

Miljøministeriet



Danmarks
Miljøundersøgelser

Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten

Biomanipulationsforsøg
i Stigsholm Sø

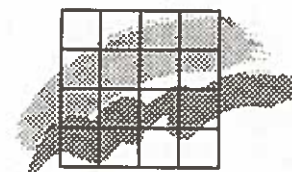
Faglig rapport fra DMU nr. 77
1993



Danmarks Miljøundersøgelser - BIBLIOTEKET
Grenåvej 12, Kals, DK-8410 Rønde



3506870797



Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten

Biomanipulationsforsøg
i Stigsholm Sø

Faglig rapport fra DMU nr. 77

Udgivet i samarbejde med
Skov- og Naturstyrelsen

Martin Søndergaard

Jens Bøgestrand

Per Schriver

Torben Lauridsen

Erik Jeppesen

Danmarks Miljøundersøgelser

Søren Berg

Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje

Poul Hald Møller

Vejle Amt

Datablad

- Titel:** Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten
Undertitel: Biomanipulationsforsøg i Stigsholm Sø
- Forfattere:** Martin Søndergaard, Danmarks Miljøundersøgelser
Jens Bøgestrand, Danmarks Miljøundersøgelser
Per Schriver, Danmarks Miljøundersøgelser
Torben Lauridsen, Danmarks Miljøundersøgelser
Erik Jeppesen, Danmarks Miljøundersøgelser
Søren Berg, Institut for Ferskvandsfiskeri
og Fiskepleje
Poul Hald Møller, Vejle Amt
- Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 77
Udgiver: Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser ©
- Udgivelsesår:** 1993
- Tekstbehandling:** Anne Mette Poulsen
Tegninger: Kathe Møgelvang
- Feltundersøgelser og
laboratoriearbejde:** Lissa Skov Hansen
Karina Jensen
Jane Stougaard Pedersen
Birte Laustsen
Lone Nørgaard
John Glargaard
- Bedes citeret:** Søndergaard, M., J. Bøgestrand, P. Schriver, T. Lauridsen, E. Jeppesen,
S. Berg & P.H. Møller: Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter
for vandkvaliteten. Biomanipulationsforsøg i Stigsholm Sø. Danmarks
Miljøundersøgelser. 68 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 77.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- ISBN:** 87-7772-106-3
ISSN: 0905-815x
Papirkvalitet: Cyclus, 100% dansk genbrug
Tryk: Silkeborg bogtrykkeri
Oplag: 250 eks.
Sideantal: 68
- Pris:** 100,-kr (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00, Fax.: 89 20 14 14

Indhold

Forord	5
Resumé	7
Engelsk resumé	8
1 Indledning	15
2 Biomanipulation ved udplantning af undervandsplanter	17
2.1 Indledning	17
2.2 Muligheder for naturlig kolonisering af undervandsvegetation	18
2.3 Forsøgsbassiner og metoder	19
2.4 Resultater af udplantningsforsøg	20
2.5 Naturlig eller kunstig retablering af planter?	22
2.6 Konklusion	23
3 Planteædende fugles effekt på udbredelsen af undervandsplanter	25
3.1 Indledning	25
3.2 Metoder	26
3.3 Resultater fra Stigsholm Sø	27
3.4 Konklusion	28
4 Samspil mellem undervandsplanter, fisk og plankton	29
4.1 Indledning	29
4.2 Metoder	30
4.3 Resultater fra bassinforsøgene	32
4.4 Konklusion	41
5 Biomanipulation ved udsætning af gedder	43
5.1 Indledning	43
5.2 Stigsholm Sø	44
5.3 Beskrivelse af udsætning og metoder	45
5.4 Søens udvikling 1988-92	46
5.5 Interaktioner mellem undervandsplanter, fisk og plankton og deres betydning for vandkvaliteten i Stigsholm Sø	53
5.6 Vurdering af geddeudsætning som restaureringsværktøj	56

6 Konklusioner og anbefalinger	59
7 Referencer	63
Danmarks Miljøundersøgelser	68

Forord

Denne rapport er resultatet af et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen med bistand fra Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje og Vejle Amt. Rapporten er baseret på en række undersøgelser og *in situ* forsøg gennemført i Stigsholm Sø i perioden 1988 til 1992.

Hovedformålet var at vurdere mulighederne for at fremskynde en tilstandsforbedring i søer ved udsætning af gedder, udplantning af undervandsplanter eller ved at beskytte undervandsplanterne mod fuglegræsning. Det var herudover formålet at belyse samspillet mellem fisk, undervandsplanter og plante- og dyreplankton med henblik på at øge forståelsen af, hvad der betinger skiftet mellem den uklare tilstand uden undervandsplanter og den klarvandede med undervandsplanter.

De berørte lodsejere takkes for velvilligt "lån" af søen med en særlig tak til Thorvald Kristensen og kone for tilladelse til færdsel og ophold ved søen.



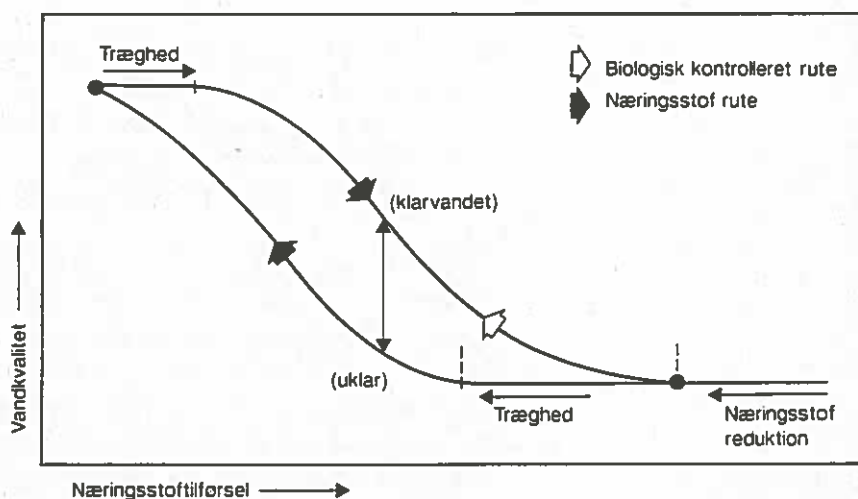
Resumé

Øget næringsstofftilførsel har gennem årene ført til en eutrofiering af mange danske søer, og selv om næringsstofftilførslen gennem det sidste årti er mindsket, er næringsstofkoncentrationen i mange søer i dag stadigvæk så høj, at vandkvaliteten ofte ikke lever op til målsætningen.

En utilfredsstillende vandkvalitet behøver dog ikke alene at skyldes en for høj næringsstofftilførsel. Det har nemlig vist sig, at der i søer ofte er en træghed, der sinker en bedring af vandkvaliteten, selv efter at næringsstofftilførslen er reduceret.

En af de mere velkendte forsinkelsesmekanismer skyldes søbundens frigivelse af fosfor. Denne såkaldte interne belastning betyder, at koncentrationen af fosfor kan forblive høj i en årrække og dermed fastholde en stor algemængde.

