	0.21

R_p -beregnet

	model 8	model 12	model 13	model 17
1977/78	0.11	0.12	0.26	0.16
1979/80	0.18	0.12	0.26	0.20

6.3 Diskussion

24% af sørerne havde negativ retention

I 24% af de undersøgte sører var den beregnede fosforretentionskoefficient (R_p) negativ. R_p blev beregnet som $P_i - P_{sø}/P_i$, men kan også beregnes ud fra de til- og fraførte P-mængder, $(P_{ind} - P_{ud})/P_{ind}$. De to R_p er ens, når T_w , P_i og $P_{sø}$ er konstante året igennem, men eksemplet med Ollerup Sør illustrerer, at $(P_{ind} - P_{ud})/P_{ind}$ godt kan være positiv, mens $(P_i - P_{sø})/P_i$ er negativ (tabel 6.8).

Negativ reten-tion især i sører med lav T_w og høj q_s

Halvdelen af sørerne med en negativ R_p forekom ved T_w mindre end 19 dage og q_s større end $35 \text{ m } \text{år}^{-1}$, altså netop i sører, som på årsbasis var hurtigt gennemstrømmede og i sører, hvor variabel P_i vil påvirke søkoncentration markant og hurtigt. I denne type af sører kan $P_{sø}$ beskrives tilfredsstillende, hvis sæsonvariation i P_i og vandtil-strømning indgår i modellen (fig. 6.5).

Ved opholdstider større end 20 dage optrådte der også få sør med negativ Rp (fig. 6.2). Det kan måske forklares ved, at der ikke i alle tilfælde foreligger oplysninger om søernes tidligere P-belastning, og der kan derfor være sør, som tidligere har modtaget større belastning, og endnu ikke er i ligevægt med den nye belastning (jvf. kap. 10), eller P-belastningen kan være underresteret.

Stor modelusik- De fire af de 21 udvalgte modeller beskriver høkerhed, men bedre modeller kunne ikke opstilles vedtendenserne i datamaterialet (fig. 6.2 og 6.3), omend der er tale om ofte betydelige afvigelser. Afvigelsen må tilskrives henholdsvis usikkerheder på det anvendte datamateriale, og den simplificerede beskrivelse af fosforretentionen, som værende en funktion alene af T_w og qs . Der kunne ikke findes væsentlig forskel på de fire modellers brugbarhed for danske sør på det foreliggende datagrundlag. Herudover var det ej heller muligt at opstille nye modeller, der var bedre end de eksisterende.

Arsagen kan især tilskrives usikkerhed på massebalancerne Modellerne er især følsomme over for usikkerhed på opgørelsen af P-belastningen og den vandføringsvægtede P_i . Årlige stoftransporter af P bestemt ud fra 12 årlige målinger, som er det typiske for datamaterialet, er generelt opgjort med en sikkerhed på mellem ± 28 og 90% (95% C.L.) afhængig af bl.a. vandløbstypen (Kronvang & Bruhn, 1990). Der vurderes skønsmæssigt, at de anvendte P-belastninger var opgjort med en nøjagtighed på $\pm 10-30\%$. Der er også usikkerhed i forbindelse med opgørelsen af T_w , qs og P_{s0} , men disse er formodentlig betydeligt mindre end usikkerheden på belastningerne.

Tilsvarende usikkerhed i udenlandske undersøgelser Canfield & Bachmann (1981), der testede en del af de eksisterende modeller og opstillede nye på et datamateriale, bestående af 704 nordamerikanske sør, fandt afvigelser af samme størrelse som i denne analyse. Således fandt de, at den gennemsnitlige procentvise afvigelse fra de observerede koncentrationer var mellem 44-60% mod 45-64% i vores undersøgelse.

Årsagen til den lavere retention i danske sør De fire modeller adskilte sig fra de øvrige 17 modeller ved at have lavere Rp ved samme værdier af henholdsvis T_w , eller qs . Generelt havde de danske sør en lavere Rp end sørerne i de udenlandske undersøgelser (fig. 6.2 og 6.3). Forklaringer på den lavere P-tilbageholdelse i de danske sør kan være følgende:

Hurtig tilbageførsel af sedimenteret fosfor - I de lavvandede og ikke-lagdelte sør sker der i modsætning til de dybere lagdelte sør en hurtig tilbageførsel af det sedimenterede P

fra sedimentet til vandfasen, hvorfor Psø og afløbsfosforskonzentrationen generelt er høj.

Overskudsfosfor i søvandet - De danske sører modtager generelt en høj P-belastning; og i mange af sørerne er belastningen så stor, at der er overskudsfosfat i vandfasen, som ikke indbygges i de biologiske komponenter, primært planterplankton. Denne overskudsfosfat sedimenterer ikke og bevirker, at Psø- og afløbsvandet generelt bliver højere end i sør med lavere belastning.

Relativt ringe- re sedimentati- onskapacitet i danske sører - Til en stor del af de danske sører kommer hovedparten af P-belastningen fra spildevandspunkt-kilder og hovedsageligt som opløst fosfat, hvorimod en større procentandel skyldes arealbidraget i de fleste af de udenlandske sører, som har været inddraget ved tidlige modelopstillinger. Sører, der modtager en stor andel af belastningen via arealbidrag, modtager også en relativt større mængde partikulært materiale fra oplandet og det kan medføre en øget fosforbinding og dermed øget sedimentation af P i søen til følge (Jones & Bachmann, 1978; Canfield & Bachmann, 1981). I de danske sører med en større spildevandsandel vil der i mange tilfælde ske en mættning af bindings-/tilbageholdelseskapsiteten og dermed vil Rp blive mindre. Vurderingen af betydningen af tilførte bindingsækvivalenter støttes også af resultater fra Ørn Sø, Århus Amt og Gødstrup Sø, Ringkjøbing Amt, hvor jerntilførslen er stor. I disse sører var P-tilbageholdelsen følgelig meget større end modelforudsigelserne (tabel 6.9).

Eksemplerne Ørn Sø, Gødstrup Sø og Ollerup Sø illustrerer også, at selvom de 4 udvalgte modeller generelt kan anvendes på de danske sører, kan der ved vurdering af den enkelte sør være specielle forhold, der gør sig gældende, og som der må tages højde for.

Tabel 6.9: Målt og beregnet fosforretentionskoef- ficient i to sører, som modtager store mængder jern. De beregnede værdier af Rp er baseret på de fire modeller (Tabel 6.3) og angiver den maksimale va- riationsbredde. n er antal år. Tw i Ørn Sø var 15- 19 dage og Tw i Gødstrup Sø var 6-8 dage. Århus Amtskommune (1990) og Ringkjøbing Amtskommune (1989).

	n	Rp (målt)	Rp (beregnet)
Ørn Sø	8	0.40-0.63	0.05-0.25
Gødstrup Sø	5	0.31-0.55	0.05-0.25

Konklusion

Konklusionen på analyserne blev, at generelt kan de fire modeller, udviklet henholdsvis af Canfield & Bachmann (1981), Prairie (1988), Prairie (1989), Vollenweider (1976), beskrive forholdene i de danske søer. Det var ikke muligt at udvikle nye modeller, der beskrev datamaterialet bedre. De fire modeller repræsenterer alle modeltyper med en mindre retention end de øvrige afprøvede modeller.

7. Sammenhænge mellem belastning, tab og søvandskoncentration (N)

Kun få eksisterende modeller for kvælstof Der er hidtil kun foretaget få undersøgelser af kvælstofdynamikken i søer, og ligeledes eksisterer der i dag kun meget få empiriske modeller for sammenhænge mellem N-belastning og $N_{sø}$ [2], [3]. Dette kan virke overraskende, da N i visse søer kan have betydning som begrænsende faktor for algevæksten, men i højere grad fordi N-omsætningen i søer har stor betydning for N-tilførslen til nedstrøms beliggende fjorde og kystnære områder og dermed på eutrofieringsforholdene i disse områder.

Formål Formålet med analyserne beskrevet i dette afsnit har været

- at opstille sammenhænge til forudsigelse af $N_{sø}$ ud fra en given belastning
- at vurdere størrelsen og betydningen af tabet af N i de danske søer.

7.1 Datagrundlag

Datamaterialet Følgende datagrundlag blev benyttet: 1) massebalancer og $N_{sø}$ fra 69 danske søer [2]. Massebalancerne blev typisk etableret ud fra 12 målinger i søvandet samt til- og afløb. Transporterne til og fra søerne blev beregnet ud fra koncentrations- og vandføringsmålinger ved hjælp af trapez-integrationsmetoden. Herudover blev det atmosfæriske bidrag indregnet i balancerne (beregning af opholdstider mv. fremgår af kap. 6.2). Middelsøvandskoncentrationen er beregnet som aritmetisk gennemsnit. 2) belastningsopgørelser baseret dels på erfaringstal for arealafstrømning af N og dels på punktkildeopgørelser for oplandet samt målte $N_{sø}$ fra yderligere 98 danske søer ([2], [3]) massebalance og søvandskoncentrationer fra Søbygård Sø, som har været intensivt undersøgt over 6 år, henholdsvis 3 år før og 3 år efter en væsentlig reduktion i N-belastningen [3].

Beregning af Opdeling af tabet af N på henholdsvis sedimentation og denitrifikation i de 69 søer blev foretaget ud fra N:P-forholdet i overfladesedimentet, idet dette forhold formodes at repræsentere N:P-forholdet i det sedimentterende materiale. Ud fra fosforretentionen og dette N:P-forhold kunne sedimentationen af N beregnes, hvorefter denitrifikationen blev bestemt som differensen mellem det totale tab og sedimentationen.

Modellerne opstillet på 69 sører testet på 98 andre sører

Modeller for sammenhængen mellem belastning og søvandskoncentration blev opstillet på data fra de 69 sører, og herefter valideret på data fra de 98 øvrige sører. Tillige blev modellerne afprøvet på tidsserien fra Søbygård Sø for at vurdere anvendeligheden ved ændringer i belastninger. Herudover blev 3 udenlandske modeller afprøvet på henholdsvis tidsserien fra Søbygård Sø og det store materiale.

Repræsentativitet

De 69 sører var gennemgående lavvandede og hurtigt gennemstrømmede. Samtidig havde hovedparten en forholdsvis høj koncentration af totalkvælstof i både tilløb og søvand (tabel 7.1).

7.2 Resultater

Relativ konstant kvælstoftab i danske sører

Kvælstoffjernelsen i de 69 sører var ret konstant og udgjorde $43\% \pm 6\%$ (gns. $\pm 95\%$ C.L.) af den tilførte kvælstofmængde (/2/, tabel 7.2). Denitrifikation var ansvarlig for 77% af tabet. Dette svare til $33\% \pm 5\%$ af den totale belastning. Tilsvarende høje tabsprocenter blev fundet i Søbygård Sø både før og efter aflastningen /3/.

Tabel 7.1: Morfometriske karakteristika og årlige totalkvælstofkoncentrationer i de undersøgte sører ($n=69$).

	Gns.	Median	Std.err.	Min.	Max.
Søareal (km^2)	3.3	0.7	1.0	0.1	41
Middeldybde (m)	5.1	2.3	0.5	0.6	16
Maximaldybde (m)	8.6	5.0	1.1	1.0	37
Opholdstid (år)	1.2	0.3	0.3	<0.1	14
Indløbskonz. (mg N l^{-1})	5.6	5.0	0.8	0.6	15
Søvandskonz. (mg N l^{-1})	2.8	2.5	0.2	0.5	9

Tabel 7.2: Kvælstofbelastning, kvælstoftab og denitrifikation i de undersøgte sører. Det procentvise tab er beregnet for de enkelte sører før udregning af gennemsnit. n er antal sører.

	Gns.	Median	n	Std.err.
Kvælstof-				
belastning (g N (m ² ar) ⁻¹)	142	52	69	35
Kvælstoftab (g N (m ² ar) ⁻¹)	29	17	69	4
Kvælstoftab (%)	43	41	69	3
Denitrifi-				
kation (g N (m ² ar) ⁻¹)	23	16	58	3
Denitrifi-				
kation (%)	33	30	58	3

Sammenhæng mellem søkoncentrationen var generelt proportional med Ni i de 69 sører, middeldybden og opholdstiden har dog også en vis indflydelse (2, fig. 7.1). Det kan dog være svært statistisk at adskille effekten af middeldybden og opholdstiden, da disse er meget korreleerde 2.

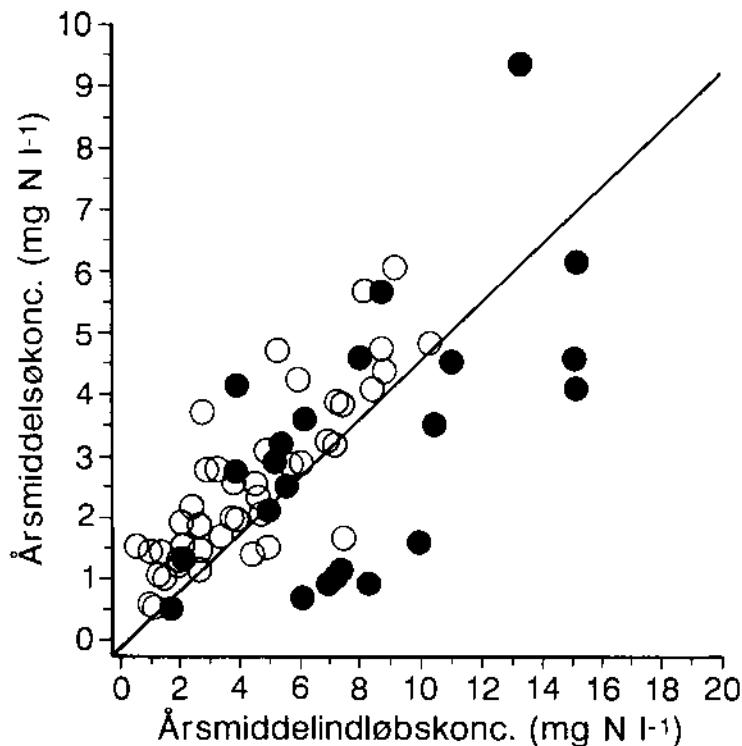
De udviklede modeller Der blev udviklet tre modeller for søvandskoncentration af N med stigende kompleksitet 2. Indløbskoncentrationen af N (Ni, mg N l⁻¹) var den væsentligste styrende variable, herefter kom op holdstiden (Tw, år) og endelig var middeldybden (z, m) af signifikant betydning for søkoncentration af N (Nsø, mg N l⁻¹):

$$\text{Model 1: } Nsø = 0,45 * Ni$$

$$\text{Model 2: } Nsø = 0,42 * Ni * Tw^{-0,11}$$

$$\text{Model 3: } Nsø = 0,34 * Ni * Tw^{-0,16} * z^{0,17}$$

Modelvalidering Valideringen af modellerne på datamaterialet fra de 98 andre sører viste, at alle tre modeller kunne beskrive søkoncentrationen tilfredsstillende 2. Model 1 kunne forklare 50% af variationen i søkoncentrationen i de 98 sører, model 2: 61% og endelig model 3: 63%. Samtidig kunne der ikke påvises signifikante forskelle mellem observerede og beregnede koncentrationer.



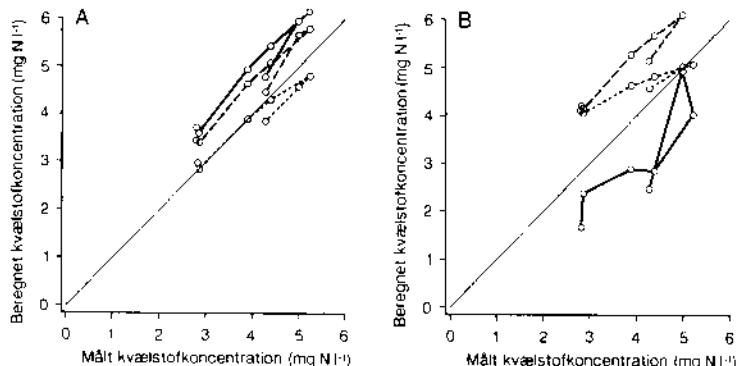
Figur 7.1:

Sammenhængen mellem indløbs- og søkoncentrationen for totalkvælstof (begge årsmeddel). O: Søer med en opholdstid mindre end et år. ●: Søer med en opholdstid større end et år (fra /2/).

Modellerne viser, at selvom tabet af N generelt er højt i de lavvandede søer, har opholdstiden og middeldybden en signifikant indflydelse. Således vil en kortere opholdstid bevirket et mindre tab af N ligesom en mindre middeldybde også vil bevirket et mindre tab af N.

Test på data fra Søbygård Sø

Modellerne kunne tillige beskrive situationen før og efter en belastningsreduktion i Søbygård Sø tilfredsstillende (fig. 7.2). Som modellerne forudsiger, skete der i Søbygård en umiddelbar og lineær ændring i svandets koncentration som følge af ændringen i tilløbskoncentrationen. De 3 modeller afveg gennemsnitligt henholdsvis -4%, 21% og 14% i de 7 år.



Figur 7.2:
Sammenligning af observeret og beregnet søkoncentration af totalkvælstof i Søbygård Sø (1978, 1984-1989). (fra /3/).

- A. (-----) Model 1.
(- - -) Model 2.
(- · -) Model 3.
- B. (-----) Model fra Lijklema et al. (1989).
(- - -) Model fra OECD (1982).
(- -) Model fra Bachman (1984).

Test af tre udenlandske modeller gav større afviigelser

De tre afprøvede udenlandske modeller (henholdsvis Lijklema et al., 1989; Bachman, 1984; OECD, 1982) er alle ikke-lineære med hensyn til indflydelsen af indløbskoncentrationen. På trods af dette beskriver modellerne fra henholdsvis Lijklema et al. (1989) og OECD (1982) koncentrationsniveauet rimeligt godt med en gennemsnitlig afvigelse på henholdsvis 15% og 32% (fig. 7.2). Men modellen fra Lijklema et al. (1989) viste en tydelig skævhed i forhold til 1:1 linien ved reduktionen i koncentrationsniveauet. Modellen fra Bachmann (1984) underestimerede som gennemsnit sørvandskoncentrationen med 23%, men med store variationer fra år til år.

De tre udenlandske modeller blev tillige afprøvet på det større materiale fra 98 sører med tilsvarende resultat (tabel 7.3). De tre modeller, udviklet på det danske materiale, viste en meget lille afvigelse mellem de beregnede og observerede værdier. Afvigelsen var således ikke signifikant forskellig fra 0. Modellerne fra henholdsvis Lijklema et al. (1989) og OECD (1982) underestimerede de observerede værdier signifikant. Modellen fra Bachmann (1984) udviste den største

afvigelse, men variationen fra sø til sø var til gengæld så stor, at afvigelsen ikke var signifikant forskellig fra 0.

Tabel 7.3: Resultater fra test af 6 modeller på data fra 98 danske sører. Afvigelserne er angivet i procent af de observerede værdier.

	Middel	Std.Err.	Median	P(Middel=0)
Model 1 (2)	-2.3	9.0	17.0	<0.257
Model 2 (2)	-4.1	6.5	7.0	<0.531
Model 3 (2)	-7.9	6.9	0.3	<0.802
Lijklema et al. (1989)	-51	9.0	-25.0	<0.004
Bachman (1984)	-153	118	94	<0.200
OECD (1982)	-17.1	8.9	-8.3	<0.001

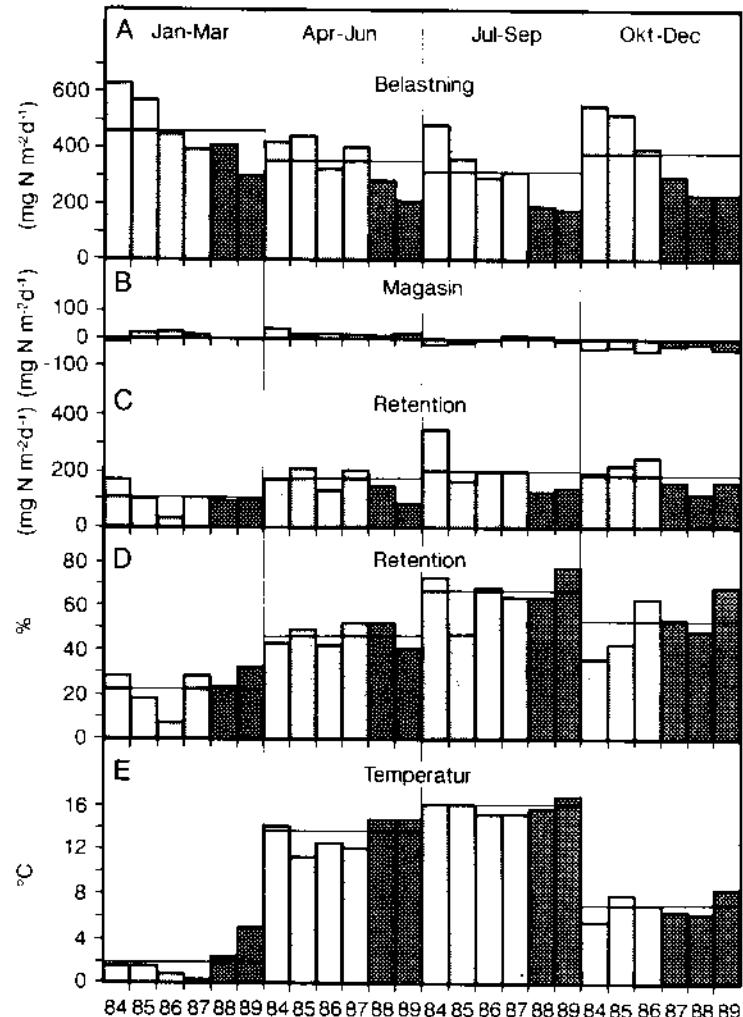
Stor årstidsvariation i kvælstoftabet

På trods af et relativt konstant tab på årsbasis i de lavvandede sører viste analysen af materialet fra Søbygård Sø, at der er væsentlige årstidsvariationer i tabet af N /3/. I 1. kvartal var tabet af N signifikant lavere end i de øvrige tre kvartaler på trods af en høj nitratkoncentration, formodentlig på grund af en meget lav vandtemperatur (fig. 7.3). Temperatureffekten ses dog ikke tilsvarende i 4. kvartal. Der ses her en slags hysterese, således at ved stigende temperatur i foråret var temperatureffekten tilsyneladende af større betydning end ved de faldende temperaturer i efteråret.

7.3 Diskussion og konklusion

Høje tabsrater i de 69 sører

De observerede tabsrater i de 69 sører er høje i forhold til de fleste værdier målt i laboratoriet eller in vitro (f.eks. Abdelmoneim et al., 1986; Christensen & Sørensen, 1986), men sammenlignelige med rater fundet ved andre massebalance-studier (f.eks. Andersen, 1974; Serraya, 1975; Fleischer & Hamrin, 1988). Sammenligningsgrundlaget med hensyn til vurdering af den forholdsvis konstante tabsprocent på 43% af belastningen er forholdsvis lille, dog fandt Seitzinger (1988) ved sammenstilling af 17 massebalancer et tab på gennemsnitlig 43% (range:18-81%), ligesom hun fandt et konstant tab (40-50%) i 6 estuarier.



Figur 7.3:
 Kvartalsbudgetter for totalkvalstof og vandtemperaturer i Søbygård Sø i perioden 1984-89. A: Ekstern belastning. B: Intern magasin C: Nettoretention. D: Nettoretention i procent af ekstern belastning. E.: Gennemsnitlig vandtemperatur. De horisontale linier viser gennemsnittet for hvert enkelt kvartal i perioden 1984-89. (fra /3/).

De kontrollerende faktorer for fjernelse af N i akvatisk miljø er dårligt undersøgt (Seitzinger, 1988). For at den bakterielle denitrifikation kan foregå kræves næsten anaerobe forhold. Anaerobe forhold vil i de lavvandede sør hovedsageligt kun findes i sedimentet. Udo over nitrat kræver processen tilførsel af substrat i form af nedbrydeligt organisk stof. I de fleste sør vil tilførslen af organisk materiale til sedimentet stamme fra sedimenteret plantoplankton, mens nitraten kan stamme både fra vandfasen og fra nitrifikation af ammonium til nitrat i selve sedimentet.

Resuspensionens betydning for kvælstoftabet i sør Det høje tab i de lavvandede danske sør i forhold til de fleste udenlandske undersøgelser, der oftest har omfattet betydeligt dybere sør, kan formodentligt delvist forklares udfra resuspension af sedimentet, da den spiller en stor rolle i de lavvandede sør (//, Gons et al., 1986; Kristensen & Jensen, 1987). Resuspensionen øger transporten af nitrat til sedimentet, hvor denitrifikationen foregår i de lavvandede sør. Transporten af nitrat ned i sedimentet er ellers begrænset til den betydeligt langsomere diffusive transport (Christensen et al., 1990; Nielsen et al., 1990). Resuspensionen tilfører derudover ilt til det dybere sediment. Selv om det umiddelbart har inhiberende effekt på denitrifikationen, kan det efterfølgende øge størrelsen af denitrifikationen på grund af en kobling mellem nitrifikation og denitrifikation. Nitrifikationen af ammonium til nitrat forøger denitrifikationen, da potentialet ikke er udnyttet i det dybereliggende sediment (Christensen & Sørensen, 1986). Hypotesen om resuspensionens betydning er blevet støttet af in situ målinger i en lavvandet og eutrof hollandsk sør (J.P. Schwert, pers. comm.). Dette forhold kan tillige være forklaringen på forskellen mellem de opnåede resultater med hensyn til tab af N fra henholdsvis massebalance-studier og eksperimentelle undersøgelser. Ved de eksperimentelle undersøgelser er der normalt ikke gjort forsøg på at efterligne effekten af resuspension, vandbevægelser mv. som vil være af stor betydning i disse lavvandede systemer.

N:P-forholdets betydning En af de faktorer, der har været fremhævet som væsentlig for tabet af N i sør er N:P-forholdet i tilløbet (Nixon & Pilson, 1984; Seitzinger, 1987). Hvor N:P-forholdet i sørerne oftest er omkring 7:1, afspejlende det gennemsnitlige N:P-forhold i plantoplankton ("The Redfield ratio"), er N:P-forholdet i tilløbene oftest højere. Det relative overskud af N i forhold til plantoplanktonets behov er således til rådighed for denitrifikationen. Denne hypotese har dog ikke kunnet eftervises for de 69 sør. En mulig forklaring

er, at en stor del af P-belastningen i sommerperioden i lavvandede eutrofe sør stammer fra en frigivelse fra søbunden (intern belastning) /10/, hvorfor N:P-forholdet i tilløbet ikke er det reelle forhold i belastningen. Sammenhængen mellem N:P-forholdene og tabet af N kan dermed blive sløret.

Der er dog hidtil ingen entydige forklaringer på det forholdsvis konstante tab i disse lavvandede systemer (/3/, Seitzinger, 1988), men der kommer til stadighed nye eksempler i litteraturen, der peger i retning af, at i eutrofe og lavvandede akvatiske systemer er tabet af N oftest forholdsvis konstant og højt, omkring 35-55% af belastningen.

Det forholdsvis konstante forhold genfindes i forholdet mellem Ni og Nsø i de tre opstillede modeller, hvor Ni indgår lineært. De lineære sammenhænge gav det bedste resultat for både de 69 og de 98 sører, samt tillige for Søbygård Sø, der responderede umiddelbart og lineært på reduktionen i N-belastning. De afprøvede udenlandske modeller viste sig at være dårligere i beskrivelsen af Nsø i de danske sører. Dette skyldes formentlig forskelle i søtyperne. De udenlandske modeller er opstillet for sører dækende et bredere spektrum af morfometriske forhold og omfattede typisk større og dybere sører. At de udenlandske modeller indeholder indløbskoncentrationen som en ikke-lineær variabel, kan skyldes indflydelse af de kvælstof-fikserende blågrønalger, der i nogle tilfælde kan give en væsentlig tilførsel af N til systemerne, især når kvælstofkoncentrationen er lav /3/.

Arsagen til at
de udviklede
modeller giver
et bedre resul-
tat end de
udenlandske mo-
deller

Kvælstoffikse-
ring af mindre
betydning i de
lavvandede dan-
ske sører

De kvælstof-fikserende blågrønalger er af mindre betydning i de lavvandede danske sører /17/, og deres fordel i konkurrencen med andre alge-typer er ikke betinget af deres evne til at fiksere atmosfærisk N (se kap. 9). I de dybere, mindre belastede og hyppigt lagdelte udenlandske sører er deres betydning ofte større specielt ved lavere kvælstofkoncentrationer, hvorfor man ved en belastningsreduktion ofte finder, at deres betydning stiger, og dermed bliver denne belastning gradvist større i forhold til den eksterne belastning, når den eksterne belastning reduceres (Bengtsson, 1978). I dybere danske sører kan man måske forvente en tilsvarende effekt, hvorfor betydningen af de kvælstof-fikserende blågrønalger her bør inddrages ved en vurdering af konsekvenserne af en reduktion i N-belastningen. I de lavvandede systemer kan man derimod som hovedregel negliger betydningen af kvælstoffikserende blågrønalger og anvende de modeller, der er opstillet her.

Hurtig reaktion Søbygård Sø responderede umiddelbart på reduktionen i kvælstofbelastningen. Indsvingningstiden til en ny ligevægt var meget kort, i modsætning til hvad der er set for P både i Søbygård Sø og en lang række andre sører (Sas, 1989).

Sedimenterede alger vigtig styrende faktor for denitrifikationen

Sæsonvariationen for det procentuelle tab af N i Søbygård Sø kunne især henføres til ændringer i mængden af letomsætteligt organisk materiale og forskelle i vandtemperaturen /3/. De kvartalsvisse massebalancer viste, at det procentvise tab af N i 1. kvartal var lavt på trods af, nitratkoncentration i sværvandet var høj. Dette skyldes formentlig lave vandtemperaturer. Gennem sommeren var tabet af N højt, selvom nitratkoncentrationen var faldende, og det procentvise tab forblev højt i 4. kvartal på trods af faldende temperaturer, hvilket formodentlig kan henføres til en større letomsættelig organisk pulje i sedimentet, som er akkumuleret igennem planteplanktonets vækstperiode. Den stigende nitratkoncentration i løbet af efteråret har dog formentlig også haft betydning.

Resultaterne fra Søbygård Sø peger på, at størrelsen af tabet af N i de lavvandede og eutrofe akvatiske systemer måske i høj grad er kontrolleret af tilgængeligheden af nedbrydeligt organisk materiale.

Kvælstoffjernelse i sører kan have stor betydning for transporten af kvælstof fra land til de marine områder

Kvælstoffjernelsen i sører har en væsentlig kontrollerende effekt på den mængde af N, der tilføres de marine områder fra landområderne ved ferskvandsafstrømningen. Eksempelvis fjernes op mod 50% af den potentielle belastning fra Gudenåoplændet, før det løber ud i Randers Fjord, hovedsageligt på grund af det store antal sører i Gudenåsystemet (Andersen & Pedersen, 1987). I de undersøgte lavvandede sører har fjernelsen af N vist sig at være betragtelig, også i sører med en forholdsvis kort opholdstid. Dog er det vigtigt at understrege, at både en kortere opholdstid såvel som en mindre middeldybde bevirker et lavere tab af N. I de danske vandløb er fjernelsen af N betydelig ringere (Jeppesen et al., 1987; Sørensen et al., 1990), hvorfor man for at øge fjernelsen af N i vandløbssystemer/oplænde er nødt til at satse på sører og andre vådområder. Under forudsætning af en nogenlunde uændret landbrugproduktion kan ønsket om en yderligere formindskelse af N-belastningen af de marine områder ikke opfyldes uden, at det store potentiale for fjernelse af N i vådområderne udnyttes. Retablering af vådområder skal derfor også ses i dette lys.

Retablering af vådområder af stor betydning

8. Sigtdybde og klorofylkoncentration i relation til næringsstofniveau

Modeller til beskrivelse af klorofyl og sigtdybde

Ved hjælp af modellerne, præsenteret i kapitel 6 og 7, er det muligt at bestemme næringsstofkoncentrationen i en sø ved en given belastning. I de fleste tilfælde vil det i ligeså høj grad være den forventede biologiske tilstand og sigtdybden, som man vil være interesseret i. Til brug ved en sådan vurdering benyttes oftest sammenhænge mellem næringsstofniveau og klorofyl a eller sigtdybde. I 1983 fandtes der mere end 60 forskellige publicerede klorofyl-P sammenhænge (Dillon cit. Peters, 1986), som var tilpasset forskellige søtyper, f.eks. forskellige eutrofieringsgrader og forskellige morfometriske forhold. Modellerne var typisk udviklet på data fra dybere og større søer og samtidigt øer med et næringsstofniveau betydeligt lavere end i de danske søer.

Formålet med analyserne i dette afsnit har været

- at opstille sammenhænge mellem næringsstofniveau, sigtdybden og klorofyl i lavvandede danske søer.

8.1 Datagrundlag

Datamaterialet

Datagrundlaget udgøres af sammenhørende næringsstof- og sigtdybde/klorofyl a-målinger fra 252 søer omfattende 498 år. Målinger fra især humøse søer, hvor vandets egenfarve reducerer sigtdybden, blev udeladt. Datamaterialet blev derudover reduceret til målinger fra i alt 245 år i 124 søer, da der blev sat et mindstekrav på 4 målinger i perioden maj til september. Yderligere krav til målehyppigheden viste sig ikke at ændre resultaterne signifikant.

Krav om mindst 4 målinger i samme periode

Sommer- kontra årsgennemsnit

Da vækstsæsonen i de danske søer typisk udgøres af sommerperioden (maj-september), er det optimalt at opstille sammenhænge mellem næringsstofniveau og respons for denne periode. Der blev derfor lagt vægt på disse sammenhænge i dette kapitel, men bl.a. af hensyn til koblingen til belastningsmodellerne blev analyserne også foretaget for perioder omfattende hele året.

Kvaliteten af klorofyl a-målinger variabel

Kvaliteten af en del af klorofyl a-bestemmelserne kan drages i tvivl, da det i flere tilfælde ikke har været muligt at få præcise oplysninger om ekstraktionsmetoder (om der er benyttet methanol, ethanol eller acetone) og forskellige ekstraktionsmetoder kan give væsentligt forskellige klorofylkoncentrationer (f.eks. Riemann, 1978). Hvor oplysninger har været tilgængelige, er værdier, baseret på acetone-metoden, udeladt.

Derfor større vægt på sigt-dybde-fosforrelationen Usikkerheden på medførte, at der blev lagt størst vægt på at udvikle modeller for sammenhænge mellem fosforkoncentration og sigtdybden, dog med den udbygning, at klorofyl-niveau kan beregnes ud fra en given sigtdybde.

Repræsentativitet Datagrundlaget omfattede især mindre, lavvandede sører med et relativt højt næringsstofniveau kombineret med lave sigtdybder og høje koncentrationer af klorofyl a og suspenderet stof (tabel 8.1).

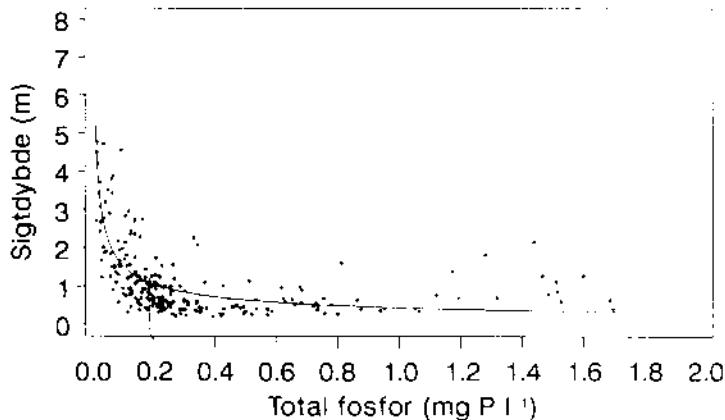
Tabel 8.1: Statistik for morfometriske karakteristika og sommergennemsnit af totalfosfor, totalkvælstof, sigtdybden, klorofyl a samt suspenderet stof i de undersøgte sører. Statistik mærket med * er for hele året.

	Gns.	Median	Std.err.	Min.	Max.
Søareal (km ²)	2.3	0.6	0.4	<0.01	41
Middeldybde (m)	4.0	2.6	0.2	0.5	15
Maximumsdybde (m)	8.7	5.5	0.9	1.0	34
Opholdstid (år)	1.8	0.4	0.3	<0.01	21
Totalfosfor (mg P l ⁻¹)	0.4	0.2	0.03	0.01	2
*Totalfosfor (mg P l ⁻¹)	0.4	0.2	0.04	0.02	3
Totalkvælstof (mg N l ⁻¹)	2.3	2.0	0.09	0.2	9
*Totalkvælstof (mg N l ⁻¹)	2.9	2.3	0.11	0.2	10
Sigtdybde (m)	1.1	0.8	0.06	0.2	5
*Sigtdybde (m)	1.2	1.0	0.05	0.2	5
Klorofyl a (µg CHL l ⁻¹)	89.	74.	5.0	5.0	308
Susp. stof (mg SS l ⁻¹)	22.	18.	1.7	3.4	73

Statistisk behandling Til beskrivelsen af data blev afprøvet flere forskellige modeltyper. Den bedste viste sig at være den traditionelle eksponentielle sammenhæng (f. eks. $SD = a \cdot Psø^{**}b$; ofte alternativt formuleret som $\log(SD) = A + b \cdot \log(PT)$, hvor $A = \log(a)$). Ved den statistiske behandling af materialet viste det sig, at den ikke-lineær regressionsteknik gav bedre beskrivelse af data end den lineære regression på logaritmtransformerede data, hvorfor førstnævnte teknik blev benyttet. Da der viste sig skævheder med hensyn til residualerne, blev en række andre sammenhænge afprøvet (bl.a. hyperboliske og andre eksponentielle sammenhænge). Herudover blev forskellige transformationer af materialet forsøgt. Ingen af de afprøvede metoder gav signifikant forbedring i beskrivelsen af materialet.

8.2 Resultater

Fosfor-sigtdybde-sammenhænge Indflydelsen af total P på middelsigtdybden om sommeren var mest markant ved de laveste koncentrationer (fig. 8.1). Over $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ ændredes sigtdybden kun lidt med ændret koncentration. Dog var der, ved de højeste P-niveauer ($1-2 \text{ mg P l}^{-1}$), en tendens til øgede sigtdybder. Sammenhænge mellem sigtdybden og total P kunne forbedres signifikant ved at inddrage middeldybden (tabel 8.2), således at sigtdybden aftager markant med aftagende middeldybde. For eksempel vil sigtdybden ved en somtermiddel P-koncentration på $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ være ca. $0,7 \text{ m}$ i en sø med en middeldybde på 1 m , mens den i en sø med en middeldybde på 5 m vil være mere end dobbelt så stor, ca. $1,6 \text{ m}$.



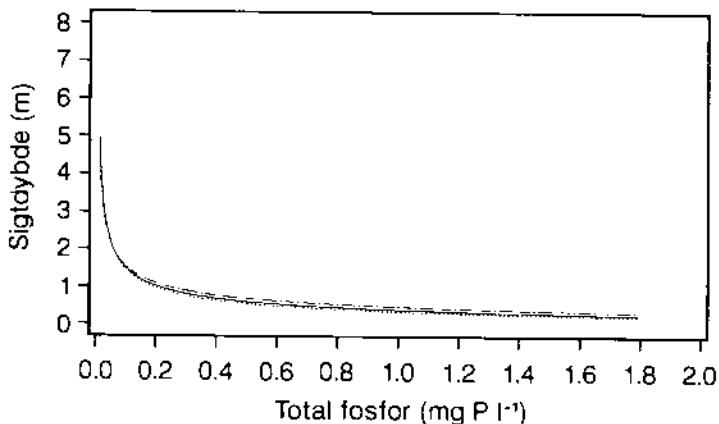
Figur 8.1:
Sammenhængen mellem den gennemsnitlige sigtdybde og totalfosforskonzentration i sommerperioden.
Sammenhæng 1 fra tabel 8.2 er indtegnet.

Sommer- kontra
års gennemsnit Analyserne af sammenhængene mellem somtermiddel sigtdybde og års middel P-konzentration samt mellem års middelsigtdybde og års middel P-konzentration viste ingen signifikante afvigelser fra sammenhængen mellem somtermiddelsigtdybde og somtermiddel P-konzentration (tabel 8.2, fig. 8.2). Dette var tilfældet både med eller uden korrektion for indflydelsen af middeldybden. I det følgende er der derfor kun præsenteret resultater fra sommerperioden.

Tabel 8.2. Relationer mellem den gennemsnitlige sigt-dybde (SD) og totalfosforkoncentration (Psø).
 Sammenhængene 2, 4 og 6 er korrigteret for middeldybdens (Z) indflydelse.
 1 & 2.: Sommermiddelsigtdybde og sommermiddelfosfor.
 3 & 4.: Sommermiddelsigtdybde og årsmiddelfosfor.
 5 & 6.: Årsmiddelsigtdybde og årsmiddelfosfor.

1.: SD=0.44(± 0.038)*Psø***-0.54(± 0.031)
2.: SD=0.36(± 0.029)*Psø***-0.29(± 0.028)*Z**0.51 (± 0.042)
3.: SD=0.39(± 0.038)*Psø***-0.58(± 0.034)
4.: SD=0.34(± 0.028)*Psø***-0.29(± 0.028)*Z**0.55(± 0.040)
5.: SD=0.52(± 0.042)*Psø***-0.48(± 0.031)
6.: SD=0.43(± 0.026)*Psø***-0.20(± 0.022)*Z**0.55(± 0.030)

Ikke specifikke Udbredelsen af bundplanter havde tillige stor modeller for indflydelse på sigtdybden ved et givet nærings-sør med under-vandsplanter stofniveau (/12/, kap. 9 og fig. 9.11). Det foreliggende materiale for sør med udbredt under-vandsvegetation var dog så sparsomt, at der ikke kunne opstilles P-sigtdybderelationer specifikt for disse sør.



Figur 8.2:
 Sammenhængen mellem sommermiddelsigtdybde og sommermiddel totalfosfor (—), sommermiddelsigtdybde og årsmiddel totalfosfor (-----) samt årsmiddelsigtdybde og årsmiddel totalfosfor (---), jvf. tabel 8.2.

Ingen effekt af N:P-forholdet

Der blev ikke fundet signifikante ændringer i parameterestimaterne for sammenhængene mellem sigtdybden og total P, hvis materialet underopdeltes med hensyn til N:P-forholdet (tabel 8.3).

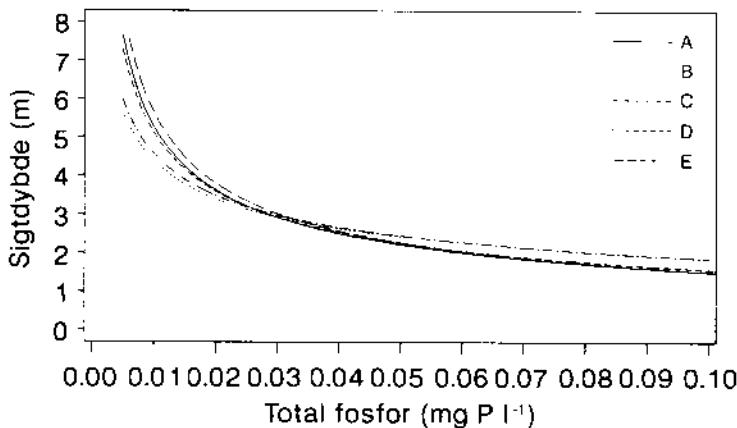
Ingen effekt Tilsvarende blev relationerne ikke signifikant af ændringer i ændrede, hvis der blev benyttet øvre grænser for den øvre grænse P-koncentrationen (fig. 8.3).
for fosfor

Relationen mel- Sammenhængen mellem klorofyl a-koncentrationen og lem sigtdybde sigtdybden var ikke entydig, selvom der var en og klorofyl rimelig overensstemmelse i niveauerne (fig. 8.4). Derfor er relationerne, der er angivet i tabel svag 8.4 også usikkert bestemt og bør bruges med stor forsigtighed. De giver et niveau - ikke en præcis koncentration. Søernes middeldybde havde ingen signifikant indflydelse på relationen mellem klorofyl a og sigtdybden (tabel 8.4).

Tabel 8.3: Relationen mellem den sigtdybde (SD) og totalfosforkoncentrationen (P_{so}) henholdsvis for N:P-forholdet mindre end 10 (7) og større end 10 (8).

$$7.: (N:P<10): SD=0.40(\pm 0.055)*P_{\text{so}}^{**}-0.69(\pm 0.064), n=132$$

$$8.: (N:P>10): SD=0.34(\pm 0.044)*P_{\text{so}}^{**}-0.60(\pm 0.041), n=108$$



Figur 8.3:

Regressionerne mellem den middelsigtdybde (SD) og totalfosforkoncentration (PT) om sommeren ved forskellige maksimumsgrænser for totalfosforkoncentrationen. Relationerne er udarbejdet for A: Hele materialet, B: PT < 0.4 mg P l⁻¹, C: PT < 0.2 mg P l⁻¹, D: PT < 0.1 mg P l⁻¹, E: PT < 0.05 mg P l⁻¹.