En anden vigtig forsinkelsesmekanisme er knyttet til den biologiske struktur. En øget eutrofiering fører nemlig til en række ændringer i søens liv, som ikke bare lige ændres tilbage igen ved reduceret næringsstofftilførsel. For eksempel ændres fiskebestanden ved øget eutrofiering i retning af arter, der foretrækker dyreplankton som fødekilde, mens rovfiskenes andel og betydning aftager. Konsekvensen bliver, som skitseret i figur 1.1, at ændringer i vandkvalitet ved næringsstoffreduktion ikke følger samme rute som ved næringsstofforøgelse. Søen fastholdes i en tilstand med dårlig vandkvalitet.

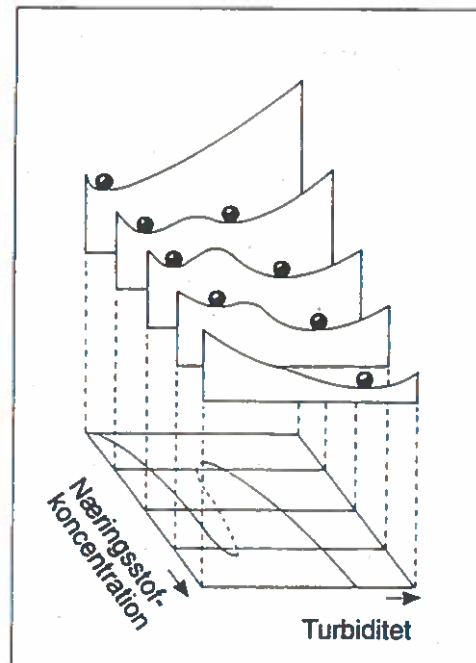


Figur 1.1: Diagram, der viser den træghed, som søer kan udvise mod øget og nedsat næringsstofftilførsel. Således kan søer tåle en vis øget næringsstofftilførsel før dette får nogen effekt på vandkvaliteten, og omvendt, at nedsat næringsstofftilførsel ikke umiddelbart får nogen effekt. Samtidigt viser figuren, at søer med samme næringsstoffkoncentration kan have vidt forskellig vandkvalitet (vist ved pilen). Efter Jagtman et al. (1990).

Tilstedeværelsen af disse forsinkelsesmekanismer betyder samtidigt, at søer under givne næringsstoffkoncentrationer kan have en ret forskellig vandkvalitet afhængig af den biologiske struktur. Således

kan der inden for et næringsstofområde, der med den nuværende erfaring for de lavvandede søer ser ud til at ligge mellem 0,08 og 0,15 mg P/l, både eksistere uklare og relativt klare søer, som biologisk set hver for sig kan være forholdsvis stabile. Kommer man over denne næringsstofkoncentration, vil alle søer befinde sig i den uklare tilstand. Kommer man under, vil alle søer være mere eller mindre klarvandede. Tilstedeværelsen af disse forskellige ligevægtssituationer er illustreret i figur 1.2.

Figur 1.2: "Kugler i skål", der illustrerer tilstedeværelsen af stabile ligevægtstilstande ved fem forskellige næringsstofkoncentrationer. Høj turbiditet svarer til lav sigtdybde og uklart vand. Efter Scheffer (1990).



Set ud fra et forvaltningsmæssigt synspunkt er det overordentligt interessant at vide, hvad der betinger skiftet mellem den klarvandede og ikke klarvandede tilstand. Derved ville man i mange tilfælde med større sikkerhed kunne igangsætte foranstaltninger eller restaureringsindgreb til at forbedre vandkvaliteten.

Dette er baggrunden for undersøgelserne i Stigsholm Sø, der beskrives i denne rapport. Den 21 hektar store Stigsholm Sø, der ligger i Midtjylland ca. 20 km syd for Silkeborg, er overalt meget lavvandet (omkring 1 m) og befinder sig næringsstofmæssigt inden for et område, hvor de to alternative tilstande kan forekomme. Søen har da også gennem de sidste årtier skiftet mellem en klarvandet og ikke klarvandet tilstand. Sidste gang søen var klarvandet var i starten af firserne.

Undersøgelserne omfattede dels en række eksperimenter udført i store 100 m² bassiner, hvor der blev manipuleret med tæthed af fisk, undervandsplanter og adgang for planteædende fugle, samt dels en udsætning af gedder i hele søen for at vurdere denne metodes anvendelighed som restaureringsværktøj.

Undersøgelser påviste eller bekræftede eksistensen af en række samspil mellem de forskellige biologiske komponenter:

*Tilstedeværelsen af undervandsplanter har en markant positiv effekt på vandkvaliteten. Resultaterne tyder på, at hvis blot det plantefyldte vandvolumen overstiger ca. 20% af det samlede vandvolumen, kan der ske et skift til en klarvandet tilstand. Selv ved relativt høje tætheder af små dyreplanktonædende fisk yder planter så stor beskyttelse for dyreplanktonet, at det i vid udstrækning kan kontrollere planteplanktonets vækst. Derudover betyder tilstedeværelsen af planter, at mængden af filtrerende smådyr, der sidder på eller er knyttet til vegetationen stiger, hvilket også forøger det samlede græsningstryk på planteplanktonet. Hvis plantetætheden er mindre, vil planktonets sammensætning og mængde først og fremmest afhænge af størrelse og sammensætning af fiskebestanden, men selv ret lave tætheder af dyreplanktonædende fisk reducerer de store dyreplanktonarter markant og medfører lav filtreringskapacitet og lav sigt dybde. Undervandsplanternes strukturerende rolle i forhold til betydningen af fisk er vist i tabel 1.1.

Tabel 1.1: Effekten af forskellig tæthed af undervandsplanter og dyreplanktonædende fisk på vandets gennemsigtighed.

Mange planter	få eller mange fisk	=	klart vand
Få planter	mange fisk	=	uklart vand
Ingen planter	få eller mange fisk	=	uklart vand
Ingen planter	meget få fisk	=	klart vand

*Planteædende fugle kan yde et betydeligt græsningstryk på undervandsplanter. Fuglebeskyttede bassiner opnåede således en markant højere dækningsgrad af undervandsplanter end ikke beskyttede bassiner. Dette betyder, at blyhøns og knopsvaner, der er de to betydeligste planteædende fugle i Danmark, under visse forhold må formodes at kunne forsinke eller forhindre undervandsplanternes kolonisering. De planteædende fugles betydning for undervandsplanternes udbredelse er formentlig reduceret til søer, hvor undervandsplanterne ikke findes i større omfang, og hvor undervandsplanterne er under etablering.

*Undervandsplanternes naturlige spredningspotentiale er normalt stort, og de vil i løbet af få år kunne kolonisere store områder, hvis lysforholdene forbedres tilstrækkeligt. Høj spredningshastighed er dog afhængig af, at planterne i forvejen ikke helt er forsvundet fra søen, eller at søen hele tiden tilføres spiringsdygtigt materiale udefra. Undervandsplanternes dybdeudbredelse svarer i ferskvandssøer ca. til søens sommermiddelsigt dybde, hvilket betyder, at især lavvandede søer kan forventes at oppebære større plantedække.