Tabel 8.4: Relationen mellem den gennemsnitlige klorofyl a-koncentration (CHL) og sigtdybden (SD) i sommerperioden (maj-sep.) (n=160). Sammenhæng 6 er korrigert for indflydelsen af middeldybden (Z). I parantes er angivet standard error på parameterestimaterne.

$$5.: CHL=72(\pm 4.7)*SD^{**}-0.71(\pm 0.076)$$

$$6.: CHL=72(\pm 8.1)*SD^{**}-0.71(\pm 0.095)+Z^{**}0.0045 (\pm 0.085)\$$$

\\$: Bemærk, at middeldybden ikke indgår signifikant.

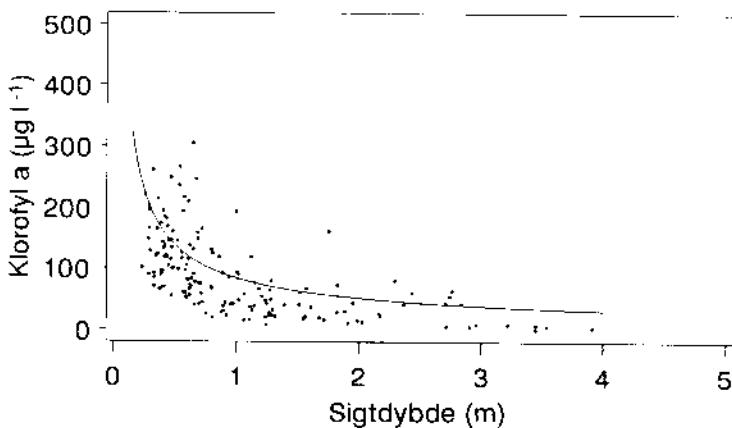
God relation
mellem sigtdyb-
de og suspende-
ret stof

Derimod blev der fundet en meget god sammenhæng
mellem mængden af suspenderet stof i vandfasen og
sigtdybden (fig. 8.5). Der var dog stadig en min-
dre effekt af middeldybden også på denne sammen-
hæng (tabel 8.5).

Tabel 8.5: Relationer mellem den gennemsnitlige sigt-
dybde (SD) og mængden af suspenderet stof (SS) i som-
merperioden (maj-sep.) (n=89). Model 8 er korrigeret
for indflydelsen af middeldybden (Z). I parantes er an-
givet standard error på parameterestimaterne.

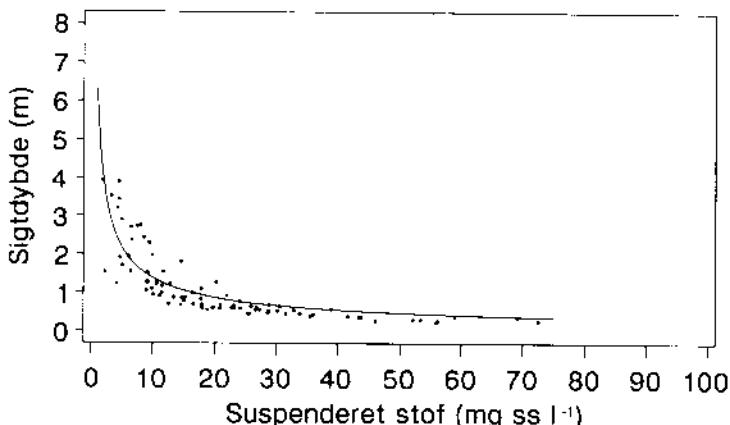
$$7.: SD = 6.3(\pm 0.62) * SS^{**} - 0.66(\pm 0.047)$$

$$8.: SD = 2.7(\pm 0.43) * SS^{**} - 0.51(\pm 0.046) * Z^{**} + 0.34 (\pm 0.050)$$



Figur 8.4:

Sammenhængen mellem den gennemsnitlige klorofyl-
koncentration (CHL) og sigtdybden (SD) i sommer-
perioden. Sammenhæng 5 fra tabel 8.4 er indteg-
net.



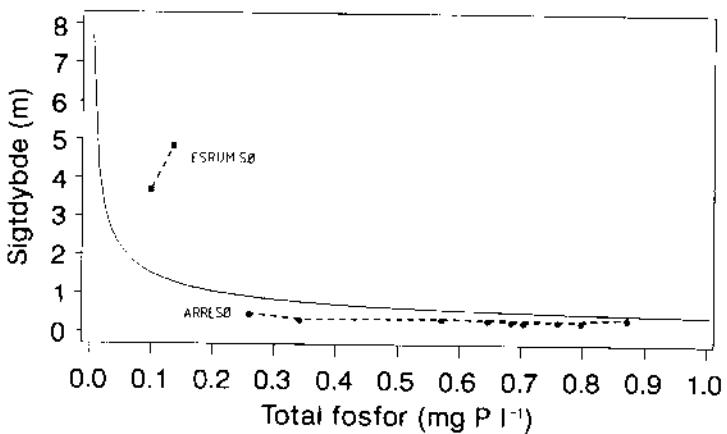
Figur 8.5:

Sammenhængen mellem den gennemsnitlige sigtdybde
(SD) og mængden af suspenderet (SS) stof i som-
merperioden. Sammenhæng 7 fra tabel 8.5 er ind-
tegnet.

8.3 Diskussion og konklusion

Styrende faktorer for niveauet af sigtdybden

Sigtdybden i en sø vil være bestemt af mindst 3 faktorer (f.eks. Lind, 1986): 1) Absorption og spredning af lys bevirket af planteplankton, 2) spredning af lys bevirket af andre partikler i vandet samt 3) vandets egenabsorption af lys. Af disse faktorer vil kun planteplanktonets indflydelse være styret væsentligt af næringsstofniveauet, selvom sedimentets struktur og dermed evne til resuspension forventeligt øges med stigende eutrofieringsniveau på grund af øget akkumulering af organisk stof på søbunden. Indflydelsen af vandets egenabsorption af lys var lille i det foreliggende materiale, da søer med en stor indflydelse af denne faktor (humøse søer) blev udeladt, og da sigtdybden generelt var lille.



Figur 8.6:

Sammenhængen mellem den gennemsnitlige sigtdybde og koncentrationen af totalfosfor i sommerperioden. Derudover er de individuelle forløb for henholdsvis Esrum sø og Arresø indtegnet (data fra Hovedstadsrådet).

Resuspensionens rolle

Relationen mellem sigtdybden og total P-koncentrationen var forholdsvis god, men kunne dog forbedres væsentligt, hvis søernes middeldybde blev inddraget i sammenhængen. Afhængigheden af middeldybden skyldes primært, at tendensen til opvirvling af sedimentet (resuspension) alt andet lige øges med en mindsket middeldybde. Dette støttes af den gode sammenhæng mellem sigtdybden og mængden af suspenderet stof, der kun i mindre grad er afhængig af middeldybden.

Arresø er et godt eksempel på en sø, hvor resuspensionen er en meget betydende faktor for sigtdybden /7/. Med sit store areal (41 km²) og lave middeldybde (ca. 3 m) er sedimentet meget ofte utsat for resuspension.

Tilsvarende fandt Reckhow (1988) en positiv sammenhæng mellem sigtdybden og middeldybden i en række forholdsvis lavvandede amerikanske sører, dog uden at give nogen forklaring herpå. En genemgang af den øvrige litteratur på området gav ikke yderligere eksempler, men dette skyldes formentlig, at sørerne inkluderet i de øvrige undersøgelser har været betydeligt dybere, hvorfor effekten af resuspension har været mindre.

God sigtdybde ved meget høje fosforkoncentrationer

Ved meget høje P-koncentrationer øges sigtdybden i de fleste sører. Dette er en konsekvens af, at i disse sører er det biologiske system i ubalance. Der sker periodisk sammenbrud i den biologiske struktur. På grund af fiskedød og ringe rekruttering af yngel opformeres zooplankton og følgeligt nedgræsses fytoplanktonet med øgede sigtdybder til følge /11/, /17/ m.fl.

Undervandsplanternes rolle

Den biologiske struktur har en væsentlig indflydelse på sigtdybden ved alle næringsstofniveauer. Et velunderbygget eksempel er undervandsvegetationens indflydelse /5/, /11/, /12/.

Udbredt undervandsvegetation har en direkte effekt ved immobilisering af store mængder næringsstoffer i plantevævet, men den indirekte effekt er formentlig større: Undervandsvegetationen giver skjul til rovfisk samt zooplankton, og det stabiliserer sedimentet, så resuspensionen mindskes /17/.

Betydningen af forskel i algens sammensætning

Planteplanktonets sammensætning ændres i forhold til næringsstofniveaueret (kap. 9, /8/). Dette kan tillige have indflydelse på sigtdybden. Dels indeholder forskellige algetyper forskellige mængder pigment (Reynolds, 1984; Alpine & Cloern, 1985), og dels er der en stor størrelsesafhængighed i planteplanktonets lysabsorption (Elser, 1987).

De forskellige planktonalgers forskellige indhold af klorofylpigment er sammen med problemerne med ekstraktionsmetoderne årsag til den ringe sammenhæng mellem klorofyl a-mængden og total P-koncentrationen. Der er således også for lavvandede danske sører vist en stor forskel i volumen-klorofyl forholdet mellem blågrøn-, kisel- og grønalger /8/. Forskel i fiskebestandens sammensætning mellem sørerne og fra år til år kan tillige have stor indflydelse på klorofyl-P-sammenhænge (/12/, Jeppesen et al., 1990).

Sigtdybden i lavvandede søer er i høj grad styret af P-niveauet, men ved udnyttelse af sammenhænge, som er præsenteret i dette kapitel, skal man tage højde for de øvrige faktorer, der påvirker sigtdybden.

9. Sammenhænge mellem næringsstofniveau og biologisk struktur

Formål

Formålet med analyserne i dette kapitel har været

- at præsentere relationer mellem næringsstofniveauet i søerne og deres biologiske struktur i form af mængden og sammensætningen af planteplanktonet, mængden og sammensætningen af dyreplanktonet, dybdegrænsen for undervandsvegetationen og fiskebestandens sammensætning.

Hovedvægten på effekten af fosfor

Hovedvægten i dette arbejde blev lagt på at opstille relationer til P-niveauer i søerne, hvilket er begrundet med, at fosfor oftest er det mest betydnende regulerende næringsstof i søer. Men specielt for planteplanktonet, hvor datamængden var særlig stor, blev der også opstillet andre relationer bl.a. til N, N:P-forhold, temperatur, pH og hydraulisk opholdstid /8/. Resultaterne er nærmere beskrevet i /5/, /8/, /11/, /13/, /17/.

9.1 Metoder

Planteplankton

Planteplankton

På lugolfikserede vandprøver fra epilimnion blev der foretaget en artsbestemmelse samt en semi-kvantitativ opgørelse af planteplanktonet. Ved den semikvantitative opgørelse er planteplanktonet opdelt i tre niveauer: 1. til stede, 2. talrig (subdominant) og 3. dominant. Prøverne var dog som oftest bestemt på en skala fra 1 til 4, men i analysen reduceret til 1-3, idet niveau 2 (almindelig) på skalaen 1-4 viste sig ikke at give yderligere informationer end dem, der kunne opnås fra niveau 1. Niveau 1 og 2 blev derfor slægt sammen. For en nærmere beskrivelse af skalaænddelingen henvises til Olrik (1980).

Dyreplankton

Dyreplankton

Mængden af dyreplankton blev bestemt på vandprøver fra søerne. Kun prøver, som repræsenterede hele vandsøjlen, er medtaget. Prøverne er udtaget med vandhenter og herefter enten stillet til sedimentation (ufiltrerede prøver) eller filtreret gennem et 20, 50 eller 90 μm filter og fikseret i lugol. Der blev herefter foretaget tælling enten på hele materialet eller på en delmængde efter subsampling, således at der normalt blev talt på 100-300 af de mest betydnende arter, medens tælleskørkheden var ringere på kvantitatativt mindre betydnende arter.

Makrofyter

Makrofyter

Dybdegrænsen af undervandsplanterne blev bestemt på meget forskellig måde, spændende fra punktmålinger eller analyser af få transekter med en Ol-senrise og/eller vandkikkert til mere detaljerede transektanalyser på mange transekter evt. med anvendelse af video og dykkere.

Fisk

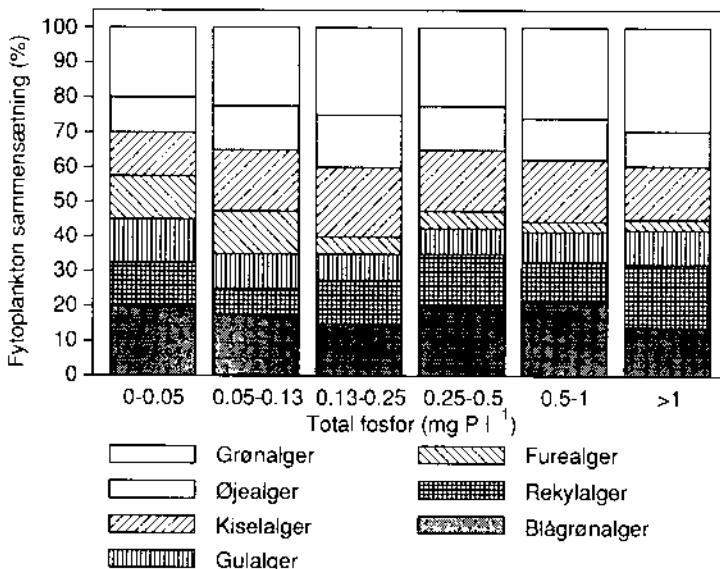
Fisk

Fiskebestandens sammensætning og relative mængde blev bestemt ved standardiseret fiskeri med et antal oversigtsgarn, der hver bestod af 14 sektioner med forskellige maskevidder fra 6,25 mm til 75 mm. Antallet af garn og deres placering blev afpasset efter søens størrelse, dybde og form på en sådan måde, at en tværgående sammenligning af fangsten pr. indsats (CPUE) var mulig (Mortensen et al., 1990).

9.2 Resultater og diskussion

9.2.1 Planteplanktonmængden og sammensætningen

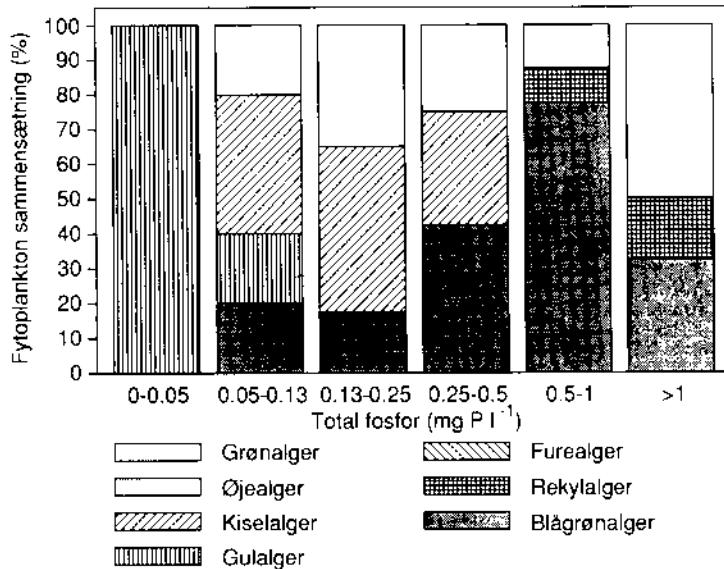
Ringe indflydelse af fosfor på fordelingen af algeklasser P-niveauet i sværvandet syntes ikke at spille nogen væsentlig rolle for fordelingen af "registrerede algeklasser" (fig. 9.1). Derimod var der en be-



Figur 9.1:

Sammenhængen mellem den procentvise fordeling af registrerede planteplanktonklasser i forhold til middelkoncentrationen af totalfosfor (maj-september)

Stor indflydelse af fosfor på tydelig forskel i hvilke algeklasser, som dominerer ved de forskellige P-niveauer (fig. 9.2). Ved dominansen af P-koncentrationer mindre end $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$ blev kun gulalger registreret som dominerende. Mellem $0,05$ og $0,5 \text{ mg P l}^{-1}$ udgjorde kiselalger en væsentlig andel af de dominerende klasser, medens de ikke blev registreret som dominerende under $0,05$ eller over $0,5 \text{ mg P l}^{-1}$. Grønalgerne udgjorde mellem 20 og 35% af de dominerende klasser mellem $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$ og $0,5 \text{ mg P l}^{-1}$ og dominerede i 50% af tilfældene over 1 mg P l^{-1} , hvor også rekylalgerne havde deres maksimum. Blågrønalgerne havde et signifikant maksimum på 75% dominans mellem $0,5$ og 1 mg P l^{-1} , medens de var helt uden betydning ved P-koncentrationer under $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$.

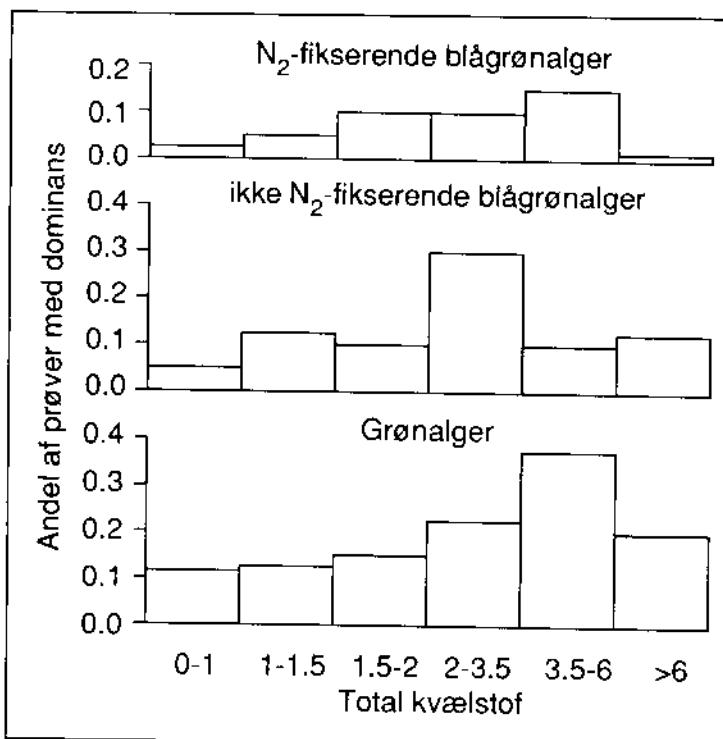


Figur 9.2:
Sammenhængen mellem den procentvise fordeling af dominante plantoplanktonklasser i forhold til middelkoncentrationen af totalfosfor (maj-september).

En analyse på slægts- og artsniveau viste et nogenlunde tilsvarende billede, som analysen på klassenniveau /8/: De enkelte slægter og arter forekom i et meget bredt og ofte overlappende spektrum af P-niveauer, medens de typisk dominerede i et mere snævert P-interval /8/.

Fokus på blågrønalgerne

I eutrofieringsmæssig sammenhæng er det ofte blågrønalgerne, der har påkaldt sig den største interesse. Dette skyldes bl.a., at der inden for denne klasse findes arter, der periodisk kan optræde i former, som er giftige for f.eks. hunde og kvæg. Desuden kan de ved masseforekomst både danne et væstetisk malingagtigt lag på vandoverfladen, som ved henfald efterfølgende kan give anledning til en betydelig skumdannelse langs kysterne. Endelig kan masseforekomst medføre, at dyreplanktonleddet i fødekæden næsten helt afkobles.



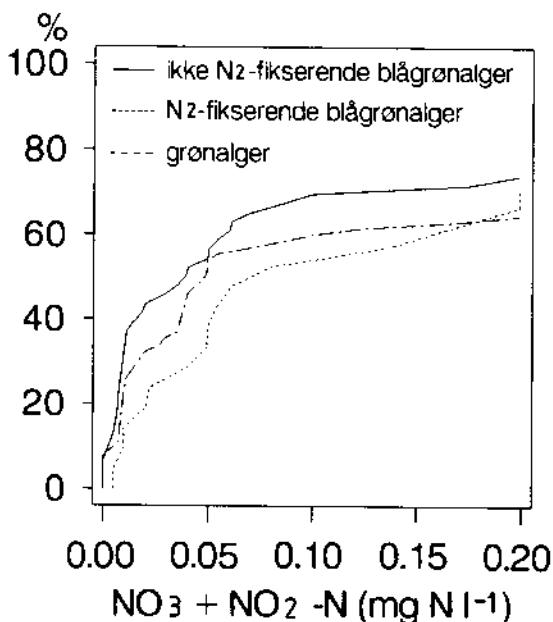
Figur 9.3:

Sammenhængen mellem middelværdien af totalkvælstof og andelen (skala 0-1) af prøver med dominans af kvælstoffikserende blågrønalger, ikke kvælstoffikserende blågrønalger og grønalger (maj-september).

Blågrønalgerne mest dominerende i fosforintervallet 0,5-1,0 mg P l⁻¹

I de lavvandede danske sører var blågrønalgerne mest dominerende i P-intervallet 0,5-1,0 mg P l⁻¹, medens deres betydning var markant lavere, når P-niveauet var under 0,13-0,25 mg P l⁻¹. Ved en sammenstilling af data fra 18 europæiske sører fandt Sas (1989) for lavvandede sører et tærskelniveau på ca. 0,2 mg P l⁻¹ under hvilket, blågrønalgernes dominans aftog væsentligt, medens den tilsvarende tærskel for dybe sører lå på 10-30 µg P l⁻¹. Vore resultater understøtter tærskelniveauet for lavvandede sører, og meget tyder derfor på, at blågrønalgernes dominans i de lavvandede sører vil kunne brydes ved et højere P-niveau end i de dybe sører.

Tærskelniveau på 0,2 mg P l⁻¹



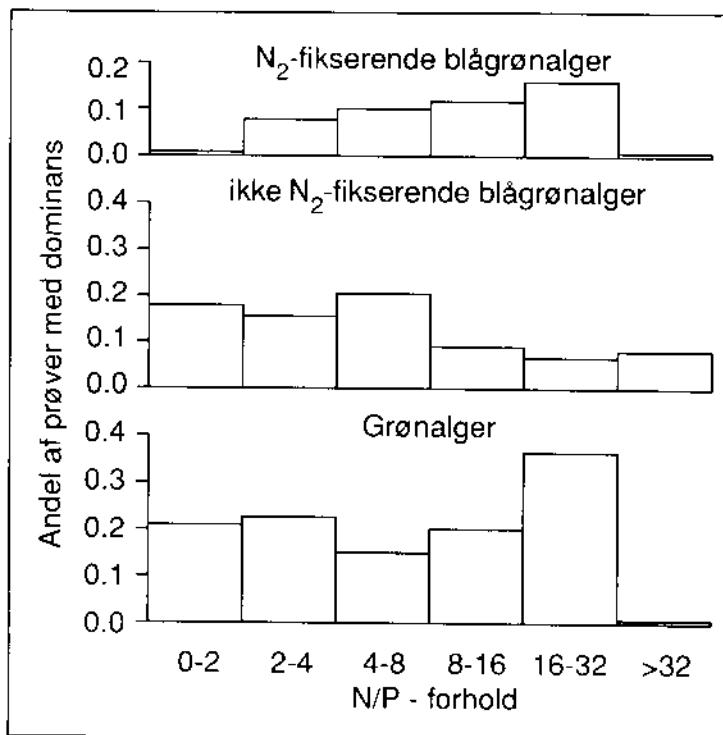
Figur 9.4:

Den akkumulerede procentvise fordeling af dominans af kvælstoffikserende blågrønalger, ikke kvælstoffikserende blågrønalger og grønalger i forhold til middelkoncentration af nitrit- og nitratkvælstof (NO₂-NO₃-N) (maj-september).

Ofte har det været hævdet, at en reduktion i N-belastningen vil medføre en øget dominans af blågrønalger, fordi der inden for denne klasse findes arter, som er i stand til at udnytte atmosfærisk N ved kvælstoffiksering. Det danske materiale fra de lavvandede sører har ikke kunnet bekræfte denne påstand. De kvælstoffikserende blågrø-

Kvælstoffifikse-
rende blågrøn-
alger ikke spe-
cielt domine-
rende ved lave
kvælstoffkon-
centrationer
eller lave ni-
tratkonzentra-
tioner

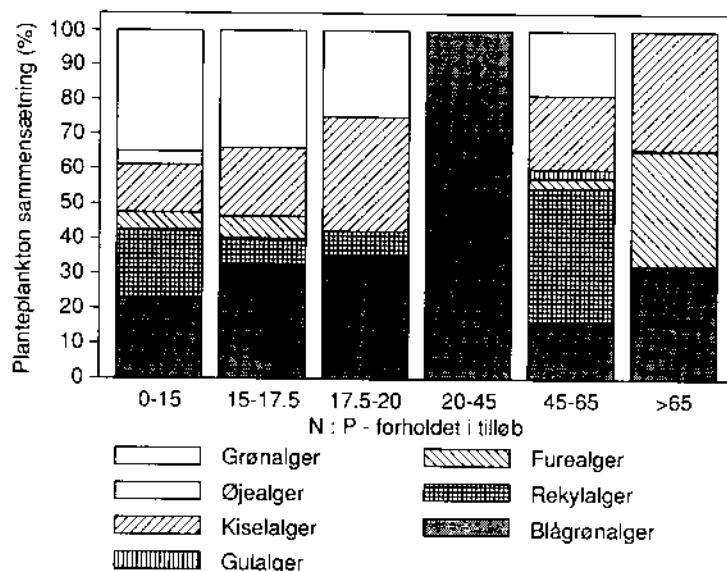
alger var således ikke specielt dominerende ved lave kvælstoffkoncentrationer (fig. 9.3). Der var således tendens til et maksimum ved totalkvæl- stoffkoncentrationer på $3,5-6 \text{ mg N l}^{-1}$. Det rela- tivt høje N-niveau kunne dog være et resultat af blågrønalgernes kvælstoffifiksering. Herimod taler dog flere forhold. For det første var de kvæl- stoffifikserende blågrønalger ikke specielt domine- rende ved lave nitratkoncentrationer, og den energikrævende kvælstoffifiksering finder kun sted, når koncentrationen af uorganisk N er lav (fig. 9.4); både de ikke-kvælstoffifikserende blågrønal- ger og grønalgerne dominerede faktisk oftere ved lave nitratkoncentrationer end de kvælstoffifikse- rende blågrønalger (fig. 9.4). For det andet vi- ste de kvælstoffifikserende blågrønalger en stigen- de dominans med stigende N:P-forhold op til en værdi på 16-32 (fig. 9.5), altså langt over det niveau, der er kendtegnet for planktonalger (7:1), og som man kunne forvente, at kvælstoffik- seringen højst vil hæve N:P-forholdet til.



Figur 9.5:
Sammenhængen mellem middelværdien af N:P-forhol-
det og andelen af prøver (skala 0-1) med dominans
af kvælstoffifikserende blågrønalger, ikke kvæls-
toffifikserende blågrønalger og grønalger (maj-sep-
tember).

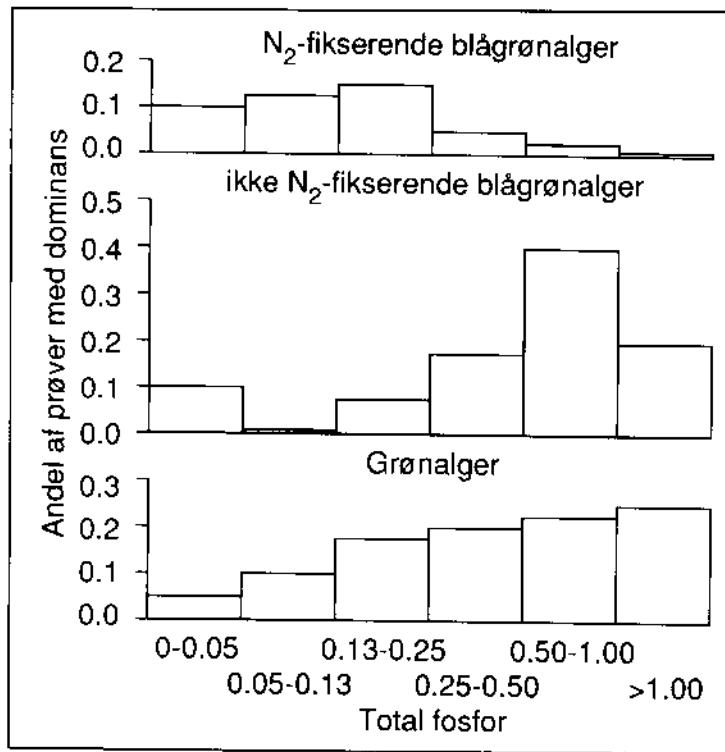
N:P-forholder tilløbsvand forklarer heller ikke fordelingen af de kvælstoffikserende blågrønalger med do-især i intervallet 0,05-0,25 mg P l⁻¹

Fordelingen af dominans af de kvælstoffikserende blågrønalger synes bedst relateret til fosforniveauet i de lavvandede sører, at der under danske forhold oftest er N-overskud i de lavvandede sører, hvor de kvælstoffikserende blågrønalger er favoriseret, hvorfor kvælstoffiksering formodentlig er uden større betydning. Ved en ensidig reduktion i tilførslen af N til lavvandede sører med et P-niveau på 0,05-0,25 mg P l⁻¹ kan det dog ikke udelukkes, at dominansen af de kvælstoffikserende blågrønalger, og at betydningen af kvælstoffikseringen øges.



Figur 9.6:

Sammenhængen mellem den procentvise fordeling af dominante planteplanktonklasser i forhold til forskellige N:P-forhold i tilløbet (årsmiddel).



Figur 9.7:

Sammenhængen mellem middelværdien af totalfosfor og andelen af prøver (skala 0-1) med dominans af kvælstoffikserende blågrønalger, ikke kvælstoffikserende blågrønalger og grønalger (maj-september).

I forbindelse med nordamerikanske og canadiske sør har der været tilsvarende diskussioner angående dominansen af forskellige planktontyper. Smith (1983, 1985, 1986) foreslog, at N:P-forholdet samt lys var de mest betydende faktorer for dominansen af blågrønalger. Men Trimbee & Prepas (1987) viste ved nærmere analyse af såvel Smith's data som egne data, at det især var ved stigende P-niveau, den relative andel af blågrønalger øgedes. Herudover virkede aftagende middeldybde begrænsende for den relative andel. Resultaterne fra Trimbee & Prepas undersøgelser stemmer i høj grad overens med, hvad vi har fundet.

9.2.2 Dyreplanktonmængden og sammensætningen

Dyreplankton fra 42 sør

Dyreplanktonets mængde og sammensætning i 42 danske sør er i fig. 9.8 relateret til total P-koncentrationen i sværvandet. Der er her ikke skelnet mellem dybe og lavvandede sører, men i datamaterialet var der overvægt af lavvandede sører, dog ikke i så udtalt grad som i sødatabasen som herved.

Skift i sammensætningen med ændringer i fosforniveauet

Selvom datamaterialet er lidt spinkelt, tegner der sig et tydeligt mønster: Cladocererne steg i antal med stigende P-niveau. Der var dog en tendens til en stagnering (Daphnia) eller et fald (Bosmina) i de større cladocerer ved de højeste P-niveauer på trods af en fortsat stigning i mængden af planktonalger, målt som indholdet af klorofyl a. De calanoide vandlopper og rovdafinerne forekom derimod kun talrigt i den næringsfattige til middelnæringsrige sør (den oligotrofe til mesotrofe sør), medens de var fåtalligt tilstede eller helt manglende i de meget næringsrige sører. De cyclopoide vandlopper viste dog ikke noget entydig relation til P-niveauet. Der var måske en tendens til en svag stigning i antallet af cyclopoide vandlopper og en faldende tendens i antallet af hjuldyr ved stigende P-niveau.

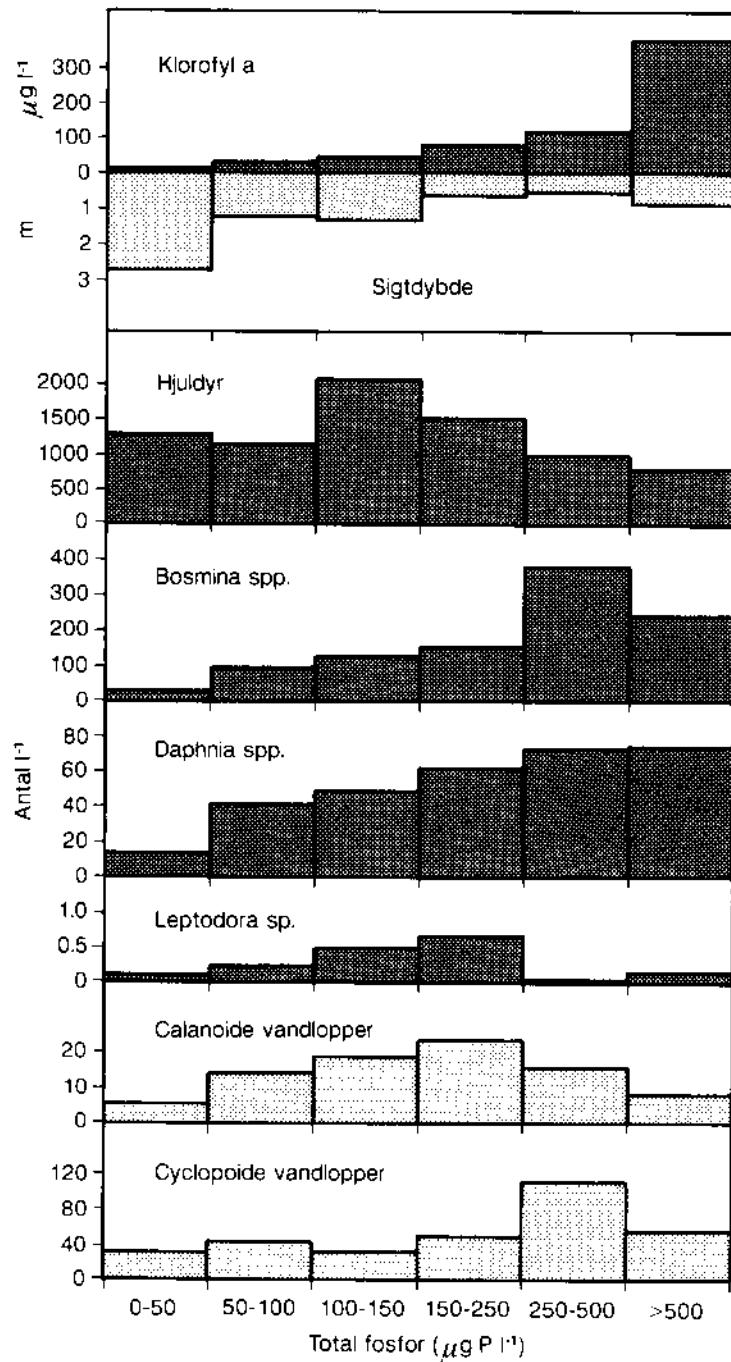
Dyreplanktonets mængde og sammensætningen, styret både "oven" og fra "neden"

Dyreplanktonets sammensætning og mængde er styret fra "neden" i fødekæden, nemlig af mængden og tilgængeligheden af de mulige fødeemner. Foden består for mange af arternes vedkommende især af planktonalger. Derudover er de også styret fra "oven", idet dyreplanktonet i forskellig grad er føde for planktivore fisk som skalle og brasen. Padder og en række hvirvelløse rovdyr kan i nogle sører også medvirke til at regulere dyreplanktonet. Både mængden og sammensætningen af føde og rovdyr, der prædaterer (æder) på dyreplanktonet, ændres ofte markant, når sørernes næringsstofindhold ændres. Dette afspejles også i dyreplanktonets sammensætning.

Calanoide vandlopper især i et næringsfattigt miljø

De calanoide vandlopper er langsomt voksende og kan tåle periodisk salt, hvilket gør dem velegnede til at leve i et næringsfattigt miljø. Imidlertid er de også meget specifikke i fødevalget, idet de især filtrerer fødepartikler med en diameter på 10-15 µm (Gliwicz, 1969).

Planktonalger i dette størrelsesinterval optræder hyppigt i de mesotrofe sører, medens planktonalgerne ofte er større i mange, men dog ikke alle næringsrige sører. De calanoide vandlopper er samtidigt også meget utsatte for prædation fra fisk mv., fordi de er store og bevæger sig langsomt.



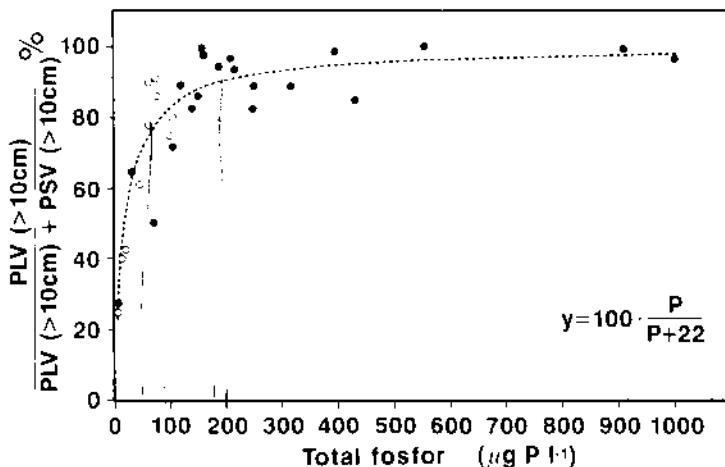
Figur 9.8:
Klorofyl a,
sigtdybde og an-
talet af en
række dyrreplank-
tonslægter og
grupper i 42
danske sør i
relation til
middelkoncentra-
tionen af total-
fosfor i over-
fladevandet
(maj-september).

Leptodora meget udsat for predation

Cladocerer i det næringsrige miljø

Da der bliver flere dyreplanktonædende fisk med stigende næringsstofniveau (fig. 9.9), mister de calanoide vandlopper derfor betydning i de meget næringsrige søer, selv i de søer, hvor fødeforholdene er gunstige. Også den store rovdafnie,

Leptodora kindtii er meget udsat for at blive ædt af fisk, og det forklarer, hvorfor også denne art helt eller delvist forsvinder i den meget næringsrige sø. Føden kan her ikke være en begrænsende faktor, da de foretrukne byttedyr, hjuldyr, små cladocerer og nauplier forekommer talrigt. I modsætning til de calanoide vandlopper kan cladocerer af slægterne *Daphnia* og *Bosmina* udnytte et bredt spektrum af partikelstørrelser som føde, spændende fra mindre end 1 μm (bakterier o.lign.) til mere end 120 μm (Gliwicz, 1969). Cladocerernes høje væksthastighed og brede fødevalg gør dem meget konkurrencedygtige i næringsrige søer, hvor fødemængden er rigelig, og hvor de på grund af høj væksthastighed tildels kan "vokse" sig fra et stort prædationstryk fra planktivore fisk. Kun tildels, fordi en øget prædation medfører, at mængden af cladocerer ikke øges proportionalt med mængden af planteplankton (fig. 9.8). Det bliver derfor sværere for dyreplanktonet at kontrollere planktonalgerne.



Figur 9.9:
Forholdet mellem planktivore fisk (PLV) (skalle, rudskalle og brasen) og planktivore fisk plus rovfisk (PSV) (aborre, gedde og sandart) (alle større end 10 cm) mod middelkoncentration af totalfosfor (maj-september). O = sydsvenske søer (Lessmark, 1983), ● = danske søer (fra /5/, /12/).

I nogle næringsrige søer, hvor planteplankton domineres af blågrønalgerne om sommeren, har arter af slægterne Daphnia og Bosmina imidlertid også andre problemer. Blågrønalgerne forringør nemlig deres muligheder for at optage føde, fordi algerne sætter sig i filtreringsorganerne (Gliwicz, 1975; Fulton and Pearl, 1987).

Blågrønalgernes indflydelse Blågrønalgerne kan også i perioder udskille stoffer, som er giftige for dyreplanktonet (Arnold, 1971; Lampert, 1981). I denne øtype dominerer de små hjuldyr tildels sammen med de små cladocerer (f.eks. Chydorus), men dyreplanktonet formår ikke at yde et væsentligt græsningstryk på det samlede planteplankton.

Cyclopoide vandlopper får større betydning i det næringsrige miljø De cyclopoide vandlopper er omnivore, hvilket vil sige, de lever af lidt af hvert. Hvis det er muligt, lever de ældste ungdomsstadier og de voksne som rovdyr på hjuldyr, ciliater og små cladocerer, medens de små ungdomsstadier foretrækker planktonalger (Hansen, 1988). Det giver dem gode fødebetinger i de næringsrige søer. De cyclopoide vandlopper evner desuden bedre end de calanoide at undgå prædation fra fisk mv. (Winfield and Townsend, 1988). Føderigeligheden og evnen til at undgå prædation forklarer hvorfor, de cyclopoide vandlopper får større betydning med øget næringsstofniveau.

Sammenligning med andre undersøgelser Det observerede skift i sammensætningen og antallet med stigende P-niveau er tildels i overensstemmelse med resultater fra lignende sammenstillinger fra andre tempererede områder. Der er således generelt fundet et skift i krebssyrsamfundet fra dominans af calanoide copepoder til cladocerer og en øget betydning af cyclopoide vandlopper med stigende næringsstofniveau (Rognedrud & Kjellberg, 1984; Bays & Crisman, 1983; McCauley & Kalff, 1981; Gulati et al., 1985; Pace, 1986). Der hersker derimod nogen uenighed om, ved hvilket næringsstofniveau dette sker. Rognedrud & Kjellberg fandt således for en række, overvejende dybe, norske søer en tilbagegang i den relative biomasse af calanoide vandlopper ved $10-20 \mu\text{g P l}^{-1}$ i overensstemmelse også med resultater fra canadiske søer (Pace, 1986). Vore resultater tyder ikke på, at den relative andel af calanoide vandlopper i krebssyrl planktonet ikke aftager, før koncentrationen er over $250 \mu\text{g P l}^{-1}$, hvilket understøttes af resultater fra overvejende lavvandede subtropiske søer, hvor Bays & Crisman (1983) fandt en stigning i antallet med klorofylniveaueret i intervallet $50-80 \mu\text{g l}^{-1}$. Også hjuldyr viser forskellig respons med ændringer i trofiniveau. Pace (1986), Bays & Crisman (1983) fandt en markant stigning i tæthedens med stigende P-niveau, men maksimumniveaueret ved samme trofiniveau var

lavere end i de danske sører. Den høje tæthed i danske sører skyldes formentlig den lavere middel-dybde, hvorfor frekvensen af resuspension er høj med gode fødebetingelser for detritusædende hjuldyr som resultat. Desuden forekommer hjuldyr ofte i stor tæthed i sører med mange undervandsplanter, og disse sidste kan netop opnå det største pro-centiske arealdække i de lavvandede sører.

Dyreplanktonets mængde pr. bio-volumen af planktonalger aftager med stigende fosforniveau

Som i vor undersøgelse har alle de nævnte undersøgelser vist, at dyreplanktonets mængde aftager relativt til planteplanktonets mængde med stigende næringsstofniveau. Dette har ofte været tilskrevet et skift i algesammensætningen i retning af flere uspiselige arter med stigende næringsstofniveau (ofte blågrønalger) (f.eks. McCauley & Kalff, 1981; Vanni, 1990). Den forklaring er kun delvis rigtig. I de danske sører er de mest næringsrige sører, som nævnt ovenfor, domineret af spiselige grønalger, uden at dyreplanktonet normalt forekommer i stor tæthed. Dette tyder på, at det her er fiskene, der regulerer dyreplanktonets mængde, hvilket også understøttes af, at planteplanktonet i disse sører helt kan nedgræsses, hvis fiskepredationen reduceres /4/, /11/. Så selv om de næringsrige sører med stor andel af uspiselige planktonalger hypotetisk kunne ændres til spiselige arter, vil man kunne forvente, at dyreplankton-planteplanktonforholdet fortsat vil være aftagende med stigende næringsstofniveau.

Betydningen af blågrønalger og fisk

9.2.3 Fiskesammensætningen

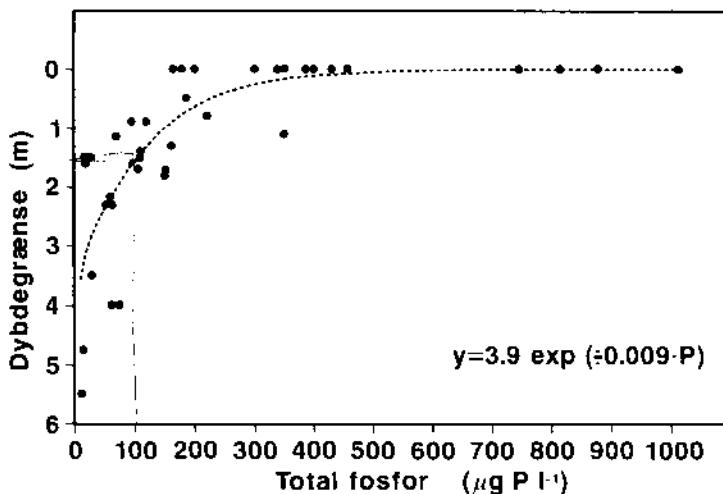
Rovfisk dominerede ved lave fosforkoncentrationer og planktivore fisk ved høje koncentrations

Fiskebestandens sammensætning ændres radikalt med ændringer i P-niveauet i søvandet (fig. 9.9). Der blev fundet en Monod-lignende sammenhæng mellem P-indholdet og forholdet mellem planktivore fisk som skalpe og brasen og de planktivore fisk plus rovfiskene (alle >10 cm), således at rovfiskene dominerede ved lave P-koncentrationer, medens de planktivore fisk var totalt dominerende ved høje P-niveauer. Tærskelniveauet, over hvilket antallet af planktivore fisk udgjorde mere end 80%, ligger på $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, medens halvmætningsniveauet for monodudtrykket var $22 \mu\text{g P l}^{-1}$ (50% dominans af begge grupper).