*I søer uden undervandsplanter, og hvor tilførslen eller tilstedeværelsen af spiringsdygtigt plantemateriale må forventes at være lille, kan det være formålstjenlig at hjælpe planterne på vej ved udplantning. I disse tilfælde vil det samtidigt være hensigtsmæssigt i en periode at etablere tråd eller net omkring de nyudplantede

planter til beskyttelse mod planteædende fugle. Det må anbefales, at udplantningen begrænses til arter, som enten har været i søen, eller som i dag findes opstrøms eller nedstrøms søen.

*Udsætningen af gedder ser ud til at kunne have en betydelig effekt på mængden af dyreplanktonædende fisk, omend varigheden kun er kort i næringsrige søer. For at opnå en markant effekt er det nødvendigt med en massiv udsætning. Det anbefales at udsætte mindst 1.000 stk geddeyngel pr. hektar søareal. Udsætningen bør finde sted samtidigt med, at fiskeyngelen af de dyreplanktonædende fisk klækkes, dvs. for skallers vedkommende normalt i maj. Alternativt kan også overvejes udsætning af store aborrer.

*Mulighederne for permanent at ændre fiskebestandens struktur i retning af flere rovfisk ved udsætning af gedder afhænger meget af plantezonens relative størrelse. Geddebestandens potentielle størrelse forøges således ved øget randzone af rørskov, flydebladsplanter og undervandsplanter. Samtidigt forøges også den relative bestand af små gedder, der er de mest effektive til at holde fiskeynglen fra dyreplanktonædende fisk nede.

Med hensyn til de generelle overvejelser omkring restaurering af søer tyder alle erfaringer på, at en permanent effekt kun kan opnås i søer, hvor fosforkoncentrationen er tilstrækkeligt lav, dvs. i lavvandede, fuldt opblandede søer skal fosforkoncentrationen være mindre end $0,08 \text{ mg P l}^{-1}$. I dybe, lagdelte søer skal koncentrationen være lavere. Jo længere man kommer ned under denne koncentration desto større er chancerne for at opnå en positiv og vedvarende effekt af restaureringsindgrebet.

Engelsk resumé

Throughout the years increased nutrient loading has led to eutrophication of numerous Danish lakes, and despite nutrient loading reductions during the last decade, the nutrient loading is still so high in many lakes that the water quality does not reach the objective.

A dissatisfactory water quality is not necessarily exclusively a result of high nutrient loading. It has been proved that an improvement of water quality may initially be slow even after nutrient loading reduction.

One of the relatively well-known resilience factors is the release of phosphorus from the lake bottom. This so-called internal loading implies that the concentration of phosphorus may remain high for several years, thereby maintaining a high concentration of algae.

Another important resilience factor is related to the biological structure. Increased eutrophication implies a change in the flora and fauna of the lake, changes that cannot simply be reversed by nutrient loading reductions. At increased eutrophication the fish stock will, for instance, change towards species preferring zooplankton as their food source, while the number and importance of predatory fish decrease. The consequences are, as shown in figure 1.1, that water quality changes as a result of nutrient loading reductions do not follow the same route as that of an increase in nutrient loading. The lake remains in a condition of poor water quality.

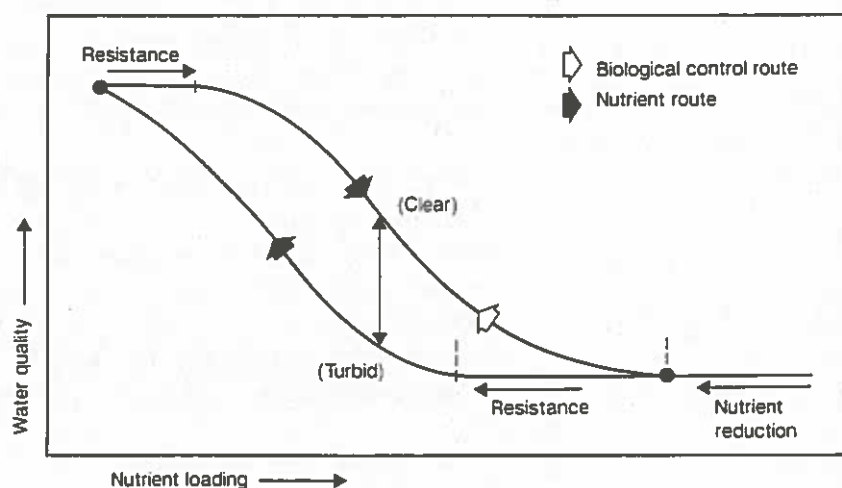
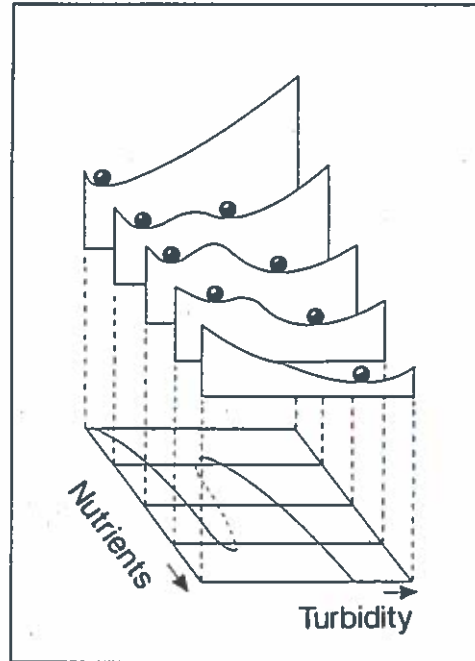


Figure 1.1: Diagram showing the resilience of lakes against increased and reduced nutrient loading. Lakes may tolerate both a certain increase and reduction of nutrient loading before it affects the water quality. The figure also shows that the water quality of lakes with the same nutrient loading concentration may differ widely (see arrow). From Jagtman et al. (1990).

The presence of these resilience factors also means that the water quality of lakes may vary widely depending on the biological structure. Within a given nutrient range, which considering the present state of our knowledge with respect to shallow lakes seems to lie between 0,08 and 0,15 mg P l⁻¹, both turbid and relatively clearwater lakes may occur, lakes that in a biological context may be comparatively stable. If above this nutrient concentration all lakes will be turbid and if below, all lakes will be more or less clear. The presence of all these different states of equilibria is shown in figure 1.2

Figure 1.2: "Balls in bowl" illustrating the presence of stable states of equilibria at five different nutrient loading concentrations. High turbidity results in low transparency. From Scheffer (1990).



From a management point of view it is highly interesting to obtain knowledge about the determining factors for the transition from a clearwater to a turbid stage and vice versa. Such knowledge would facilitate more efficient implementation of restoration measures for the improvement of water quality.

These considerations constituted the background for the experiments in Lake Stigsholm, described in this paper. Lake Stigsholm (21 ha) situated in central Jutland is very shallow (approx. 1 m) and lies within a nutrient range in which the two alternative stages may occur. The lake has, in fact, shifted between the clearwater and the turbid stage during the last decades. The last time the lake was in a clearwater stage was in the beginning of the 1980's.