Medens skiftet fra dominans af rovfisk til planktivore fisk med stigende eutrofieringsniveau har været kendt i en årrække (f.eks. Lessmark, 1983 og Persson et al., 1988) er det første gang der er opstillet en relation mellem fiskebestandens relative sammensætning og eutrofieringsniveauet.

9.2.4 Dybdegrænsen for undervandsvegetationen

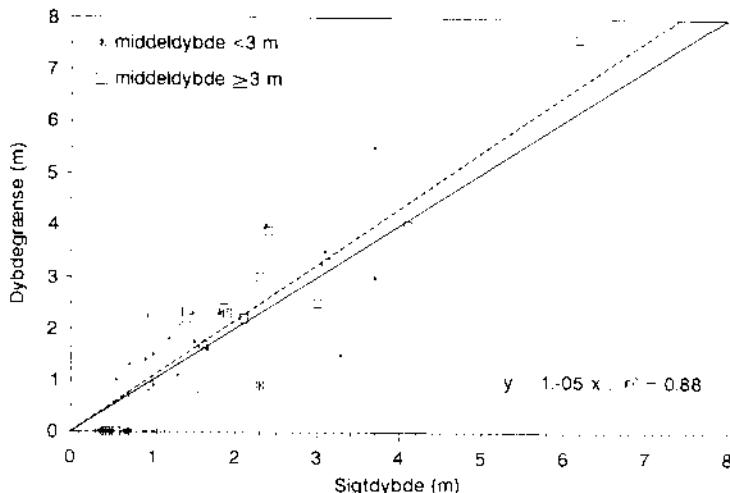
Undervandsplanternes dybdegrænse aftog eksponentielt med stigende P_{ss} (fig. 9.10). P-indholdet er dog ikke den primære styrende faktor, men et



Figur 9.10:

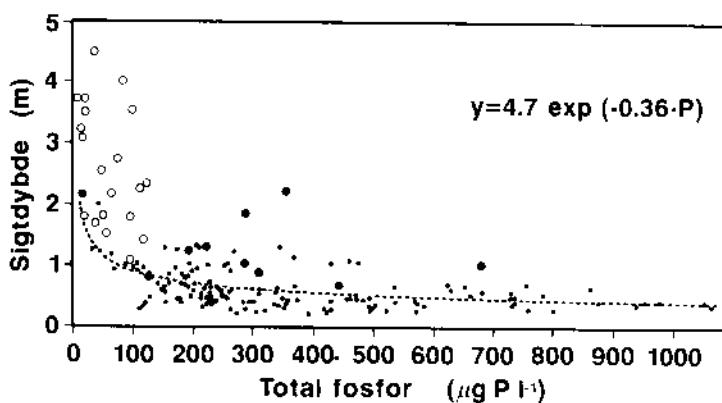
Dybdegrænsen for bundplanters udbredelse i en række danske sører afbildet mod middelkoncentrationen af totalfosfor om sommeren (fra /5/, /12/).

Dybdegrænsen øget P-indhold medfører en øget algevækst dels på for undervands- planternes overflade og dels i svævet, hvorved vegetationens udbredelse aftager med stigende fosfor- koncentrationer Sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen og dybdegrænsen øget P-indhold medfører en øget algevækst dels på planternes overflade og dels i svævet, hvorved lysnedtrængningen formindskes, og derved forringes undervandsplanternes levevilkår (Sand Jensen, 1980). Der blev således fundet en lineær sammenhæng mellem sigtdybden og undervandsplanternes dybdegrænse. Planterne nåede i danske sører ud til dybde svarende til 1,05 gange sigtdybden, hvor lysintensiteten er reduceret til ca. 8% af overfladeniveaet. Der blev ikke fundet nogen signifikant forskel i dybdegrænse-sigtdybderelationerne mellem sører med en middeldybde på henholdsvis under og over 3 m (fig. 9.11).



Figur 9.11:

Dybdegrænsen for bundplanters udbredelse afbildet mod søvandets middelsigtdybde (maj-september). * = søer med en middeldybde mindre end 3 m, □ = søer med en middeldybde \geq 3 m.



Figur 9.12:

Sammenhængen mellem middelsigtdybde og middeltotalfosforkoncentration (maj-september) i lavvandede søer ($z < 3$ m). ○ = søer større end 3 ha og stor dækningsgrad af bundplanter. ● = søer mindre end 3 ha og stor dækningsgrad af bundplanter. • = søer uden bundplanter eller ukendt antal (fra /5/).

Søer med udbredt undervandsvegetation har større sigtdybde ved en given fosforkoncentration end øer uden

Tilstedeværelsen af en udbredt undervandsvegetation betyder bedre lysnedtrængning og dermed bedre vækstbetingelser for undervandsplanterne (fig. 9.12). Når P-koncentrationen var større end ca. $50 \mu\text{g P l}^{-1}$, var sigtdybden således generelt højere i øer med en arealdækning af undervandsplanter >30% end i øer uden eller med lav arealdækning af undervandsplanter (fig. 9.12). Øer med et lille areal (<3 ha) kunne tilsyneladende oppebære en stor arealdækning og ofte også en god sigtdybde ved højere P-koncentrationer (op til $650 \mu\text{g P l}^{-1}$) end de lidt større øer (>10 ha), hvor der ikke er konstateret udbredt undervandsvegetation og samtidig høj sigtdybde ved P-koncentrationer højere end ca. $150 \mu\text{g P l}^{-1}$.

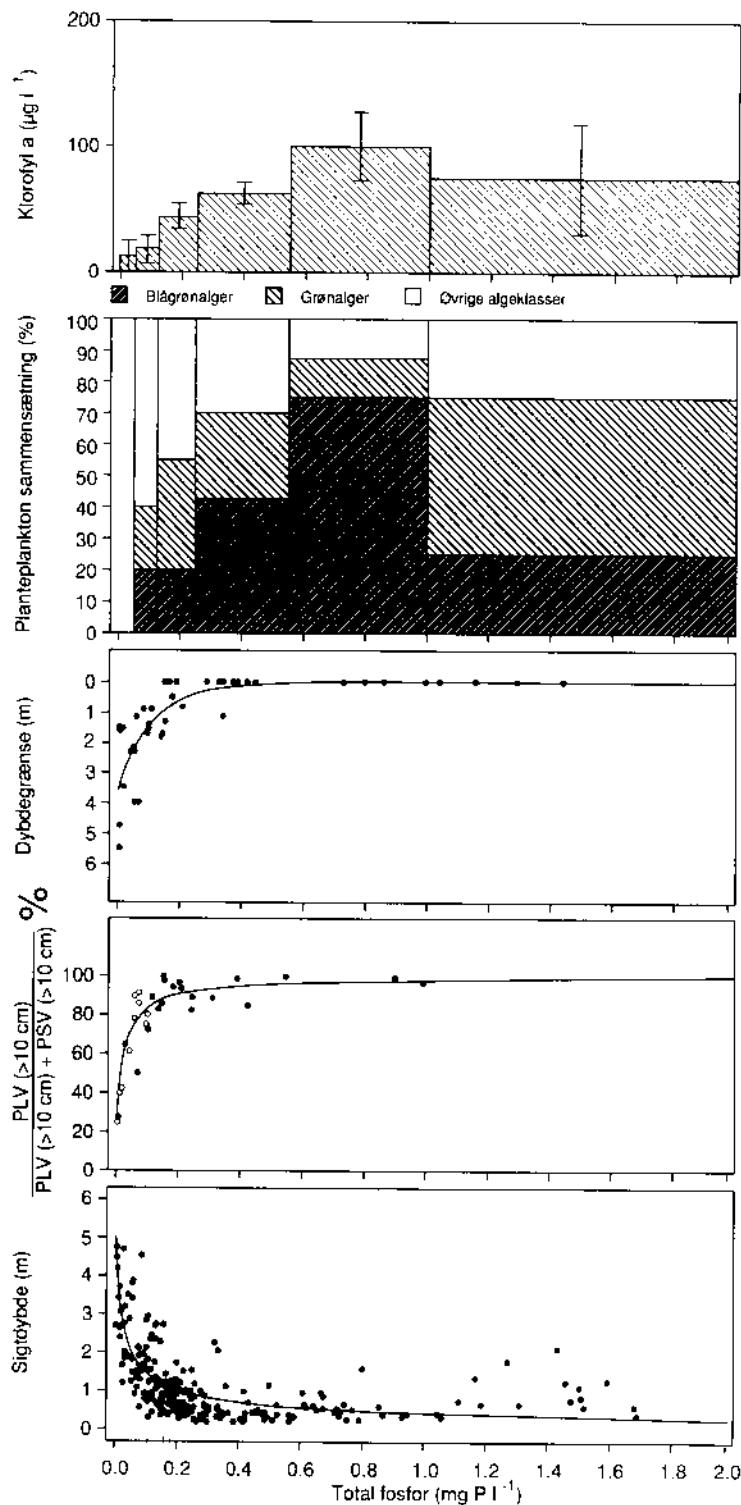
9.3 Samlet vurdering

Samlet vurdering af de biologiske skift i relation til ændringer i fosforniveauet i lavvandede øer

Ved at kombinere resultaterne fra de foregående kapitler fås et godt billede af ændringerne i den biologiske struktur i lavvandede øer ved ændringer i P-niveauet (fig. 9.13). Ved lave P-koncentrationer er øerne karakteriseret ved en lav biomasse af planktonalger og ringe betydning af blågrønalger. Sigtdybden er følgelig høj, undervandsplanterne kan kolonisere til stor dybde ~ ofte til maksimumsdybden, og fiskebestanden domineres af rovfiskene gedde og aborre på bekostning af de planktivore fisk som skalpe og brasen. Med stigende P-niveau sker der en markant forandring i den biologiske struktur og vandets klarhed. Mængden af planktonalger øges og følgeligt aftager dybdegrænsen for undervandsplanternes udbredelse.

Sammenbrud i de meget nærringsrige øer

Den større flade med åbent vand og den større produktion af dyreplankton, som konsekvens af den større algeproduktion, favoriserer de planktivore fisk i forhold til rovfiskene. Ved $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$ nås et tærskelniveau, over hvilket fiskebestanden totalt domineres af planktivore fisk, og undervandsplanterne kun optræder i bredzonen eller helt forsvinder fra øerne. Planktonalgerne vil optræde i stigende mængde og vil ofte være domineret af blågrønalger og sigtdybden vil være lav. Ved meget høje P-niveauer ($>1 \text{ mg P l}^{-1}$) kan der opstå ustabilitet i den biologiske struktur, som følge af periodiske fiskedrab eller skiftende rekrutteringssucces hos de planktivore fisk, som følge af dårlige iltforhold under is om vinteren. I varme perioder om sommeren kan også høje pH-værdier spille en rolle (/1/, Jeppesen et al., 1990). Svingningerne i fiskebestanden vil have afsmittende virkning på de nedre led i fødekæden.



Figur 9.13:
 Sammenhæng mellem middel klorofyl a-koncentration om sommeren, den procentvise fordeling af dominante planteplanktonklasser, dybdegrænse for bundplanternes udbredelse (fig. 8.10), forholdet mellem planktivore fisk og planktivore fisk + rovfisk (fig. 8.9), middelsigtdybde om sommeren (fig. 7.1) mod middeltal fosforkoncentration om sommeren.

I fravær af fisk vil der typisk optræde store cladocerer, algebiomassen vil være lav og ofte domineret af rekylalger, som på grund af høj væksthastighed tildels kan undgå et stort græningstryk fra fisk (Fott et al., 1980), og sigtdybden vil følgeligt være relativt høj (fig. 9.13). Der vil endda kunne ske indvandring af undervandsplanter (Ringkjøbing amtskommune, 1989).

Grønalger i de meget næringsrige hurtigt gennemstrømmede søer Ved tilstedeværelse af fisk vil dyreplanktonets mængde omvendt blive lav og algemængden følgeligt meget høj og ofte domineret af grønalger i de mest næringsrige søer. Svingningerne i fiskebestanden forklarer således, hvorfor der i gennemsnit sker et fald i algemængden og en stigning i sigtdybden ved meget høje P-koncentrationer (fig. 9.13).

Komplekst samspil mellem abiotiske og biotiske faktorer Skiftet i biologisk struktur med stigende P-tillførsel er et resultat af et komplekst samspil mellem biotiske og abiotiske faktorer, i hvilke der også indgår en lang række selvforstærkende processer. Det fører for vidt at gå i detaljer her, men der henvises i stedet til /4/, /5/, /6/, /11/, /12/ og /13/.

Springvise skift i enkelte søer

Tærskelniveau på 80-150 µg P l⁻¹

Selvom fig. 9.13 giver et indtryk af, at ændringerne i den biologiske struktur og sigtdybden sker gradvist i takt med ændringerne i P-niveauet, er der imidlertid ofte tale om markante spring i strukturen i den enkelte sø. Som følge af de selvforstærkende processer kan der på kort tid ske et skift fra en klarvandet tilstand med en betydelig udbredelse af undervandsplanter og dominans af rovfisk til en uklar sø med mange planktivore fisk og få undervandsplanter (/5/, /12/ og fig. 9.12). Ved modelstudier på et teoretisk datagrundlag har Scheffer (1989, 1990) vist, at på et givet, men ikke nærmere defineret eutrofieringsniveau, vil de to alternative tilstande med lige stor sandsynlighed begge kunne optræde og være stabile. Over dette niveau vil den uklare tilstand være eneste stabile tilstand, og under dette niveau vil søen være klarvandet. Selvom mange forhold som f.eks. søens dybde, arealstørrelsen, vindbeskyttelsen, N-tilførslen mv. også spiller en rolle for stabiliteten af f.eks. undervandsplanterne (/5/, /12/ og fig. 9.12), tyder vores resultater på, at de to alternative tilstande typisk forekommer i tærskelinintervallet 80-150 µg P l⁻¹ /5/. Det er således des vigtigt, at P-niveauet i de lavvandede søer bringes ned under dette tærskelniveau, således at den klarvandede tilstand kan etableres. Selv med effektiv spildevandsrensning vil P-koncentrationen i hovedparten af vores lavvandede søer i landbrugsområder ikke komme under tærskelniveauet, men ligge midt i intervallet. Der er derfor et

stort behov for at få mere viden om, hvad der styrer skiftet til den klarvandede tilstand for derigennem at øge mulighederne for at stille mere specifikke krav for den enkelte sø til maksimumstørrelsen af næringsstofttilførslen fra søens opland. Desuden vil det kunne forbedre mulighederne for at etablere plejeforanstaltninger, som kan medføre en fastholdelse af en stabil klarvandet tilstand i søger på tærskelgrænsen.

10. Indsvingning efter en belastningsreduktion

Forsinket reaktion på en belastningsreduktion - Når næringsstoftilførslen til en sø reduceres, sker der ikke altid en umiddelbar forbedring af søens tilstand. Der kan være flere årsager her til. Næringsstoftilførslen kan således være reduceret i utilstrækkeligt omfang til, at mængden af planktonalger reduceres ned under det niveau, hvor sigtdybden forbedres væsentligt (fig. 8.3). Desuden skal puljen af næringsstoffer i sværvandet først udskyldes eller sedimentere, før der kan indstilles en ny ligevægt med den nye eksterne belastning.

Årsagen Indsvingningens varighed vil imidlertid også kunne påvirkes af intern belastning, dvs. primært frigivelse af P fra sedimentet, der i en periode øger Psø. Endelig kan forsinkelsen skyldes, at den biologiske struktur, som blev bygget op, mens søen var hårdere belastet, udviser træghed mod forandring. Dette kan have afsmittende virkning også på næringsstofindholdet og dermed på søens tilstand.

Ringe viden på området Mens utilstrækkelig belastningsreduktion og udskyldning af fosforpuljen i sværvandet har triviele løsninger, findes der i dag kun relativt få oplysninger om varigheden og styrende faktorer for indsvingningen som følge af intern belastning og træghed i den biologiske struktur (e.g. Sas, 1989; Ryding, 1981; Rast et al., 1983; Cullen & Forsberg, 1988; Marsden, 1989; Shapiro et al., 1982; Benndorf, 1987).

Formålet med dette kapitel har været

- at foretage en vurdering af varigheden af indsvingningsperiodens længde for sører med forskellig belastningshistorie, fosforpulje i sedimentet, jerntilførsel, dybde og hydraulisk opholdstid og at give en række eksempler på forsinkelser i indsvingningen.

Nogle af resultaterne er omtalt i /1/, /3/, /4/, /5/, /6/, /10/, /13/, /16/ og i Søndergård et al. (1990), hvorfor hovedvægten i dette kapitel vil blive lagt på ikke tidligere publicerede resultater.

10.1 Metoder og databeskrivelse

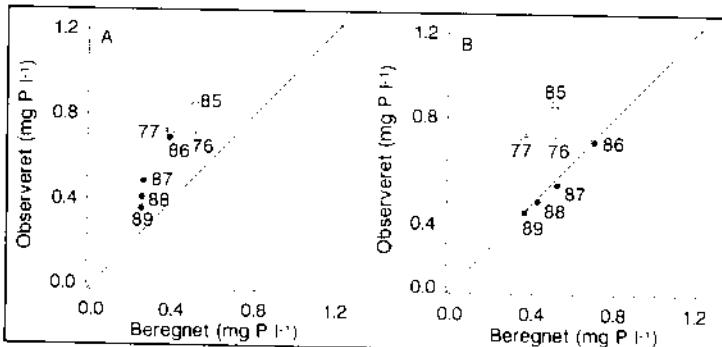
27 danske sører analyseret Analysen af indsvingningsforløbet efter en belastningsreduktion blev foretaget på data fra 27 danske sører. For disse sører fandtes oplysninger om belastningens størrelse både før og efter, at denne blev reduceret. Disse tidsserier blev sam-

menholdt med data for års middelkoncentrationen af P i sværvandet, søernes sigtdybde og i enkelte tilfælde også biologiske variable.

Belastningsudviklingen er baseret på historiske data om spildevandsanlæg, rensningsgrad og antal personækvivalenter samt for de seneste år også på resultater fra massebalancer på spildevandsanlæg samt på søernes til- og afløb.

Korrektion fra
ortho-P til
total-P

For at fremskaffe så lange tidsserier for Psø som muligt blev der i år, hvor der kun var målt ortho-P, foretaget en omregning til totalfosfor (P). Korrektionen skete ud fra af forholdet mellem ortho-P og P i andre år, hvor koncentrationen af ortho-P var af nogenlunde samme størrelse, som i de år, hvor der kun blev målt ortofosfat. Korrektionen er foretaget på data fra Lyngby Sø (1950-69), Søllerød Sø (1950-69), Esrom Sø (1974), Viborg Nørresø (1963-64) og Viborg Søndersø (1963-64).



Figur 10.1:
Indsvingningsforløbet af observeret og beregnet
års middeltotalfosforkoncentration i sværvandet i
Arresø. □ før belastningsreduktion, ● efter
belastningsreduktion. Ud for de enkelte obser-
vationer er årstallet angivet.

- Den beregnede søkoncentration er bestemt ud fra model 17, kapitel 6.
- Den beregnede sværvandskoncentration er bestemt ved hjælp af ligning 2, side 105.

(ref. Hovedstadsrådet/Arresøarbejdsgruppen,
1989).

Tabel 10.1:

Oversigt over søareal, middeldybde og opholdstid for de 25 søer, der indgår i vurdering af søernes indsvingsningsforløb. Der er endvidere vist middelindebløbs- og søkoncentration i hhv. perioden før og efter belastningsreduktion (n=25).

	gns.	median	min	max
Søareal (km ²)	3.6	0.61	0.09	41
Middeldybde (m)	5.0	3.0	1.0	15.5
Opholdstid (år)	2.7	1.6	0.037	14.5
Før belastningsreduktion				
P _i (mg P l ⁻¹)	2.8	1.1	0.142	12.4
P _{sø} (mg P l ⁻¹)	1.5	0.55	0.132	7.3
Efter belastningsreduktion				
P _i (mg P l ⁻¹)	0.51	0.23	0.055	2.2
P _{sø} (mg P l ⁻¹)	0.43	0.32	0.029	1.25

Reduktion i næringsstofbelastningen er enten foretaget ved en forbedret spildevandsrensning i oplandet til søen eller ved afskæring af spildevand. For nogle søers vedkommende medførte afskæringen af spildevandet også en betydelig reduktion i vandtilførslen til søen. Derfor modsvares den mængdemæssige reduktion i P ikke altid af en tilsvarende reduktion i indløbskoncentrationen, Pi. Eksempelvis var reduktionen mængdemæssigt 97% til Søllerød Sø, mens Pi kun blev reduceret med 90%. Belastningsreduktionen er i dette kapitel primært baseret på ændringer i årsmiddel af Pi. Analysen af søernes indsvingsningsforløb blev baseret på den generelle massebalancealigning:

Beregnings-
metode

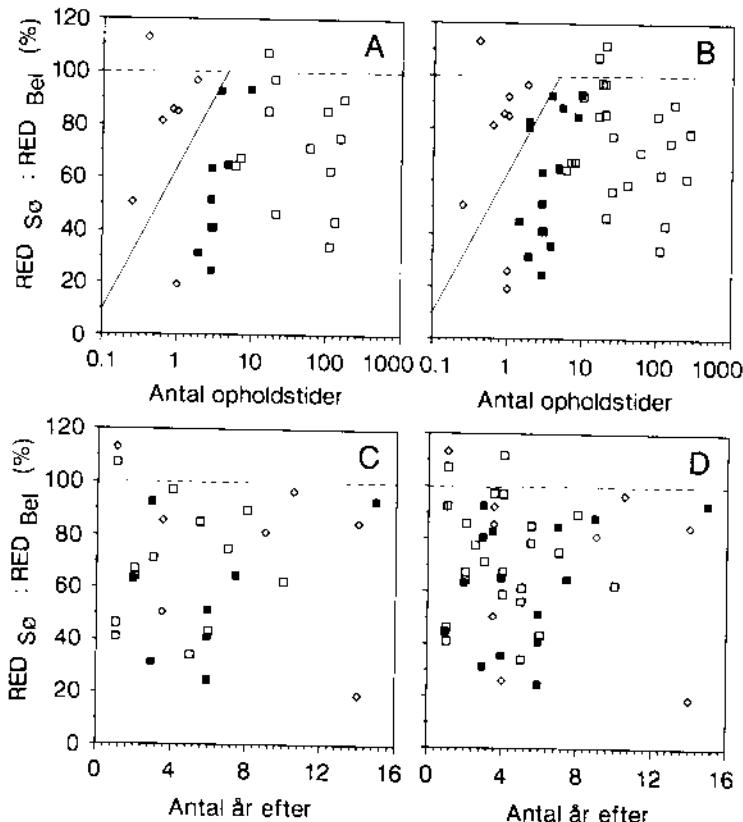
$$V \frac{dC}{dt} = M_i - M_u - SED \quad (1)$$

hvor V er søens volumen, C er søkoncentrationen, t er tiden, M_i og M_u er hhv. tilført og fraført P-mængde og SED er nettosedimenteret P-mængde i søen. I søer, hvor der ikke sker en nettoudveksling mellem sediment og vand på årsbasis (SED=0), kan ændringerne i Psø efter belastningsreduktion beskrives ved en model for en totalt op blandet beholder.

$$C(t) = C_{st} + (C_0 - C_{st}) e^{-(1/T_w)t} \quad (2)$$

hvor C(t) er P-koncentrationen til tiden t, C_{st} er den nye ligevægtskoncentration, og C₀ er Psø på tidspunktet for belastningsændringen. Denne

ligning er anvendt i analysen. Den nye ligevægtskoncentration C_{st} blev beregnet ud fra P_i og model 17 (kap.6; Vollenweider 1976). C_0 blev sat til årsmiddel i $P_sø$ i året umiddelbart forud for belastningsreduktionen.



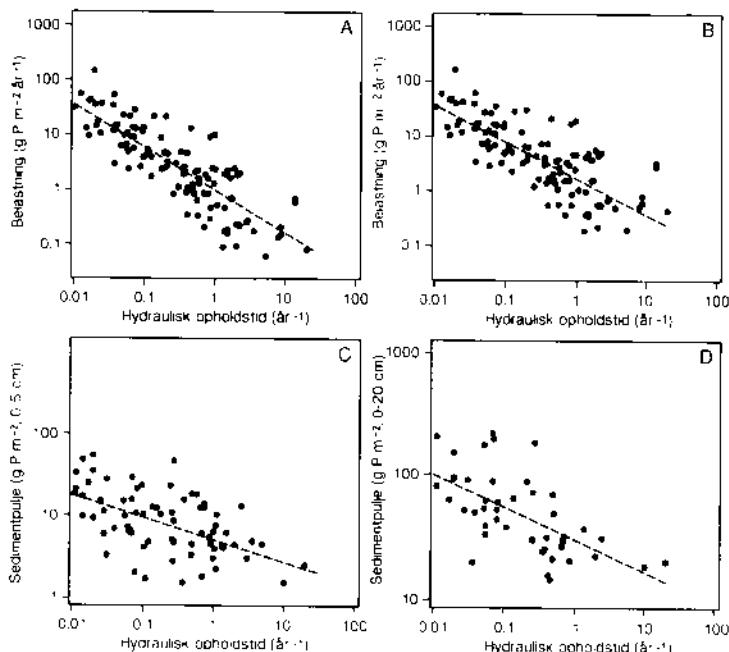
Figur 10.2:

Forholdet mellem reduktionen i $P_sø$ og reduktionen i P -belastningen (%) afbildet mod hhv. antallet af opholdstider (tw) (A, B) og antallet af år (C, D), der er gået efter belastningsreduktionen. A og C er danske sører, C og D er samme, suppleret med data fra Cullen og Forsberg (1988). \square $tw \leq 0.5$ år. \blacksquare $tw > 0.5$ år, $tw \leq 2.5$ år. \diamond $tw > 2.5$ år.

Eksempel på korrektion for fortynding

Som eksempel på korrektion for fortynding er indsvingningsforløbet i Arresø i de første 4 år efter en gradvis belastningsreduktion vist for en situation hhv. uden og med korrektion for fortynding (fig. 10.1). Uden korrektion lå Psø væsentligt over Vollenweider-relationen (fig. 10.1 A), mens de lå på linie efter korrektion. Indsvingningsforløbet i Arresø kunne således alene beskrives ud fra ligning 2 altså ud fra simpel udtnemning af "overskudspuljen" i søvandet. I resultatsnippetet er kun figurer, som er fortyndingskorrigerede, præsenteret (fig. 10.4, 10.5).

Datamaterialet omfattede søer, der havde større areal, større dybde og længere opholdstid, end det generelt var tilfældet for de danske søer (tabel 10.1, sml. kap. 4). Søerne havde både før og efter belastningsreduktionen gennemgående relativt høje koncentrationer af P i indløbsvandet og i søen.



Figur 10.3:

Sammenhænge mellem den hydrauliske opholdstid og hhv. P-belastningen (A, B) og den akkumulerede P-pulje i sedimentet (C, D).

- A. P-belastning
- B. Normaliseret P-belastning efter korrektion for forskel i P-tilbageholdelse i søer med forskellig tw. Korrektionen er foretaget ved $\text{Norm-P-bel} = \text{P-bel} / (1 - \text{Rp})$, hvor Rp er bestemt ud fra model 17 (tabel 6.1).
- C. P-pulje 0-5 cm.
- D. P-pulje 0-20 cm.

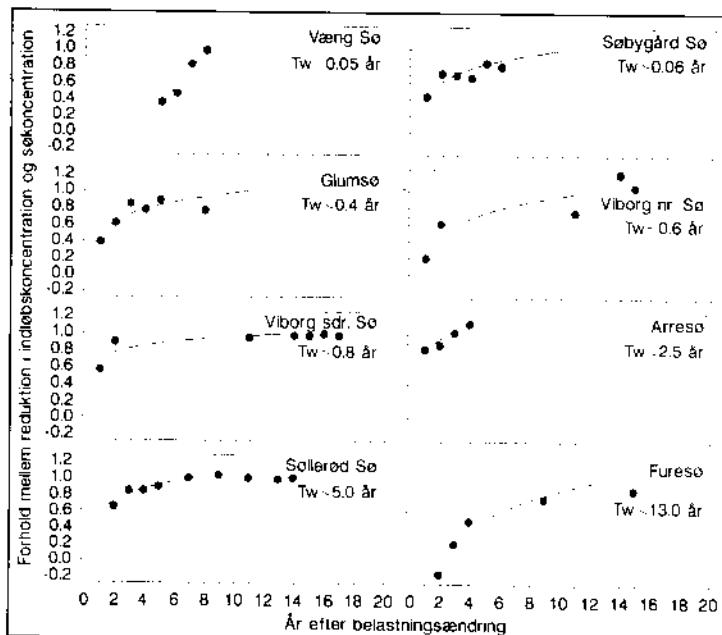
10.2 Resultater

Ændringer i søkoncentrationen af fosfor

Ændringer i Pi og Psø

Belastningsreduktionen, opgjort som ændringen i årsmiddel af Pi, varierede mellem 34-94%, men i hovedparten af tilfældene var den større end 70% (tabel 10.2, 10.3). I de fleste af sørerne var Psø større end 0,5 mg P l⁻¹ før belastningsreduktionen (tabel 10.1), og nogle sører var næsten rene efterklaringsbeholdere med koncentrationer større end 2 mg P l⁻¹.

I alle 25 udvalgte tidsserier skete der en reduktion i Psø efter belastningsreduktionen (tabel 10.2, 10.3). I de fleste eksempler var det procentiske fald i Psø mindre end belastningsreduktionen. I Esrom Sø, Arreskov Sø, Øje Sø og Testrup Sø var der inden for den kendte tidsperiode et betydeligt lavere fald i Psø end i belastningsreduktionen. I de øvrige 21 sører udgjorde reduktionen i Psø mindst 70% og i 9 sører mere end 95% af belastningsreduktionen.



Figur 10.4:

Forholdet mellem reduktionen i indløbskoncentration og i svovelskoncentration i forhold til antal år, der er gået efter belastningsreduktionen. Den fuldt optrukne linie angiver den bedste eksponentielle sammenhæng. (ref. jvf. tabel 10.3: 22, 21, 17, 15, 4, 1).

Tabel 10.2:

Oversigt over tidsserier for sører, der har undergået en belastningsreduktion. Sører med opholdstider (Tw) større end 1 år. Noter se tabel 10.3.

	Årstat		Reduk. i belast. %	Reduk. i søkonz. %	Tid efter belast- ningsreduktion	
	Før	Efter			antal Tw	antal år
Furesøen ¹⁾ Tw = 14,5 år	74	77-78	85	43	0,25	3-4
	74	83	85	69	0,62	9
	74	87-89	92	74-82	1	14
Esrøm Sø ²⁾ Tw = 13 år	74	82-86	73	14	1	14
	57	74-87	92		2-4	17-32
Birknerød Sø ³⁾ Tw = 8 år	74	77-78	90	77	0,75-1	3-4
	74	81-88	90	87	1,3-2,3	7-14
Bagsværd Sø ⁵⁾ Tw = 4,7-5,8 år	60	69-70	94		2	10
	70	73-75		28	0,75	4
	78	84-89	30	50	0,75	4
Øje Sø ⁶⁾ Tw = 2,2 år	78	84	48	20	3	6
	72	73-74	61	41	7	2
Vejle Sø ⁷⁾ Tw = 2-2,5 år	78	81-88	79	74	1-4	3-10
	85	86	23	26	0,4	1
Arresø ⁸⁾ Tw = 2,4 år	85	87	48	44	0,8	2
	85	88	50	52	1,2	3
	85	89	51	58	1,6	4
	74	80	71	37	>3	>6
Arreskov Sø ¹⁰⁾ Tw = 1,9 år	83	87	60	-44	2	4
	83	89	75	19	3	6
Knud Sø ¹¹⁾ Tw = 1,75 år	72	79-83	75	>62	<4-6	7-11
	77	81-83	34-52	>40-71	2,7-4	4-6
Skanderborg Sø ¹²⁾ Hylke Sø Tw = 1,5 år	77	84-88	>36	4-7	7-11	
	68	69-74	81	26	1-3	1-5
	68	75-78		53	4-6	6-9
	68	84		76	10	15
Farum Sø ¹³⁾ Tw = 1,5 år	75	81	83	>31	4,6	6
	75	85	83	>66	7,7	10
Udbyover Sø ¹⁴⁾ Tw >1,3 år	74	82	59	0		
	82	85	25	0		
	82	87-89	>41	50	4	3-7
	82	85-88	18	37	5-10	3-6

Tabel 10.3:

Oversigt over tidsserier for sører, der har undergået en belastningsreduktion. Sører med opholdstider (Tw) mindre end 1 år.

	Før	Efter	Årstal belast. %	Reduk. i søkonz. %	Tid efter belast- ningsreduktion antal Tw antal år	
Viborg Sdr. Sø ¹⁶⁾ Tw = 0,8 år	70 70 82	73 85-88 85-88	88 91 13	82 92 37	4 21 4-8	3 17 3-6
Viborg Nr. Sø ¹⁶⁾ Tw = 0,6 år	71 71	73 85-88	50 52	32 57	3 27	2 16
Glumssø ¹⁷⁾ Tw = 0,4 år	81 81 81	81 82 83-88	73	30 47 62	3 6 9-24	1 2 3-8
Utterslev Mose ¹⁸⁾ Tw = 0,3 år	70 70	80 89	90	0 75	1 30	10 20
Skanderborg ¹²⁾ Lillesø	78 78	82 83-86	68	66 77	20 25-40	4 5-8
Lyngby Sø ¹⁹⁾ Tw = 0,11 år	60 75 80	69-70 80-83 84-88	75	47 44 37	111 60 55	10 6 6
Ollerup Sø ²⁰⁾ Tw = 0,06 år	78 78	79 81-87	28	30 40	16 50-190	1 3-9
Søbygård Sø ²¹⁾ Tw = 0,055 år	82 82 82	83 84-86 87-88	82	38 62 74	21 40-80 80-120	1 2-4 5-6
Væng Sø ²²⁾ Tw = 0,046 år	81 81 81 81	86 87 88 89	76	26 33 57 68	110 130 150 170	5 6 7 8
Kvind Sø ²³⁾ Tw = 0,04 år	82 82	83 87	18	53 59	25 125	1 5

Referencer:

- 1) Hovedstadsrådet, 1985. 2) Hovedstadsrådet, 1989a. 3) Hovedstadsrådet, 1988. 4) Hovedstadsrådet, 1986a. 5) Hovedstadsrådet, 1986b. 6) Århus amtskommune, 1986. 7) Hovedstadsrådet, 1986c. 8) Hovedstadsrådet/Arresøarbejdsgruppen, 1989. 9) Vejle amtskommune, 1979. 10) Fyns amt, 1990. 11) Århus amtskommune, 1985. 12) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium & Århus amtskommune, 1985. 13) Hovedstadsrådet, 1986d. 14) Århus amtskommune, 1982. 15) Viborg amtskommune, 1983. 16) Viborg amtskommune, 1983. 17) Sas, 1989 og Kamp-Nielsen, 1986. 18) Hovedstadsrådet, 1989b. 19) Hovedstadsrådet, 1986e. 20) Vandkvalitetsinstituttet, 1980. 21) /4/, /11/. 22) Vejle amtskommune, 1989. 23) Århus amtskommune, 1989. Herudover er udnyttet data fra databaserne samt egne data.

Kvind Sø og Ollerup Sø afviger fra det generelle mønster

Kun i Kvind Sø og Ollerup Sø var der et markant større fald i Psø end i belastningsreduktionen. Disse to sører var hurtigt gennemstrømmede med varirende vandtilstrømning igennem året, og de modtog før reduktionen især P-belastning fra en stor punktkilde, hvorfor Pi varierede meget over året. (fig. 6.5). Efter at punktkildebidraget blev reduceret, var årstidsvariationen i Pi mindre, hvilket forklarer, hvorfor den tidsvægtede års middel i søkoncentrationen blev reduceret mere end forventet alene ud belastningsreduktionen.

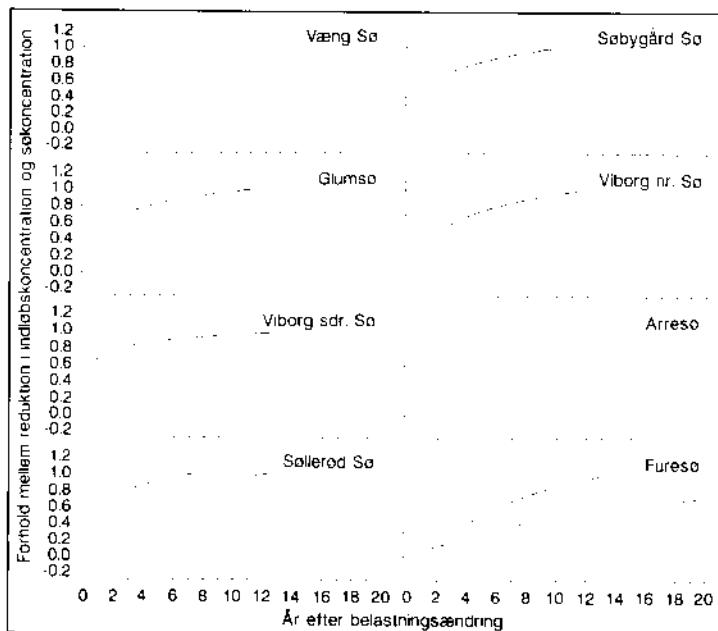
Sører med kort og lang opholdstid reagerer forskelligt

Efter en belastningsreduktion skal overskudspuljen i sværvandet først skylles ud af søen eller bundfældes, før søen kommer i ligevægt med den nye belastning. Hvis der ikke sker udveksling mellem bund og vand, og hvis søen ikke er lagdelt, vil 63% af overskudspuljen i sværvandet være skyllet ud efter 1 gang opholdstiden (1 Tw), og hhv. 86 og 95% efter 2 og 3 Tw. Hvis søen er lagdelt, vil indsvingningen ske langsommere. Afbildes forholdet mellem den procentiske reduktion i hhv. Psø og den eksterne belastning mod den hydrauliske opholdstid (fig. 10.2 A,B) ses store afvigelser fra dette mønster. Sørerne med relativ lang opholdstid og sommerlagdeling ($>2,5$ år) lå i de fleste tilfælde over fortyndingslinien, hvilket betyder, at indsvingningen mod den nye ligevægt går hurtigere, end man skulle forvente ud fra simpel udtømning, hvorfor en del af overskudspuljen ikke skylles ud, men istedet bundfældes i søen. Derimod ligger sørerne med opholdstider mellem 0,5 og 2,5 år ofte noget under linien og sørerne med meget korte opholdstider under og langt til højre for linien. Indsvingningstiden målt som antal opholdstider var således stigende med aftagende opholdstid. Som konsekvens heraf blev der ikke fundet nogen entydig sammenhæng mellem varigheden af indsvingningen, målt i antal år efter belastningsreduktionen og sørernes opholdstid (fig. 10.2 C,D).

Sør med kort opholdstid er gennemgående hårdere belastede end sør med lang opholdstid (fig. 10.3 A og tabel 10.4). Som følge af den korte opholdstid er den procentiske tilbageholdelse dog også mindre (tabel 6.1). Korrigeres der herfor ved at anvende ligning 17 i tabel 6.1, er der fortsat en omvendt relation mellem "belastning" og opholdstid. I overensstemmelse hermed er der fundet en relation mellem akkumuleringen af fosfor i overfladesedimentet (0-5 cm) og i de øverste 20 cm af sedimentet, således at puljen øges med aftagende opholdstid. Udoover opholdstiden kunne også jernindholdet forklare en del af forskellen i puljernes størrelse i sedimentet (tabel 10.4). Det blev derimod ikke fundet nogen sammenhæng mellem puljens størrelse og middeldybden.

Detaljeret beskrivelse af indsvingningsforløbet i enkelte sør

For en række sør er der foretaget en mere detaljeret vurdering af indsvingningsforløbet. I fig. 10.4 er graden af indsvingning afbildet mod tiden, idet det her forudsættes, at den procentiske ændring i P_i og $P_{sø}$, når den nye ligevægt har indstillet sig, har været identiske (fig. 10.2).



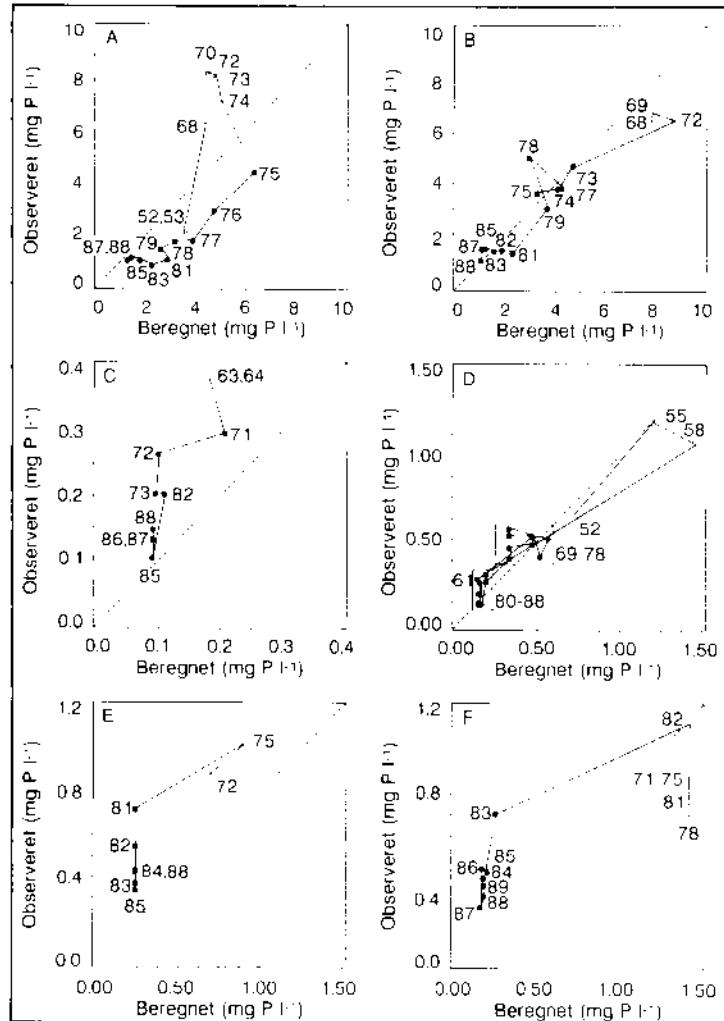
Figur 10.5:

Forholdet mellem reduktionen i indløbskoncentration og søkoncentration i forhold til antal år, der er gået efter belastningsreduktionen. Den fuldt optrukne linie angiver den bedste eksponentielle sammenhæng. Den stippled linie angiver forløbet beregnet efter en simpel fortyndningsmodel. (ref. jvf. tabel 10.3: 22, 21, 17, 15, 4, 1).

I fig. 10.6 er det aktuelle indsvingningsforløb for en række sør sammenholdt med det forløb, der kunne forventes, hvis der havde være tale om simpel fortyndning, og endelig er indsvingningsforløbet beskrevet for to sører, som kun i en kort periode har været udsat for en forøget belastning (fig. 10.7).

Hurtig respons i starten og herefter en langsommere indsvingning

Indsvingningsforløbet kunne groft beskrives som en eksponentiel funktion af tiden efter belastningsreduktionen (fig. 10.4). Dog var indsvingen ofte todelt med en hurtigt respons i de første år og herefter et langsommere respons i de efterfølgende år. Forløbet i Væng Sø adskilte sig

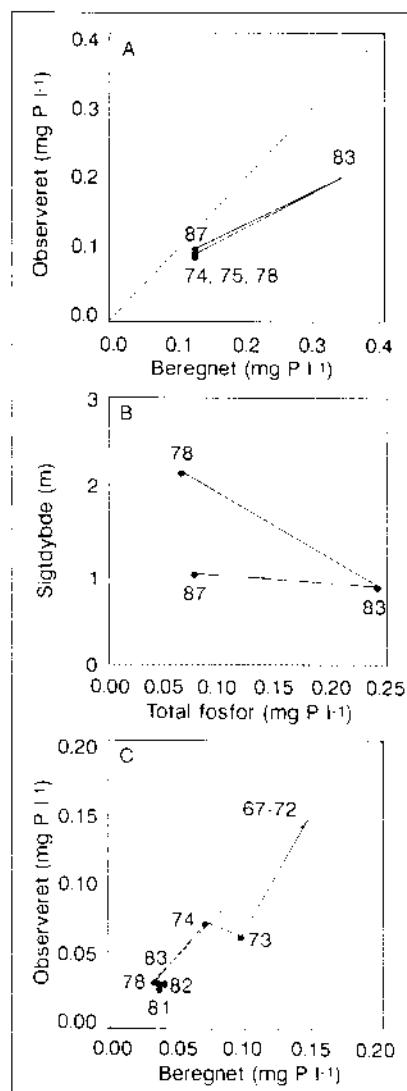


Figur 10.6:

Indsvingningsforløbet af observeret og beregnet totalfosforkoncentration i svændet (årsmiddelet). □ før belastningsreduktion, ● efter belastningsreduktion. Ud fra de enkelte observationer er årstallet angivet.