The experiments partly involved manipulation with the density of fish, submerged macrophytes and the access of grazing waterfowl in 100 m² enclosures, and partly of the stocking of pike in the whole lake with the objective of evaluating the use of this method as a restoration tool.

The investigation demonstrated or proved the existence of a number of a number of interactions between various biological components:

*The presence of submerged macrophytes has a pronounced positive effect on the water quality. The results indicate that if the plant-filled water volume exceeds approx. 20% of the total water volume, a transition towards a clearwater stage may occur. Even at relatively high densities of small zooplanktivorous fish the plants will yield sufficient protection for the zooplankton to control the growth of phytoplankton. Moreover, the presence of plants implies that the volume of filter-feeding animals, growing on or living in close proximity to the vegetation, increases, this in turn increasing the total grazing pressure on the phytoplankton. If the plant density is lower, the plankton composition and volume will primarily depend on the size and composition of the fish stock, but even relatively low densities of zooplanktivorous fish reduce the macrozooplankton markedly and result in low filtration capacity and low transparency. The structuring role of the submerged macrophytes in relation to the importance of fish is shown in table 1.1.

Table 1.1: The effect of different densities of submerged macrophytes and zooplanktivorous fish on water transparency.

Many plants	Few or many fish	=	Clear water
Few plants	Many fish	=	Turbid water
No plants	Few or many fish	=	Turbid water
No plants	Very few fish	=	Clear water

*Herbivorous waterfowl may exert a considerable grazing pressure on submerged macrophytes. The coverage of submerged macrophytes in enclosures protected against waterfowl grazing was thus considerably higher than in unprotected enclosures. This means that coots and mute swans, the two most important herbivorous birds in Denmark, under certain conditions may delay or hinder the colonization of submerged macrophytes. The effect of herbivorous waterfowl on the coverage of submerged macrophytes probably only affects lakes with few submerged macrophytes and lakes in which the macrophytes are in the establishing phase.

*The natural colonization potential of submerged macrophytes is normally high, and within a few years they may colonize large areas if light conditions are improved sufficiently. Quick colonization can, however, only take place if the submerged macrophytes have not totally disappeared or if the lake is continuously supplied with plant material from external sources. The depth coverage of submerged macrophytes in freshwater lakes corresponds to the lake mean summer transparency implying that especially shallow lakes can be expected to sustain major plant coverage.

*In lakes lacking submerged macrophytes and in which the supply or presence of germinative plant material is expected to be low, it may be expedient to help the plants along by transplantation. In such cases it will furthermore be a good idea to establish wire-netting around the newly planted macrophytes to protect them against herbivorous waterfowl. It is recommendable to limit the

planting to species which have previously grown in the lake or species found upstream or downstream the lake.

*The stocking of pike seems to have a considerable impact on the density of zooplanktivorous fish. The effect is, however, only short in nutrient-rich lakes. To obtain a larger effect massive stocking is necessary. It is recommended to stock at least 1,000 young-of-the-year (YOY) pike per ha lake area. The stocking must take place in the hatching season of the zooplanktivorous fish (normally in May as far as roach is concerned). Alternatively, the stocking of large perch may be taken into consideration.

*The possibility of a permanent change of the fish population structure towards a larger population of predatory fish by the stocking of pike is to a large extent dependent on the relative size of the plant zone. The potential size of the pike stock consequently increases at an increased marginal zone of reed stands, floating-leaved plants and submerged macrophytes. At the same time the relative stock of small pike, the most efficient predators of small zooplanktivorous fish, increases.

Regarding the general contemplations of lake restoration overall experience indicates that a permanent effect may only be obtained in lakes in which the phosphorus concentration is sufficiently low, i.e. in shallow, fully mixed lakes the phosphorus concentration must be lower than $0.08-0.15 \text{ mg P l}^{-1}$. In deep stratified lakes the concentration has to be lower. The further below this concentration the greater the chances of obtaining a positive and lasting effect of the restoration measure.

1 Indledning

Vandkvaliteten i de danske søer er først og fremmest bestemt af næringsstofftilførsel og næringsstofkoncentration, især fosfor. Der er således en god sammenhæng mellem fosforindhold og sigtddybde (f.eks. Kristensen et al., 1990). Jo lavere fosforindhold desto klarere vand.

Ud over næringsstoffernes overordnede betydning er der imidlertid også andre forhold, som kan have stor betydning for vandkvaliteten. Der er således flere eksempler på, at søer, som har nogenlunde samme næringsstofindhold, kan have en vidt forskellig vandkvalitet afhængig af den biologiske struktur. F.eks. har forekomsten af undervandsplanter en markant indflydelse på vandkvaliteten, således at søer med udbredt undervandsvegetation generelt har en langt bedre sigtddybde end søer med et tilsvarende næringsstofindhold, men uden undervandsplanter (Jeppesen et al., 1989b). På tilsvarende vis kan fiskebestanden have en strukturerende rolle for de øvrige organismer i søen og dermed også for den overordnede vandkvalitet. Visse fiskearter som skalle og brasen (skidt fisk) har således i kraft af deres predation på dyreplanktonet en afgørende betydning for dyreplanktonets mulighed for at kontrollere mængden af planteplankton og dermed sigtddybden (Kristensen et al., 1991).

Også inden for den samme sø er der eksempler på, hvordan et skift i enten fiskebestand eller forekomst af undervandsplanter fra det ene år til det andet kan ændre sigtddybden markant. Dette er for eksempel set i Væng Sø i forbindelse med opfiskning af skalle og brasen (Lauridsen et al., 1990) og bl.a. i Ramten Sø i forbindelse med ændring i udbredelsen af undervandsplanter (Jeppesen et al., 1989b).

Betydningen af den biologiske struktur for den overordnede vandkvalitet er dog først og fremmest aktuel inden for visse næringsstofområder. Således har lavvandede søer med højt ($> 0,15$ mg P /l) fosforindhold næsten altid en dominans af planktivore (dyreplanktonædende) fiskearter, ringe eller ingen forekomst af undervandsplanter og en lav sigtddybde. Undtaget er meget små søer (få hektar eller mindre), som formentlig p.g.a. en stor randzoneeffekt kan være forholdsvis klarvandede ved højere næringsstofkoncentrationer. Til gengæld har lavvandede søer med et lavt ($< 0,08$ mg P /l) fosforindhold som regel en mere varieret fiskebestand med en betydelig andel af rovfisk, og hvis dybdeforholdene tillader det, også en betydelig undervandsvegetation og relativt god sigtddybde (Jeppesen et al., 1991a).

I området mellem disse to næringsstofniveauer, dvs. mellem ca. 0,08 og 0,15 mg P /l, ser man imidlertid både søer i en klarvandet og en ikke-klarvandet tilstand. Dette forhold er især interessant i betragtning af, at 20-25% af de danske søer befinder sig inden for dette næringsstofområde (Kristensen et al. 1990), og at endnu flere søer i takt med reduceret næringsstofftilførsel fra renseanlæg, dambrug mm. vil rykke ned på dette næringsstofniveau. Til gengæld er der ikke mange søer, som kan forventes at komme under 0,08 mg P /l

uden meget væsentlige indgreb over for den diffuse udledning af fosfor.