- Søllerød Sø, Tw = 4,5-6,9 år (ref. Hovedstadsrådet, 1986a)
- Vejle Sø, Tw = 2,0-2,5 år (ref. Hovedstadsrådet, 1986c)
- Viborg Nørre Sø, Tw = 0,6 år (ref. Viborg amtskommune, 1983)
- Lyngby Sø, Tw = 0,11 år (ref. Hovedstadsrådet, 1986e)
- Glumsø, Tw = 0,4 år (ref. Sas, 1989 & Kamp-Nielsen, 1986e)
- Søbygård Sø, Tw = 0,055 år (ref. /4/, /11/) Søkoncentrationen blev beregnet ved hjælp af ligning 2.

dog markant fra dette mønster, idet Psø først blev væsentligt reduceret efter et biologisk indgreb i søen (sammenlign med fig. 10.11).



Figur 10.7:

Indsvingningsforløbet af observeret og beregnet totalfosforkoncentration i svævandet (årsmiddel) samt ændringer i sigtdybde om sommeren i relation til ændringer i fosforkoncentration (sommermiddel). □ før belastningsreduktion, ● efter belastningsreduktion.

A. Karl Sø, $T_w = 0,5$,

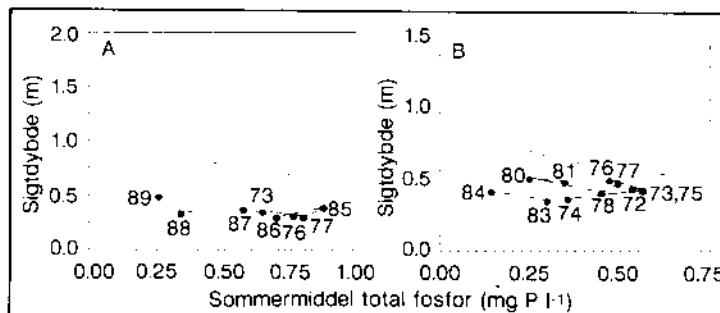
B. Karl Sø, sommermiddel,

C. Knud Sø, værdien for P-konc. i perioden 1967-72 er ikke målt. Korrigert for fortynning.

Furesø og
Søllerød Sø

Resultater i fig. 10.5 og fig. 10.6 bekræfter det generelle responsmønster for danske og en del udenlandske søer (fig. 10.2): 1) I Furesøen og Søllerød Sø, som har lang opholdstid, går indsvingningen hurtigere, end man skulle forvente ud fra simpel fortyndning. For Søllerød Sø kan den hurtigere indsvingning dog tildeles forklares ved, at der her i 1976-79 blev foretaget en udpumping af vand fra det meget næringsrige bundlag (hypolimnion), hvorved søen hurtigere end ellers kom af med en del af den ophobede P. Således blev der i disse år bortledt 4-5 gange så meget P (godt 3 tons), som det ville have været tilfældet, hvis afløbsvandet udelukkende havde bestået af overfladevand. Reduktionen fra $4,4 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1975 til $0,95 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1981 i overfladevandet kan således delvis forklares ved den ekstra udskylning. 2) Vejle Sø og Arresø, som begge har opholdstider på 2-2,5 år lå tæt på fortyndningslinien. I f.eks. Vejle Sø foregik belastningsreduktionen af to omgange, først i 1973-74, hvor søen blev tilledt ekstra grundvand. Derefter blev belastningen forøget i perioden fra 1976-79, pga. tilledning af bundvand fra Søllerød Sø, og endelig fulgte en ny belastningsreduktion. I alle tilfælde var der en relativt hurtigt respons på belastningsændringerne, og Psø var i 1988 faldet til omkring $0,65 \text{ mg P l}^{-1}$, hvilket udfra Vollenweider-relationen er omkring $0,2-0,3 \text{ mg P l}^{-1}$ højere end ligevægtskoncentrationen ved den øjeblikkelige belastning. 3) I både Viborg Nørresø, Glumsø og Søbygård Sø, som alle er hurtigt genstrømmede, skete indsvingningen meget langsommere end udskylningsmodellen forudsiger, hvilket dog ikke i samme grad var tilfældet i Lyngby Sø, på trods af, at opholdstiden også her var kort.

Viborg Nørresø,
Glumsø og Søby-
gård Sø



Figur 10.8:

Sammenhæng mellem sigtdybde og koncentration af totalfosfor i svavandet i perioden før og efter belastningsreduktion (maj-september). Den stippled linie angiver den generelle dybdekorrigerede sammenhæng for danske søer (jvf. kap. 8).
A. Arresø (ref. Hovedstadsrådet/Arresøarbejdsgruppen 1989),
B. Lyngby Sø (ref. Hovedstadsrådet, 1986e)

I Glumsø og Søbygård Sø har koncentrationen af P i de første 7-8 år efter belastningsreduktionen ligget mellem 0,2 og 0,6 mg P l⁻¹ over den forventede nye ligevægtskoncentration (fig. 10.6 E & F). Da sørerne kun har kort opholdstid, kan den forhøjede P-koncentration kun forklares ved en nettofrigivelse af P fra sedimentet. I Søbygård Sø har nettofrigivelserne varieret mellem 2,7 og 13 g P m⁻² år⁻¹, og i Glumsø mellem 0,6 og 2,3 g P m⁻² år⁻¹.

Varigheden af belastningen har stor betydning for varigheden af indsvingningsforløbet

Varigheden af den forudgående belastning har stor betydning for indsvingningsperiodens længde. Mødens hovedparten af de danske sører, som har været utsat for en længerevarende høj belastning, udviser en forsinkel respons på en belastningsreduktion (fig. 10.4-10.6), har sører, som kun i en kort periode har været utsat for en forhøjet belastning, gennemgående udvist en hurtig respons på en nedsættelse af belastningen (fig. 10.7). Knud Sø f.eks. blev belastet med spildevand i perioden 1967-72, hvorefter P-belastningen blev reduceret med 75%. I 1973-74 var P-koncentrationen forhøjet, men i 1979 (efter fire opholdstider) eller før 1979 var søen igen i ligevægt med den nye lavere belastning (fig. 10.7). Et tilsvarende forløb fandtes i Karl Sø, der i en periode omkring 1983, var særligt meget belastet med spildevand. Psø blev i denne periode fordoblet, og undervandsvegetationens udbredelse blev kraftigt reduceret (fig. 10.7). Efter belastningsreduktion var P-koncentrationen hurtigt tilbage på udgangsniveauet. Alligevel skete der ikke en forbedring i sigtdybde til niveauet fra 1978, hvilket kan forklares ved, at undervandsvegetationen i 1987 ikke var fuldtud retableret (H.H. Schierup, pers. kom.).

Ændringer i sigtdybde og biologisk struktur

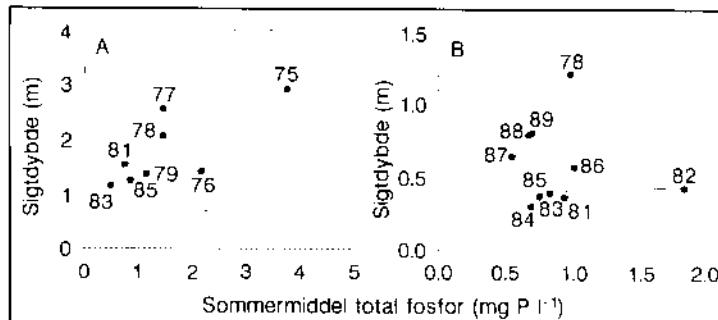
En reduktion i P-koncentrationen i sværvandet giver forskellig respons på sigtdybde

Sørerne reagerede forskelligt på en reduceret P-koncentration. I Lyngby Sø og Arresø var sigtdybden både før og efter belastningsreduktionen væsentligt lavere, end man skulle forvente ud fra den generelle relation for danske sører (fig. 10.8). Sigtdybden i de to sører svarer til et niveau, man ville forvente i sører med en middeldybde på ca. 0,5 m, selvom dybden faktisk er 1,6 m i Lyngby Sø og hele 3 m i Arresø. Ingen af de to sører var der tegn på forbedring af sigtdybden med aftagende P-koncentration, selvom den generelle ligning forudsiger en mindre forbedring.

Den biologiske struktur spiller en rolle for graden af respons

I Søllerød Sø og Søbygård Sø var sigtdybden gennemgående højere end niveauet for danske søer som helhed (fig. 10.9). I Søllerød Sø var der endog tendens til et fald efter belastningsreduktionen, hvor sigtdybden nærmer sig niveauet for regressionslinien, mens sigtdybden udviste store år-til-år variationer i Søbygård Sø i takt med ændringer i fiskebestandens størrelse, samt rekrytteringen og overlevelsen af fiskeyngelen /4/, /11/.

Væng Sø havde i en årrække før og i 4 år (1982-86) efter belastningsreduktionen næsten samme fosforniveau og sigtdybden lå tæt på relationen for danske søer. Efter at der i 1987-88 blev fjernet 50% af bestanden af skalle og brasen, skete der imidlertid en markant forbedring i sigtdybden, og fosforniveauet faldt betydeligt (fig. 10.10, 10.11). Dette var sammenfaldende med en stigning i mængden af filtrerende dyreplankton og et fald i mængden af planteplankton.



Figur 10.9:

Sammenhæng mellem sigtdybde og koncentration af totalfosfor i svævet i perioden før og efter belastningsreduktionen (maj-september). Den stippled linie angiver den generelle dybdekorrigerede sammenhæng for danske søer (jvf. kap. 8).

A. Søllerød Sø (ref. Hovedstadsrådet, 1986a),
B. Søbygård Sø (ref. /4/, /11/).

Tabel 10.4. Relationer mellem den akkumulerede fosforpulje i sedimentet (g P m⁻²) (0-20 cm og 0-5 cm) og soens middeldyde (2), hydraulisk op holdstid (tw) og sedimentets jernindhold (mg Fe g tv⁻¹).

pulje (0-20 cm)	= 49,4 + 2 * 0,02, $r^2 = 0,0$, $P > 0,93$, $n = 43$
	= 31,2 + tw * (-0,27), $r^2 = 0,39$, $P < 0,0001$, $n = 43$
	= 8,8 + Fe ** (0,37) + tw ** (-0,23), $r^2 = 0,37$, $P < 0,0001$, $n = 32$
pulje (0-5cm)	= 7,5 + 2 ** (0,12), $r^2 = 0,0$, $P > 0,49$, $n = 71$
	= 5,3 + tw ** (-0,27), $r^2 = 0,29$, $P < 0,0001$, $n = 71$
	= Fe ** (0,51) + tw ** (-0,16), $r^2 = 0,47$, $P < 0,0001$, $n = 49$

10.3 Diskussion

Søer med kort tw akkumulerer mere fosfor

Sæsonvariation i tw har betydning

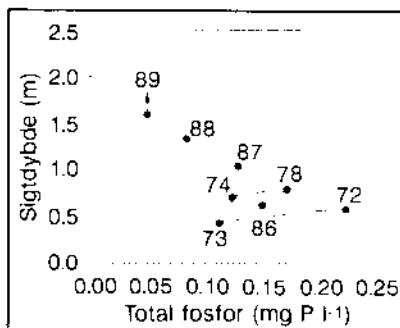
Frigivelsen fra sedimentet er en langsom proces

Søer med kort belastningsperiode

I overensstemmelse med en række udelandske undersøgelser (Cullen og Forsberg, 1988; Marsden, 1989; Sas, 1989) reagerer de danske søer ofte trægt på en belastningsreduktion. I søer med lang opholdstid kan trægheden forklares ved, at udskylingen af "overskudspuljen" af fosfor fra vandfasen som følge af den lange opholdstid kun foregår langsomt. I flere af søerne med lang opholdstid er P_{so} faktisk reduceret hurtigere end man skulle forvente ud fra simpel fortynding, fordi en del af puljen i vandfasen er sedimenteret og immobiliseret i sedimentet. Tilsvarende resultater er fundet af Sas (1989) og Marsden (1989). Hvad der hidtil har været mere upåagtet er, at søer med kort opholdstid også udviser en betydelig træghed på trods af, at puljen i vandfasen i disse søer hurtigt skulle være skyllet ud af søen. Indsvingningstiden i disse søer forløb således 10-100 gange langommere end i søer med høj tw, hvis opgørelsen blev baseret på antal opholdstider, og indsvingningstiden var af samme størrelse, hvis den blev baseret på antallet af år efter belastningsreduktionen. Der er flere årsager hertil. For det første er belastningen gennemgående høj i søer med kort opholdstid, også efter korrektion for forskel i P-tilbageholdelsesevne (fig. 10.3 A,B). I overensstemmelse hermed steg puljen af fosfor i sedimentet med aftagende tw (fig. 10.3 C,D). Der er altså akkumuleret en større pulje i søer med kort tw, hvorfor man også må forvente en større træghed i responset på en belastningsreduktion. En anden årsag til den store træghed i søer med kort tw er, at tw ofte varierer betydeligt over året. Gennemstrømningen er således ofte lav om sommeren, hvor frigivelsen fra sedimentet er størst, og høj i efteråret og forår, hvor frigivelsen er lav. Det betyder, at en del af den fosfor, som frigives om sommeren igen sedimenterer før gennemstrømningen øges, hvorfor puljen i sedimentet kun langsomt udtømmes. Endelig er frigivelsen fra de dybere-liggende lag i sedimentet en langsom proces, som kun delvist er påvirket af tw. En stor udskifting af svovl med mere næringsfattigt indløbsvand fører således til en forøget P-gradient mellem sediment og vand og dermed en øget diffusiv transport fra sedimentet til svovlvet, men forøgelsen vil dog forventeligt ikke stige i samme takt som tw aftager /6/.

For både de dybde og lavvandede søer varierer trægheden også med belastningsperiodens varighed, således at søerne kommer sig hurtigere desto kortere tid, de har været belastet. Resultaterne fra Knud Sø og Karl Sø er illustrative eksempler. I

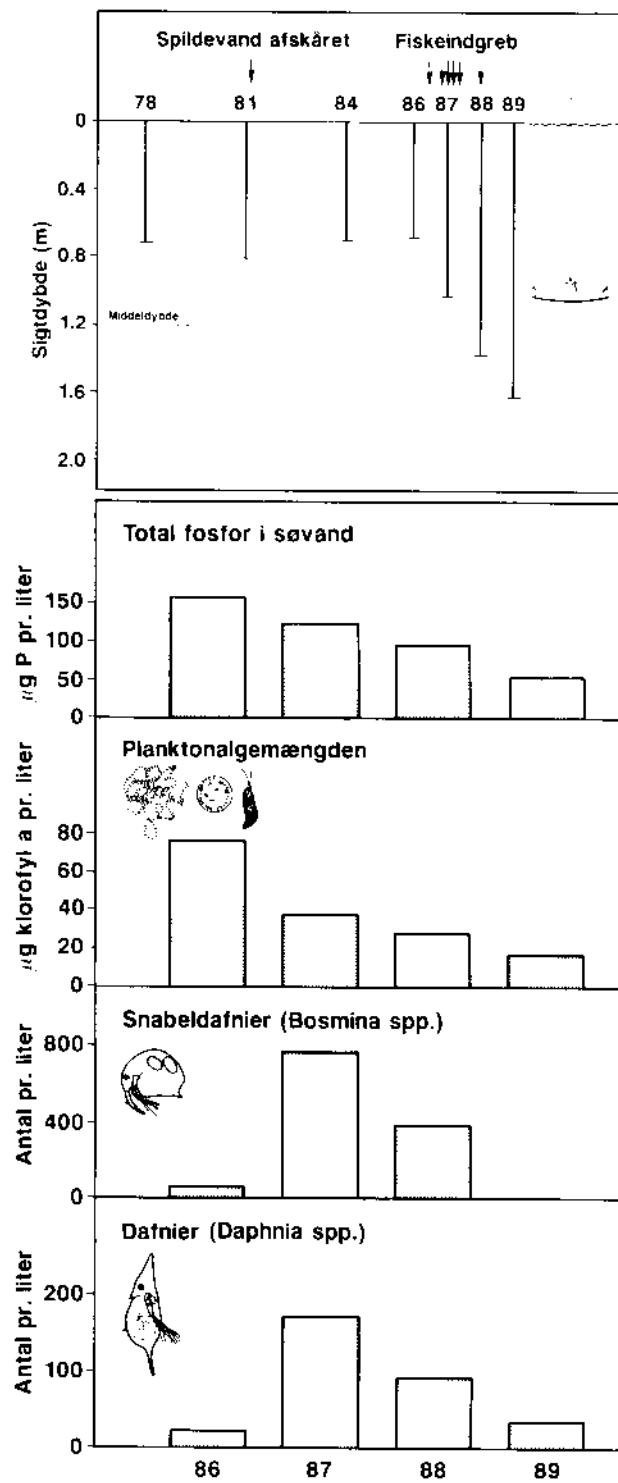
den korte belastningsperiode har der ikke kunnet opbygges en større pulje i sedimentet, men eksempelvis i Karl Sø har varigheden dog været tilstrækkelig stor til, at bundplanternes udbredelse blev reduceret drastisk og har siden vist tegn på træghed i retableringen.



Figur 10.10:

Sammenhængen mellem middelsigtdybde og -totalfosfor i Væng Sø (maj-september). Den stippled linie angiver den generelle dybdekorrigerede sammenhæng for danske sører (jvf. kap. 8). (ref. Vejle amtskommune, 1989, /13/)

Andre faktorer Den fosforpulje, som er akkumuleret i perioden med høj fosforbelastning, var som nævnt en funktion af tw eller rettere af belastningens størrelse, men resultaterne viste også, at akkumuleringen var en funktion af jernindholdet i sedimentet (kap. 5, tabel 10.4, /1/, /6/). Hvor stor en del af denne pulje, som igen vil blive frigivet, afhænger af flere forhold, herunder belastningsreduktionens omfang, Fe:P-forholdet i sedimentet og i søtilløbene og tilførslen af bindingsækvivalenter (/1/, /6/ og NPo-C4 (Jensen og Andersen, 1990)). Foruden af disse forhold vil indsvingningsperiodens varighed være bestemt af størrelsen af P-udskylningen, hvilket igen er en funktion af afstøremningsmønsteret, planktonalgesammensætningen og graden af lagdeling i søen om sommeren. Det eksisterende datamateriale er for lille til at opstille sikre prognosemodeller, som inkluderer dette spektrum af styrende faktorer, men de foranstående resultater og vurderinger er dog et skridt i retning af at kunne fremskrive indsvingningsforløbet efter en belastningsreduktion.



Figur 10.11:

Udviklingen i sigtdybde, koncentration af totalfosfor og klorofyl a samt mængden af snabeldafnier og dafnier i Væng Sø (maj-september) (fra /13/).

Ændringer i sigtdybde og biologisk struktur

Øget resuspension kan forsinke forbedringen i sigtdybden

Selv efter en betydelig reduktion i fosforkoncentrationen vil der ikke altid ske en forbedring af sigtdybden, selv hvor relationerne mellem P-koncentrationen og sigtdybde forudsiger en forbedring. En af årsagerne hertil er en ofte betydelig resuspension. Især i de større lavvandede sører kan resuspension betyde en markant forringelse af sigtdybden /7/. Eksempelvis har målinger og beregninger på data fra Arresø vist, at resuspension i gennemsnit alene vil nedbringe sigtdybden til under 0,5 m, og det forklarer, hvorfor sigtdybden i denne ø ligger langt under relationen for danske sører, og hvorfor der ikke er sket forbedringer i takt med reduktionen i P-koncentrationen (fig. 10.8) /7/. Søen er således stor og lavvandet og derfor meget utsat for resuspension. Man må antage, at resuspensionsfrekvensen og intensiteten er øget i takt med en øget akkumulering af organisk materiale på søbunden. Sigtdybden ved en given P-koncentration er følgeligt ringere efter end før belastningsreduktionen, hvilket forringar mulighederne for, at undervandsplanter kan vende tilbage og mulighederne for, at rovfyldene gedde og aborre kan øges i antal (se kap. 8 og 9).

Formindskelse i sigtdybden har været tegn på forbedring i sører, som før var særligt hårdt belastede

En markant reduktion i fosforbelastningen vil dog med tiden medføre en forandring i den biologiske struktur, som beskrevet i kap. 8 og 9. I nogle tilfælde vil en sigtdybde i en overvågningsperiode efter belastningsreduktion blive forværet. I de hyperereutrofe sører er det biologiske samfund nemlig ofte ustabilitet, bl.a. som følge af periodiske fiskedrab, med deraf følgende masseopblomstring af store dafnier og nedgræsning af planteplanktonet (kap. 7-9). Dette har været tilfældet i Søllerød Sø og er stadig tilfældet i Søbygård Sø (fig. 10.9). I Søllerød Sø er sigtdybden forværet i de seneste år, og den nærmer sig nu sigtdybde-fosforrelationen for de danske sører (fig. 10.9). Forværringen i sigtdybden skal dog tages som et tegn på en forbedring i den biologiske tilstand. I Søbygård Sø må man tilsvarende forvente, at sigtdybden igen forringes, når fosforfrigivelsen fra sedimentet efterhånden reduceres.

Væng Sø - et illustrativt eksempel på homeostasis i den biologiske struktur

Eksemplerne illustrerer fiskenes indflydelse på tilstanden og deres potentielle effekt på indsvingningsforløbet. Spørgsmålet melder sig så, om de forandringer, man kan vente i fiskebestandens sammensætning som konsekvens af belastningsreduktionen, er afkoblet fra udviklingen i eksempelvis planteplanktonet, dvs. om de passivt følger med, eller om de planktivore fisk i kraft af deres ofte lange levetid og høje reproduktionspo-

tentiale kan forsinke indsvingningen. Det er vanskeligt at vurdere i praksis, fordi det er svært at adskille effekterne af intern belastning og buffervirkninger fra fiskebestanden, idet begge løber parallelt, og i øvrigt har vist sig at være indbyrdes koblede (/4/, /5/; Benndorf, 1987; Søndergaard et al., 1990). Resultaterne fra Væng Sø giver dog en mulighed for at vurdere de planktivore fisks rolle for indsvingningen. På trods af en kort opholdstid på 15-20 dage skete der ikke en signifikant ændring i hverken den biologiske tilstand, P-koncentrationen eller sigtdybden i de første 4 år efter afskæringen af spildevandet (fig. 10.11). Opfiskningen af 50% af bestanden af planktivore fisk i 1987-88 betød imidlertid en markant forandring i det biologiske samfund, der nu selvforstærkende bevæger sig i retning af større dominans af rovfisk og betydelig arealdækning af bundplanter, med en klarvandet tilstand tilfølge. Fosforniveauet er også faldet, hvilket tilskrives bedre redoxforhold i overfladesedimentet på grund af en mindre sedimentation, samt opblomstring af bundlevende alger og indvandring af bundplantet (/4/, /12/, /13/ og Søndergaard et al., 1990). Sigtdybde-fosforforholdet blev samtidigt ændret fra et niveau på linien for danske sører til at ligge meget over denne linie (fig. 10.11). Dette tilskrives i første omgang fiskeindgrebet (1987-88) og dernæst i 1989 også indvandringen af undervandsplanter, som hvis de forbliver i søen, permanent vil kunne betinge en højere sigtdybde end den generelle ligning for danske sører forudsiger (kap. 9).