Forekomsten af disse to ligevægtssituationer har også internationalt været genstand for diskussion og undersøgelser (Scheffer, 1990) og er erkendt fra andre søer (Timms & Moss, 1984; Blindow, 1992; Scheffer & Beets, 1993).

Formålet med denne rapport er at belyse baggrunden for at søer med undervandsplanter er klarvandede, og hvad der betinger skiftet fra den ene tilstand til den anden. Mere specifikt er det herunder også formålet at undersøge betydningen af fisk og undervandsplanter for den overordnede vandkvalitet for bl.a. derved at udvikle metoder til at forbedre vandkvaliteten i søer.

Rapporten søger herigennem at belyse især fire anvendelsesorienterede problemstillinger:

1) kan man ved udplantning af undervandsplanter få søen til at skifte til mere klarvandede forhold, og hvordan skal udplantningen gennemføres?

2) har planteædende fugle (især blichøne og knopsvane) en forsinkende effekt på etableringen af den naturlige vegetation af undervandsplanter og dermed på søens retablering?

3) skal man både manipulere med undervandsplanter og fisk for at få et skift til klarvandede forhold? eller hvad er vigtigst - undervandsplanter eller fisk?

4) kan man ved udsætning af gedder påvirke bestanden af skidtfisk tilstrækkeligt til, at der sker et skift i retning af klarvandede forhold? Dvs. er biomanipulation ved udsætning af rovfisk en mulig restaureringsmetode?

Undersøgelsen baserer sig primært på en række forsøg i Stigsholm Sø, hvor man ved, at vandkvalitet og udbredelsen af undervandsplanter gennem de sidste årtier har skiftet flere gange. Stigsholm Sø er lavvandet og befinder sig næringsstofmæssigt også inden for området, hvor man kan forvente sådanne skift. Ud over forsøgene i Stigsholm Sø inddrages også andre indenlandske og udenlandske erfaringer.

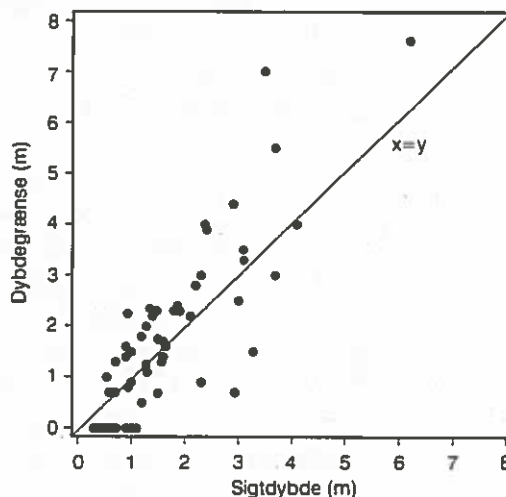
2 Biomanipulation ved udplantning af undervandsplanter

2.1 Indledning

Som nævnt i denne rapport's indledning har søer med undervandsplanter generelt en bedre vandkvalitet (= sigtddybde) end søer uden undervandsplanter - også hvis søerne har samme næringsstofindhold. Undervandsplanternes gunstige indflydelse skyldes flere forhold, som bl.a. omtalt i Jeppesen et al. (1989b). En vigtig egenskab er deres evne til at fungere som skjul for dyreplanktonet, som derved bedre kan undgå predation fra fisk og bedre kontrollere mængden af planteplankton, samt evnen til at stabilisere sedimentet. Sidstnævnte forhold må i en så lavvandet sø som Stigsholm Sø forventes at have en stor begrænsende effekt på den vindinducerede sedimentophvirvling.

Et vigtigt element ved restaurering af søer er derfor at få bundplanterne tilbage. Eftersom de fleste danske søer er ret lavvandede (50% af de danske søer har en middeldybde på mindre end 1,8 m) er de morfologiske betingelser for en udbredt undervandsvegetation i mange tilfælde opfyldt. Det er derfor ofte et spørgsmål om at reducere næringsstofindholdet tilstrækkeligt meget til, at skyggeeffekten fra planktonalger og epifyter ikke forhindrer undervandsplanternes tilbagevenden. Normalt ser man, at undervandsplanter i ferskvandssøer vokser ud til en dybde, der ca. svarer til middelsommersigtddybden (figur 2.1).

Figur 2.1: Dybdegrænsen for undervandsplanternes udbredelse i en række danske søer afbilledet mod søvandets sommergennemsnit af sigtddybde (efter Jeppesen et al., 1989b).



Muligheden for både en klarvandet og en ikke klarvandet tilstand, som hver for sig kan være forholdsvis stabile, betyder, at mange af de søer, som i dag er uden undervandsplanter, men har et tilstrækkeligt lavt næringsstofindhold, kunne forventes at gå over i en mere klarvandet tilstand, hvis undervandsplanterne kom tilbage. I

restaureringsøjemed er det derfor særdeles relevant at undersøge mulighederne for at genskabe en udbredt undervandsvegetation.

Der kan være flere forhold, som forhindrer eller forsinker planternes tilbagevenden. Hvor der i mange år ikke har været undervandsplanter, kan indvandringen vanskeliggøres, fordi sedimentet ikke indeholder spiringsdygtige plantedele eller frø. Søens kolonisering vil derfor udelukkende være afhængig af spiredygtigt plantemateriale, der i større eller mindre omfang tilføres udefra. I disse tilfælde ville det måske være muligt ved udplantning at fremskynde koloniseringen.

Endelig kan fugles græsning også være en faktor, der forhindrer eller forsinker undervandsplanternes kolonisering. Denne problemstilling diskuteres i næste afsnit.

I dette afsnit beskrives en række udplantningsforsøg foretaget i kontrollerede bassiner i Stigsholm Sø. Formålet var bl.a. at undersøge forskellige metoder til udplantning af undervandsplanter og effekten af forskellig udplantningstæthed. Bassiner blev derudover også anvendt til at vurdere betydningen af fuglegræsning samt interaktionerne mellem planter, fisk og vandkvalitet (se afsnit 4).

2.2 Muligheder for naturlig kolonisering af undervandsvegetation

Hovedårsagen til at mange af vore søer i dag befinder sig i en algedomineret stabil tilstand, er, at søerne igennem en lang årrække har fået tilført store mængder næringsstoffer. Dette har resulteret i høje næringsstofkoncentrationer og en kraftig algevækst med dårlige lysforhold til følge. Herved er undervandsplanternes vækstmuligheder gradvist blevet begrænset til lavere vanddybde for til sidst helt at forsvinde.

En lang årrække med uklart vand og ingen undervandsplanter betyder desuden, at der ikke er sket nogen fornyelse af frøbanken. Gamle frø fra tiden med undervandsplanter, ligger dybt begravet i sedimentet og er ikke spiringsdygtige, dels p.g.a. alder og dels fordi de ikke får tilstrækkelig lys (Smits et al., 1990; Kautsky, 1990). Samtidigt spirer kun en lille andel af frø fra undervandsvegetation (Nichols & Shaw, 1986; Van Wijk, 1989), selv under gunstige forhold. Frø har derfor størst betydning for den akvatiske vegetation i forbindelse med spredning fra en lokalitet til en anden, men udgør sjældent grundlaget for spredning og udbredelse inden for den enkelte sø.

På lokaliteter med en eksisterende undervandsvegetation har vegetativ formering absolut størst betydning for vegetationsdynamikken (Kautsky, 1990). D.v.s. hvis der findes områder med undervandsvegetation i ikke klarvandede søer vil der til stadighed ske en vegetativ formering og spredning ud fra disse områder. Men mulighederne for at få skabt større vegetationsdækkede arealer vil stadig være stærkt begrænsede, da det ofte er små arealer, der er koloniserbare som følge af ringe sigtddybde.

De bedste forudsætninger for at få en eksisterende naturlig vegetation i en ikke klarvandet sø til at brede sig findes i søer med store lavvandede områder. Her vil en lille forbedring i sigtddybden nemlig kunne resultere i en betydelig forøgelse af det potentielle vegetationsdækkede areal.

Stigsholm Sø er et eksempel på en sø med et næringsstofniveau, hvor den både kan være en klarvandet undervandsplantesø og en ikke-klarvandet algedomineret sø. Desuden er den meget lavvandet, således at en lille forbedring i sigtddybden betyder, at det totale areal bliver koloniserbart. Derudover har den været uden væsentlig vegetation siden 1981/82, efter at den gennem en lang årrække har haft perioder hhv. med og uden bundvegetation. Det er på den baggrund vurderet, at der ikke skal meget til for bringe søen fra den ikke-klarvandede tilstand til den klarvandede tilstand. Af samme årsag blev søen valgt til forsøg med udplantning af undervandsplanter.

2.3 Forsøgsbassiner og metoder

Langs søens sydvestlige bred blev der i foråret 1990 og 1991 opstillet i alt 18 ca. 100 m² store bassiner (se figur 4.1 og 5.1). Det enkelte bassin (5*20 m) bestod af en kraftig plastikpresenning, der nåede 15-30 cm op over vandoverfladen, og som blev holdt nede i sedimentet af en tung kæde. For en mere udførlig beskrivelse henvises til Bøgestrand & Schriver (1992).

Bassinerne var placeret 2-10 meter fra bredden. Gennemsnitsvanddybden i de enkelte bassiner var 0,4-0,6 m varierende fra 0,2-0,3 i bred-enden til 0,5-0,9 i sø-enden. Søbunden varierede fra ren sandbund på de lave vanddybder til mudderbund på det dybe vand.

Udplantningsforsøgene blev gennemført som 3-dobbelte forsøg med varierende udplantningstæthed og med eller uden overdækning med net til beskyttelse mod fuglegræsning. Udplantningen blev foretaget i tre tætheder: 0, 1 og 8 planter pr. m². Kruset vandaks (*Potamogeton crispus* L) blev valgt til udplantning, da den er kendt for at være relativt tolerant over for eutrofiering, og da den var udbredt i vandløbet umiddelbart nedstrøms søen, og derfor må antages også tidligere at have vokset i søen.

Fra tidligere forsøg har det vist sig muligt at transplantere undervandsplanter, inkl. rødder, fra en lokalitet til en anden (Lauridsen et al., 1990; Olofsson, 1991). Disse forsøg viste, at væksten fortsatte næsten umiddelbart efter, at flytningen var foretaget.

Planterne blev høstet i Matstrup Å umiddelbart nedstrøms søen. Der blev så vidt muligt taget unge friske skud, som blev klippet af i 10-15 cm's længde, dvs. uden rødder. Udplantningen blev gennemført ved udprikning, idet hvert skud blev stukket nogle centimeter ned i bunden. Udplantningen var afsluttet primo juni.

Ud over udplantning af stiklinger blev spredning af plantefragmenter også forsøgt. For at få de ca. 10 cm lange plantedele til at

synke til bunden, var det nødvendigt at påføre disse en lille jernring. Spredningen af de løse skud blev ligeledes udført, så tætheden svarede til hhv. 1 og 8 planter pr m². Spredningen var afsluttet ultimo juni.

Udviklingen i vegetationen blev undersøgt ved ugentlige målinger langs et transekt udlagt i hvert bassin. V.h.a. vandkikkert blev der for hver 0,5 m lavet karakterisering af art, plantedækningsgrad (5 kategorier fra 1-100%) og højde. Til biomassebestemmelse blev der for hver kategori af plantedækningsgrad og art høstet 10 stk replikater á 0,05 m². Kun det overjordiske materiale blev høstet. Dette blev sorteret og tørret til tørvægtsbestemmelse (24 timer, 105°C).

15 af de 18 bassiner blev overdækket med net for at beskytte vegetationen mod fuglegræsning.