Fiskenes rolle Fiskene kan således i kraft af høj prædation på planktonalgegræsserne forsinke reduktionen i plantoplanktonet og P-frigivelsen fra søbunden. Fisk, som karper og brasen, kan også via fødesøgningen i bunden stimulere P-frigivelsen og forringe turbiditeten i vandet ved ophvirvling af bundmateriale (Andersson et al., 1988; Meijer et al., 1990). Også dette giver forringet sigtbarhed i vandet med deraf forringede muligheder for opvækst af rovfisk som aborre og gedde.

Biomanipulation og dens muligheder Det er derfor nærliggende at foreslå et indgreb i fiskebestanden for at fremme tilstandsforbedringen efter en belastningsreduktion. På grundlag af de empiriske relationer nævnt i kap. 7-9, samt fuldkalde eksperimenter i tre danske sører (/4/, /5/, /11/ er det konkluderet, at der i de lavvandede sører forventeligt kun kan opnås en hurtigere indsvingning, hvis Psø i den fremtidige ligevægtstilstand er under en tærskel på $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, hvilket svarer til en belastning på under $0,5-2 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Den høje ende af dette interval er kun gældende for hurtigt gennemstrømmede sører. I dybe sører skal koncentrationen formentlig

være endnu lavere. I nogle søer vil der kunne opnås midlertidige forbedringer, hvis koncentrationen er højere og søen ikke er for kraftigt domineret af blågrønalger (fig. 9.13). Der må dog her påregnes vedvarende intensive plejeforanstalninger for at opretholde det for det pågældende næringssstofniveau "kunstige" samfund, ellers vil de planktivore fisk igen vende tilbage i stort tal. Det kan derfor i stedet anbefales at gøre noget ved ondets rod, dvs. næringssstofbelastningen.

10.4 Sammenfatning

Intern belastning

Søers reaktion på reduceret belastning blev bestyrt ud fra en analyse af data fra 27 søer. P-koncentrationen i sværvandet faldt markant efter en reduktion i belastningen, og det relative fald var efter 8-10 år af samme størrelse eller lidt lavere end i forhold til før belastningsreduktionen. I søerne med lang hydraulisk opholdstid skete indsvingningen hurtigere end man skulle forvente ud fra en simpel udtømning af "overskuds-puljen" i sværvandet, hvilket kan forklares ved, at en del af denne pulje sedimenterede. I søerne med kort opholdstid var forholdet omvendt på grund af en ofte stor P-frigivelse fra sedimentet (intern belastning). Denne forskel kunne især forklares ved, at de hurtigt gennemstrømmede søer generelt havde en større overfladebelastning med større akkumulering af P i sedimentet i belastningsperioden og større frigivelse efter belastningen som resultat. Målt i antal opholdstider var indsvingningstid 10-100 gange længere i søer med hydraulisk opholdstid mindre end 0,5 år i forhold til søer med opholdstid større end 2,5 år. Målt i antal år efter belastningsreduktionen var varigheden af samme størrelse som dem for søer med såvel kort som lang hydraulisk opholdstid.

Biologisk træghed

Udover den interne belastning, kan søernes indsvingningstid også blive forsinket af træghed i det biologiske system. Især de planktivore fisk, som skalde og brasen, kan i kraft af deres relativt lange levetider fastlåse en dårlig tilstand i en årrække på trods af en ændring i belastningen. Dette er illustreret med et eksempel fra Væng Sø, hvor en opfiskning af 50% af disse fisk førte til en markant forøgelse i indsvingningshastigheden mod en ny ligevægt. For at fremme tilstandsforbedringen, kan et indgreb i fiskebestanden derfor komme på tale. Det er diskuteret, hvornår et indgreb i fiskebestanden kan være et nyttigt hjælpeværktøj i forbindelse med belastningsreduktioner, og det konkluderes, at somtermiddelfosforkoncentrationen i de lavvandede søer skal være lavere end $80-150 \mu\text{g P l}^{-1}$, før der kan forventes en varig effekt. I dybe søer skal koncentrationen formentlig være betydeligt lavere.

11. Referencer

- Abdelmoneim, M.A., J. Olah & P. Szabo, 1986: Denitrification in water bodies and sediments of Hungarian shallow waters. *Aquacultura Hungarica* 5: 133-46.
- Alpine, A.E. & J.E. Cloern, 1985. Differences in *in vivo* fluorescence yield between three phytoplankton size classes. *J. Plankton Res.* 7: 381-90.
- Andersen, J.M., 1974: Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89: 17-32.
- Andersen, J.M. & A.R. Pedersen 1987: Stoftransport i Gudenåens vandsystem 1974-85. Gudenåkomiteen, rapport nr. 15. Århus. 122 pp..
- Andersson, G., W. Graneli & J. Stenson, 1988: The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 107: 267-284.
- Arnold, D.E., 1971: Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 16: 906-920.
- Bachmann, R.W., 1984: Calculation of phosphorus and nitrogen loadings to natural and artificial lakes. *Verh. int. Verein. Limnol.* 22: 239-43.
- Bays, J.S. & T.L. Crisman, 1983: Zooplankton and Trophic State Relationships in Florida Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1813-1819.
- Bengtsson, L., 1978: Effects of Sewage Diversion in Lake Södra Bergundasjön. *Vatten* 78/1: 2-9.
- Benndorf, J., 1987: Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? *Schweiz. z. Hydrol.* 49: 237-248.
- Berge, D., 1987: Fosforbelastning og respons i grunne og middelsgrunne insjøer. NIVA-rapport, 0-85110 45 pp.
- Brøgger, J & F. Heintzelmann, 1979: Sørestauring. Simple stofbalance- og eutrofieringsmodellers anvendelse i recipientplanlægning. Miljøprojekt nr. 16. Miljøstyrelsen.
- Canfield, D.E. & R.W. Bachmann, 1981: Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a and Secchi depth in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 414-423.

Chapra, S.C., 1975: Comment on "An empirical method of estimating retention of phosphorus in lakes" by W.B. Kirchner & P.J. Dillon. Water Resour. Res. 11: 1033-1034.

Christensen, P.B. & J. Sørensen, 1986: Temporal variation of denitrification in plant covered littoral sediments (Lake Hampen, Denmark). Appl. Environ. Microbiol. 51: 1174-78.

Christensen P.B., L.P. Nielsen, J. Sørensen & N.P. Revsbech, 1990: Denitrification in nitrate-rich streams; diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. Limnol. Oceanogr. 1990.

Cullen, P. & C. Forsberg, 1988: Experience with reducing point sources of phosphorus to lakes. Hydrobiol. 170: 321-336.

Danmarks Statistik, 1968: Danmarks areal. Danmarks Statistik, København. 228 pp.

Dillon, P.J. & W.B. Kirchner, 1975: Reply. Water Resour. Res. 11: 1035-1036.

Dillon, P.J. & F.H. Rigler, 1974: A test of simple nutrient budget model prediction the phosphorus concentration in lake water. J.Fish. Res. Bd. Can. 31: 1771-1778.

Elser, J., 1987: Evaluation of size-related changes in chlorophyll-specific light extinction in some north temperate lakes. Arch. Hydrobiol. 111: 171-82.

Fleischer, S. & S.F. Hamrin, 1988: Land use and nitrogen losses - a study within the Laholm Bay drainage area of Southwestern Sweden. Verh. int. Verein. Limnol. 23: 181-92.

Fott, J., L. Pechar & M. Prazaková, 1980: Fish as a factor controlling water quality in ponds. In J. Barica & L.R. Mur (eds.): Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2: 255-261.

Frisk, T., 1981: New modifications of models. *Aqua Fennica* 11: 7-17.

Frisk, T., J.S. Niemi & K.A.I. Kinnunen, 1980: Comparison of statistical phosphorus-retention models. Ecol. Modelling 12: 11-27.

Fulton, R.S. & H.W. Pearl, 1987: Toxic and inhibitory effects of the blue-green algae *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. J. Plankton Res. 9,5: 837-855.

Fyns amt, 1990: Vandmiljøovervågning i de ferske vandområder: Arreskov Sø 1989. 59 s.

Gliwicz, Z.M., 1969: Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekol. pol. 17: 663-708.

Gliwicz, M.Z., 1975: Effect of zooplankton grazing on photosynthetic activity and composition of phytoplankton. Int. ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 19: 1490-1497.

Gons, H.J., R. Veeningen & R. van Keulen, 1986: Effects of wind on a shallow lake ecosystem: resuspension of particles in the Loosdrecht Lakes. Hydrobiol. Bull. 20: 109-20.

Gulati, R.D., K. Siewertsen & G. Postema, 1985: Zooplankton structure and grazing activities in relation to food quality and concentration in Dutch lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 21: 91-102.

Hansen, A-M., 1988: Cyclops vicinus's populationsdynamik i Søbygård Sø. Specialerapport. Biologisk Institut, Odense Universitet og Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 140 pp.

Hovedstadsrådet, 1985: Endringer i Furesøens tilstand i perioden 1900-2020. Arbejdsdokument udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 98 s.

Hovedstadsrådet, 1986a: Søllerød Sø 1900-2020. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 66 s.

Hovedstadsrådet, 1986b: Bagsværd Sø 1900-2020. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 80 s.

Hovedstadsrådet, 1986c: Vejle Sø 1900-2020. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 55 s.

Hovedstadsrådet, 1986d: Farum Sø 1900-2020. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 92 s.

Hovedstadsrådet, 1986e: Lyngby Sø 1900-2020. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 69 s.

Hovedstadsrådet, 1988: Tilstandsbeskrivelse og restaureringsmuligheder for Birkerød Sø. Arbejdsdokument udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 62 s.

Hovedstadsrådet, 1989a: Esrum Sø 1900-1988. 138 s.

Hovedstadsrådet, 1989b: Utterslev Mose 1950-1987. Arbejdsdokument udarbejdet af COWIconsult, 125 s.

Hovedstadsrådet/Arresøarbejdsgruppen, 1989: Restaurering og fremtidig tilstand i Arresø. Rapport udarbejdet af Cowiconsult og Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for ferskvandsøkologi for Arresøarbejdsgruppen.

Jensen, H.S. & F.Ø. Andersen, 1990: Fosforbelastning i lavvandede eutrofe sører. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. Rapport nr. C4, 96 pp.

Jeppesen E., N. Thyssen, C. Prahl, K. Sand Jensen & T.M. Iversen, 1987: Kvælstofakkumulering og omstætning i vandløb med udgangspunkt i undersøgelser i Suså og Gryde å. Vand og Miljø 3: 123-129.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, O. Sortkjær, E. Mortensen & P. Kristensen, 1990: Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in a shallow, hypertrophic lake: a study of phytoplankton collapses in Lake Søbygård, Denmark. Hydrobiologia 191: 149-164.

Jones, J.R. & R.W. Bachmann, 1978: Phosphorus removal by sedimentation in some Iowa reservoirs. Verh. Int. Ver. theoret. Angew. Limnol. 20: 1576-1680.

Kamp-Nielsen, L., 1986: Modelling the recovery of hypertrophic L. Glumsø (Denmark). Hydrobiol. Bull. 20: 245-255.

Kirchner, W.B. & P.J. Dillon, 1975: An empirical method of estimating retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res. 11: 181-182.

Kristensen, P. & P. Jensen, 1987: Sedimentation og resuspension i Søbygård Sø. Specialerapport. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium. 152 pp..

Kronvang B. & A. Bruhn 1990: Overvågningsprogram - Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Teknisk anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser, 22 pp.

Københavns amt, Frederiksborg amt & Roskilde amt, 1989: Økologisk baggrundstilstand og udviklingshistorie. Søllerød Sø, Vejle Sø, Gundesømagle Sø, Sjælsø, Hornbæk Sø. Rapport udarbejdet af Cowiconsult for Københavns amt m.fl.

Lampert, W., 1981: Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on Daphnia. Int. Revue ges. Hydrobiol. 66: 285-298.

Larsen, D.P. & H.T. Mercier, 1976: Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 1742-1750.

Lessmark, O., 1983: Influence of abiotic and biotic factors on the structure of perch and roach populations in thirteen Swedish lakes, with special reference to interspecific competition. Part of Ph.D. thesis, University of Lund, Sweden, 1983: 135-170.

Lijklema, L., J.H. Jansen & R.M.M. Roijackers, 1989: Eutrophication in the Netherlands. Wat. Sci. Tech. 21: 1899-1902.

Lind, O.T., 1986: The effect of non-algal turbidity on the relationship of Secchi depth to chlorophyll a. Hydrobiologia 140: 27-35.

Marsden, M.W., 1989: Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. Fresh. Wat. Biol. 21: 139-162.

McCauley, E. & J. Kalff, 1981: Empirical Relationships Between Phytoplankton and Zooplankton Biomass in Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38: 458-463.

Meijer, M.L, M.W. de Haan, A. Breukelaar & H. Buitenveld, 1990: Is reduction of benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? Hydrobiologia (in press).

Miljøstyrelsen, 1988: Fosfor - kilder og virkning. Redegørelse nr. 2 1988 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium og Århus amtskommune, 1985: Skanderborg-søerne og deres vandløb 1980-83. 89 s.

Mortensen, E., H.J. Jensen & J.P. Müller, 1990: Retningslinier for standardiserede fiskeundersøgelser og en beskrivelse af redskaber og metoder. Teknisk anvisning, Danmarks Miljøundersøgelser og Fiskeøkologisk Laboratorium.

Nielsen, L.P., P.B. Christensen, N.P. Revsbech & J. Sørensen, 1990: Denitrification and oxygen respiration in biofilms studied with a micro-sensor for nitrous oxide and oxygen. Microbiol. Ecol. 18.

Nixon S.W. & M.E.Q. Pilson, 1984: Estuarine total system metabolism and organic exchange calculated from nutrient ratios: An example from Narragansett Bay. p. 261-90 i V.S. Kennedy (Ed.): "The estuary as a filter". Academic.

Nürnberg, G.K., 1984: The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. Limnol. Oceanogr.

OECD, 1982: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD, Paris. 210 pp.

Olrik, K., 1980: Kvalitative og semikvantitative algeundersøgelsers anvendelighed til vurdering af søers forureningstilstand. Side 8-22 i: Andersen, J.M., P. Andersen, C. Hunding, O.H. Jørgensen & E. Olesen (Eds.): Tilsyn med sører, suppl. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, Silkeborg, 55 pp.

Ostrofsky, M.L., 1978: Modification of phosphorus retention models for use with lakes with low areal water loading. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 1532-1536.

Pace, M.L., 1986: An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnol. Oceanogr. 31(1): 45-55.

Persson, L., 1987: Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). Oecologia 73: 170-177.

Persson, L., G. Andersson, S.F. Hamrin, L. Johansson, 1988: Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In S.R. Carpenter (ed.), Complex interactions in lake communities. Springer Verlag: 45-65.

Peters, R.H., 1986. The role of prediction in limnology. Limnol. Oceanogr. 31: 1143-59.

Phillips, G.L., D. Eminson & B. Moss, 1978: A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated waters. Aquat. Bot. 4: 103-126.

Prairie, Y.T., 1988: A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models. Arch. Hydrobiol. 111: 321-327.

Prairie, Y.T., 1989: Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. Aquatic Sciences 51/3: 192-210.

Rast, R., A. Jones & G.F. Lee, 1983: Predictive capability of U.S. OECD phosphorus loading-eutrophication response models. J. Water Poll. Control Fed. 55: 990-1003.

Reckhow, K.H., 1979: Uncertainty analysis applied to Vollenweider's phosphorus loading criterion - A graphical approach. *J. Water Pollut. Control Fed.* 51: 2123-2128.

Reckhow, K.H. & S.C. Chapra, 1979: A note on error analysis for a phosphorus retention model. *Water Resour. Res.* 15: 1643-1646.

Reckhow, K.H., 1988. Empirical models for trophic state in Southeastern U.S. lakes and reservoirs. *Water Ressources Bulletin* 24: 723-34.

Reynolds, C.S., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 384 pp.

Riemann, B., 1978: Absorption coefficient for chlorophylls a and b in methanol and a comment on interference of chlorophyll b i determinations of chlorophyll a. *Vatten* 3: 187-194.

Ringkjøbing Amtskommune 1989: Gødstrup Sø 1987 - Tilstand og udviklingsmuligheder. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, 80 pp. Mortensen P.B., E.K. Rasmussen, C. Nickelsen & H. Larsen.

Rognerud, S., D. Berge & M. Johannessen, 1979: Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelserne i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 0-70112.

Rognerud, S. & G. Kjellberg, 1984: Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 666-671.

Ryding, S-O., 1981: Reversibility of man-induced eutrophication. Experience of a lake recovery study in Sweden. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 449-503.

Sand Jensen, K., 1980: Balancen mellem autotrofe komponenter i tempererede søer med forskellig næringsstofbelastning. *Vatten* 2: 104-115.

Sas, H (Ed.), 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. Acad. Ver. Richardz GmbH. 497 pp.

Scheffer, M., 1989: Alternative stable states in eutrophic shallow freshwater systems: a minimal model. *Hydrobiol. Bull.* 23: 73-89.

Scheffer, M., 1990: Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, in press.

Seitzinger, S.P., 1987: Nitrogen biochemistry in an unpolluted estuary: The importance of benthic denitrification. Mar. Ecol. Progr. Ser. 41: 177-86.

Seitzinger, S.P., 1988: Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. Limnol. Oceanogr. 33: 702-25.

Serraya, C. 1975: Nitrogen and phosphorous balances and load-biomass relationship in Lake Kinneret (Israel). Verh. int. Verein. Limnol. 19: 1357-69.

Shapiro, J., B. Forsberg, V. Lamarra, G. Lindmark, M. Lynch, E. Smeltzer & G. Zoto, 1982. Experiments and experiences in biomanipulation: studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Environmental Protection Agency (EPA): 251 pp.

Smith, V.H., 1983: Low nitrogen to phosphorus favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science (Wash., DC) 221: 669-671.

Smith, V.H., 1985: Predictive models for the biomass of blue-green algae in lakes. Water Resour. Bull. 21: 433-439.

Smith, V.H., 1986: Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 148-153.

Søndergaard, M., E. Jeppesen, E. Mortensen, E. Dall, P. Kristensen & O. Sortkjær, 1990: Lake restoration by fish-removal in shallow lake Væng. Results from the first two years after the reduction of bream (*Abramis brama*) and roach (*Rutilus rutilus*). Hydrobiologia (in press).

Sørensen, J., L.P. Nielsen, P.B. Christensen & N.P. Revsbech, 1990: Denitrifikation og iltomsætning i vandløbssedimentet. NPo-rapport nr. C2. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. 29 pp.

Trimbee, A.M. & E.E. Repas, 1987: Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1337-1342.

Vandkvalitetsinstitutet ATV 1980: Evaluering af eutrofieringsmodel. Sammenligning mellem målt og beregnet effekt af spildevandsafskæring. Ollerup Sø, Sydfyn. Rapport fra Vandkvalitetsinstituttet 15 pp. Olirik K., & K.I. Dahl-Madsen

Vanni, M.J., C. Luecke, J.F. Kitchell & J.J. Magnuson, 1990: Food web effects on phytoplankton in Lake Mendota, Wisconsin, USA: effects of massive fish mortality. *Hydrobiologia*, in press.

Vejle amtskommune, 1989: Væng ø 1988. Udarbejdet af Vejle amtskommune, Danmarks Miljøundersøgelsers afdeling for Ferskvandskologi og Biologisk Institut ved Odense Universitet, 58 s.

Viborg amtskommune, 1983: belastning og forureningskilder. Hald ø 1982, 96 s.

Viborg amtskommune, 1983: Viborg-søerne 1900-2030. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, 100 s.

Vollenweider, R.A., 1969: Möglichkeiten und grenzen elementarer modelle der stoffbilanz von seen. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1-36.

Vollenweider, R.A., 1975: Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37: 53-84.

Vollenweider, R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.

Winfield, I.J. & C.R. Townsend, 1988: Factors affecting prey selection by young bream Abramis brama and roach Rutilus rutilus: insights provided by parallel studies in laboratory and field. *Environ. Biol. Fishes* 21: 279-292.

Århus amtskommune, 1985: Undersøgelse af forureningstilstanden i Knud Å's vandsystem 1981-83, herunder Ravn ø og Knud ø. Udarbejdet af Århus amtskommune og Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 87 s.

Århus amtskommune, 1986: Undersøgelse af forureningsforhold i Havmølle Å's vandsystem, herunder Øje ø og Stubbe ø i 1984. 59 s.

Århus amtskommune, 1989: Bryrup-søerne 1987: Miljøtilstanden i Bryrup Langsø, Karl ø, Kvind ø og Kul ø. 78 s.

Århus Amtskommune 1990: Ørn Sø og Funder Å 1989. Rapport fra Århus Amtskommune, 107 pp. Windolf J.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C9

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Eutrofieringsmodeller for sører

Undertitel:

Forfatter(e):

Kristensen, Peter; Jensen, Jens Peder; Jeppesen, Erik

Udførende institution(er):

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi

Resumè:

I projektet er der foretaget en vurdering af miljøtilstanden i de danske sører og dens udvikling i de sidste 15-20 år. Derudover er der foretaget en test af forskellige modellers evne til at beskrive sammenhængene mellem næringsstofbelastning og næringsstofkoncentration og mellem næringsstofkoncentrationen og såvel den biologiske struktur som miljøtilstanden i danske sører. Endelig er indsvingningsforløbet for sørerne efter belastningsreduktion vurderet.

Emneord:

eutrofiering; kortlægning; sører; sedimentter; matematiske modeller; fosfor CAS 7723-14-0; nitrogen CAS 7727-37-9

ISBN: 87-503-8809-6

ISSN:

Pris: 95,- (inkl. 22 % moms)

Format: A5

Sideantal: 120 s.

Md./år for redaktionens afslutning: oktober 1990

Oplag: 600

Andre oplysninger:

Rapport fra koordinationsgruppe C for vandløb, sører og marine områder

Tryk: Luna-Tryk ApS, København

Eutrofierings- modeller for søer

I projektet er der foretaget en vurdering af miljøtilstanden i de danske søer og dens udvikling i de sidste 15-20 år. Derudover er der foretaget en test af forskellige modellers evne til at beskrive sammenhængene mellem næringsstofbelastning og næringsstofkoncentration og mellem næringsstofkoncentrationen og såvel den biologiske struktur som miljøtilstanden i danske søer. Endelig er indsvingningsførlet for søerne efter belastningsreduktion vurderet.



Miljoministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 95.- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8809-6