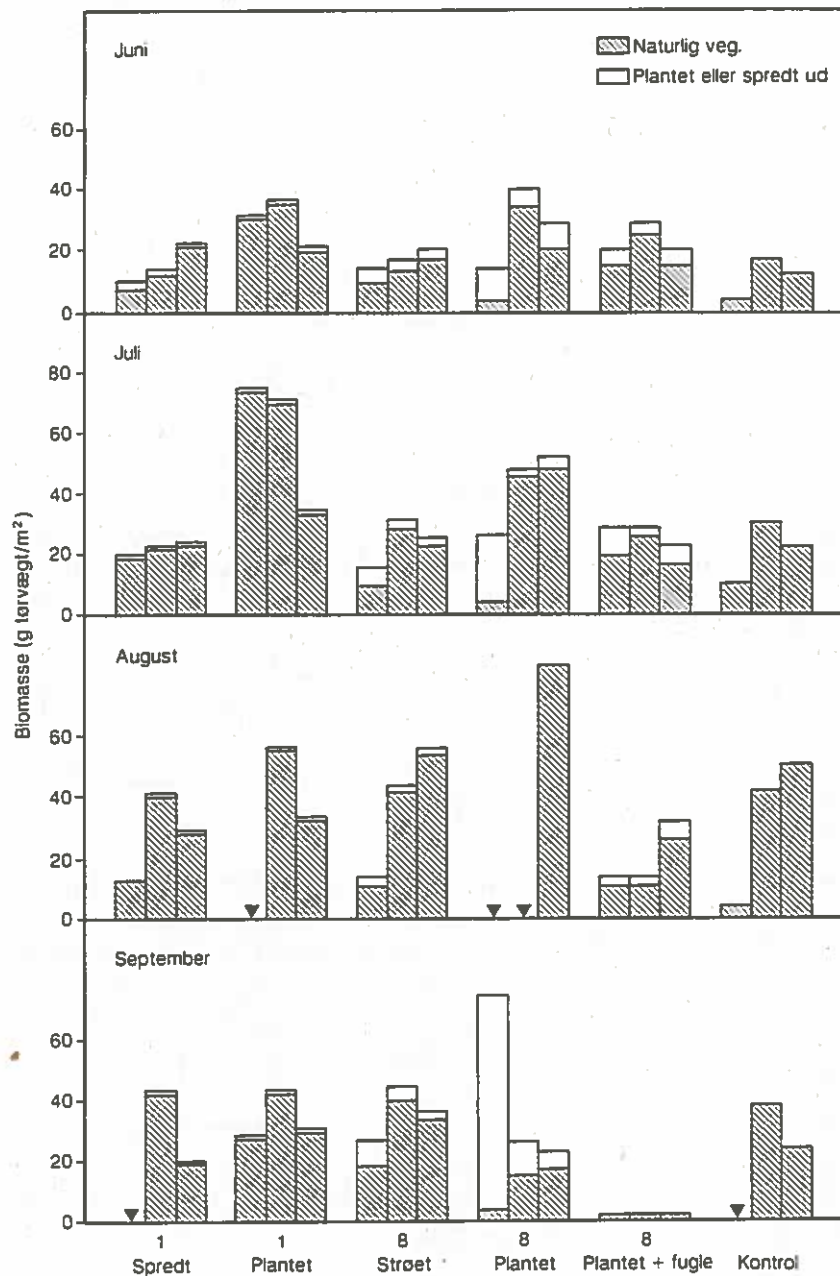
2.4 Resultater af udplantningsforsøg

På arealet, hvor bassinerne var placeret, havde der i årene forinden været nogen bundvegetation af primært børsteblandet vandaks (*Potamogeton pectinatus* L.) og spinkel vandaks (*P. pusillus* L.). Senere på sæsonen blev der også fundet høstvandstjerne (*Callitriche hermaphroditica* L.). I forbindelse med nedspuling af pæle til bassinerne kom der mange "tubers" (vegetative overvintringsorganer fra børsteblandet vandaks) op til overfladen, hvilket viste, at der var et stort potentiale for bundvegetation på stedet. Kort tid efter bassinerne var etableret og kruset vandaks var plantet ud, begyndte der således også at vokse en naturlig vegetation frem i bassinerne. Den naturlige vegetation stod i de fleste bassiner tæt, med biomasser op til ca. 50 g tørvægt/m² (figur 2.2).

Den udplantede vegetation var i stand til at danne rødder ved begge tætheder. Der hvor den havde fået rodfæste, begyndte der at ske en tilvækst både i udbredelsen og højden. Ved begge tætheder var kruset vandaks meget påvirket af, hvordan den øvrige vegetation udviklede sig. Således betød en kraftig vækst af anden vegetation, at kruset vandaks blev kvalt i opstarten. Den var dog i stand til at overleve og blev fundet i rimelig stort antal ved forsøgets afslutning. Kun i et enkelt bassin med lille tæthed af anden vegetation, og 8 skud pr m² plantet ud, voksede kruset vandaks godt fra starten og dannede et kraftigt vegetationsdække i løbet af sommeren (figur 2.2). I de øvrige bassiner, hvor der var udplantet kruset vandaks, udgjorde denne plante kun en ubetydelig del af plantebiomassen ved forsøgets afslutning. Udplantningsforsøg i søen viste, at kruset vandaks var i stand til at vokse i alle andre dele af søen, uafhængig af bundforhold og eksponering (Olofsson, 1991).

Ved udspreddning af kruset vandaks var det, både ved lille og høj tæthed, kun muligt at iagttage få planter, som nåede at slå rod, inden den naturlige vegetation blev dominerende og dækkede for vandaksen. De udspreddte planter havde derfor vanskelig ved at få kontakt med bunden og slå rod. Sidst på vækstsæsonen viste det sig dog, at mellem 20 og 30% af de vandaks, som var blevet udspreddt

med den høje tæthed, havde formået at slå rod. De havde imidlertid ikke formået at udvikle sig væsentligt, formentlig p.g.a. af skyggeeffekt fra anden vegetation, hvilket betød, at de stod som enkelte skud. De havde primært formået at slå rod i kanten af den naturlige vegetation eller andre steder i bassinerne, hvor der ikke var anden vegetation. I bassinerne, hvor der var spredt planter i lille tæthed, var de, ligesom ved udplantning, helt uden betydning for den samlede vegetationsbiomasse sidst på sæsonen (figur 2.2). Året efter var der kun ubetydelige mængder af kruset vandaks tilbage i området.



Figur 2.2: Udviklingen af naturlig og udplantet undervandsvegetation i de 18 forsøgsbassiner. På figuren er bassinerne grupperet efter deres behandling. Den naturlige vegetation bestod af børstebladet vandaks og høstvandstjerne, mens den udplantede vegetation bestod af kruset vandaks. Som følge af en stor vandstigning i august og september blev en stor del af bassinerne udsat for oversvømmelse eller overskyl. Dette betød, at vandet i bassinerne blev uklart, således at vegetationsudviklingen i en periode ikke kunne følges (markeret med ▼ på figuren).

2.5 Naturlig eller kunstig retablering af planter?

I afsnit 5.4 beskrives, hvorledes udviklingen af den naturlige bundvegetation har været i hele søen. Dette sammenholdt med udviklingen af den naturlige vegetation i de 18 bassiner har vist, at der kan ske en meget hurtig kolonisering i bassinerne og en forholdsvis hurtig kolonisering i Stigsholm Sø, blot planterne bliver beskyttet og/eller får de rette lysforhold.

Det samme er observeret i en række andre søer (tabel 2.1). I Main Lake (17 ha) og Væng Sø (15 ha), skete der en kolonisering i løbet af hhv. 3 og 5 år. I en række mindre (1-5 ha) udenlandske søer skete koloniseringen inden for 0,5 til 2 år. Denne ekstremt hurtige udvikling i de små søer skyldes formentlig, at bredzonen, hvorfra kolonisationen ofte starter, er stor i forhold til det åbne vandareal i små søer.

I de her nævnte tilfælde er den naturlige retablering af bundvegetation generelt sket hurtigt. Det betyder, at det i disse tilfælde ikke har været nødvendigt at foretage kunstige indgreb i form af en udplantning/spredning med henblik på hurtigt at skabe en kolonisering. En forudsætning for den hurtige kolonisering har været gunstige lysforhold. Derudover har det været væsentligt, at der allerede var bundvegetation på lokaliteterne, omend i stærkt begrænsede mængder. Dette har været et godt startgrundlag for vegetationens kolonisering, primært fordi koloniseringen så kunne ske ved vegetativ formering, men også fordi der til stadighed har kunnet ske en fornyelse af frøbanken.

Direkte udplantning af undervandsplanter er derfor først og fremmest aktuel i søer helt uden bundplanter. Her vil udplantningen kunne fremskynde koloniseringen og således være et godt supplement til den naturlige indvandring, som sker via tilløb, fugle, og fisk.

For at få mest muligt ud af udplantningerne skal der vælges planter, som det er rimeligt at antage kan vokse på lokaliteten. Planterne placeres på vanddybder, der maksimalt svarer til sommermiddelsigt-dybden. De skal placeres på ikke stejle bundforhold, således en lille forbedring i sigtddybden vil betyde en væsentlig forøgelse af det potentielle vegetationsdækkede areal. I større søer, hvor der er stor resuspension, bør planterne placeres på forholdsvis vindbeskyttede steder, dels for at give dem bedst mulige lysforhold og dels for at undgå en for kraftig mekanisk påvirkning. Endelig øger det vækstmulighederne at beskytte planterne mod græsning fra fugle (se afsnit 3).

I de fleste af søerne i tabel 2.1 skyldes forøgelsen i vegetationsdækket areal primært en forøget sigtddybde som følge af skidtfisk-fjernelse og dermed øget græsning på algerne. I Main Lake og St. Peters Lake skyldes den øgede vegetationsudbredelse imidlertid, at brasenbestanden blev reduceret. Brasenbestanden udgjorde i disse to søer hhv. 48 og 19% af den totale fiskebiomasse på hhv. 400 og 356 kg/ha. Yderligere var de store med en middelvægt på 1,7 kg. Det har tilsyneladende betydet, de har været i stand til at holde

bundvegetationen væk, p.g.a. deres fødesøgningsaktivitet i søbunde-
ne og filtrering af dyreplankton.

Eksemplerne nævnt i tabel 2.1 har alle reageret positivt på et
indgreb over for skidtfiskene. Der er imidlertid også forsøg, i hvilke
det ikke er lykkedes at opnå det forventede resultat med en
undervandsplanteindvandring til følge. Det har primært været i lidt
større søer med et højt næringsstofniveau (højere end de 0,15 mg
total-P /l). I disse tilfælde ses der ofte kun en midlertidig forbedring
af sigtddybden, som betyder, at bundplanterne ikke når at etablere
sig, inden planteplankton atter bliver dominerende.

Tabel 2.1: Undervandsvegetationens dækningsgrad i søer, h.h.v. før og efter der er foretaget opfiskning af
skidtfisk.

Sønavn	Areal (ha)	Dybde (m)	Før indgreb		Efter indgreb		Kilde
			(år)	(%dækn.)	(år)	(%dækn.)	
Main Lake	17	1,5	1986	<1	1989	93	1.
Væng Sø	15	1,2	1987	<2	1991	90	2.
St. Peters Lake	2	1,0	1987	48	1989	95	1.
Lake Zwemlust	1,5	1,5	1987	10	1989	100	4.
Lake Bleiswijkse Zoom	3,1	1,0	1987	1	1989	80	3.
Lake Norddiep	4,5	1,6	1987	10	1988	30	3.

1: Wright & Phillips, 1992; 2: Lauridsen et al., 1993; 3: Ozimek et al., 1990; 4: Meijer et al., 1990.

2.6 Konklusion

Søer, som inden for de sidste år har haft en udbredt undervands-
vegetation, eller stadig har en undervandsvegetation - omend med
begrænset udbredelse - vil normalt selv være i stand til at genskabe
en vegetation af undervandsplanter, hvis lysforholdene forbedres
tilstrækkeligt. Det kan dog ofte være nødvendigt at beskytte visse
områder mod græsning fra fugle. Muligheden for en vegetations-
retablering øges væsentlig, hvis der stadigvæk findes områder med
undervandsvegetation i søen.

I søer helt uden undervandsplanter, og hvor tilgangen af spire-
dygtigt plantemateriale må formodes at være lille, er udplantning af
undervandsplanter ved stiklinger en brugbar metode. Udplant-
ningen bør ske så tidligt som muligt om foråret (når der er brugbare
planter). Til udplantning bør vælges arter, som er naturligt hjem-
mehørende i området, hvilket også generelt øger udplantningens
succes, og arter, som er tolerante over for eutrofiering og selve
udplantningsprocessen. For at undgå at plantens vækst forsinkes bør
rødderne så vidt muligt også medtages. De enkelte planter kan
under gunstige forhold i løbet af en vækstsæson brede sig ud over
flere m². Ved en plantetæthed på 8 pr m² kan der således under
gode lysforhold skabes et tæt plantedække allerede samme sommer.

Udplantning af stiklinger er en ret tidskrævende metode. Alternativt kan planterne blot spredes i søen, men man må så forvente, at en stor del af planterne ikke kan få rodfæste. Samtidigt skal man være opmærksom på, at planterne ofte efter spredning flyder oven på vandet og derfor med vinden kan transporteres til andre steder.

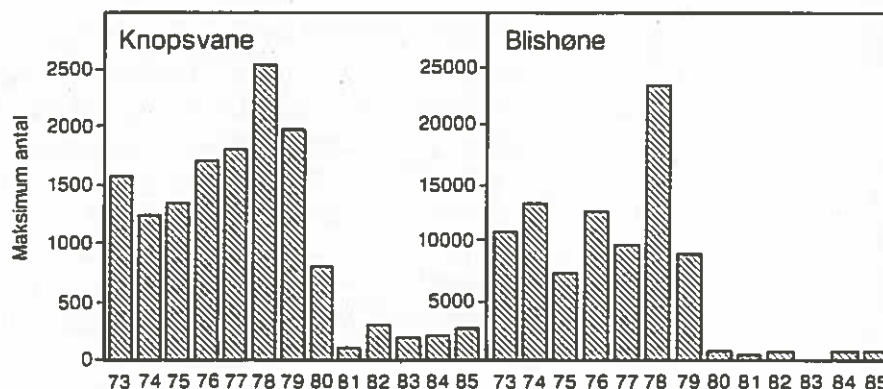
3 Planteædende fugles effekt på udbredelsen af undervandsplanter

3.1 Indledning

Der er ingen tvivl om, at forekomsten af mange vandfugle er tæt relateret til forekomsten af undervandsplanter. Dette er bl.a. påvist fra en række svenske søer, som f.eks. Krankesjöen, hvor antallet af knopsvane og blichøne var oppe på henholdsvis ca. 80 og 700 stk. både før og efter en 10-årig periode med ringe udbredelse af undervandsplanter, mens antallet var meget lavt (mindre end 5 henholdsvis 50 stk.) under planternes fravær (Andersson et al. 1990). Sammenhængen går ikke kun direkte på tilgængeligheden af føde for planteædende fugle, men kan også være mere indirekte som f.eks. ændret fødegrundlag for andre fuglearter, der er afhængige af invertebrater, som knyttes til vandplanter. Den generelle større artsrigdom og diversitet, som undervandsplanterne skaber, er derfor alt andet lige med til at forbedre mange vandfugles fødegrundlag. Dog er fødegrundlaget, og dermed fugleantallet, begrænset i de mere næringsfattige søer, også selv om der er undervandsplanter til stede.

Også fra Danmark er der eksempler på den nære sammenhæng mellem forekomst af vandfugle og søers vandkvalitet. Dette gælder navnlig de to almindeligste planteædende fuglearter, blichøne og knopsvane, hvis udbredelse er tæt tilknyttet undervandsplanternes (Brøgger-Jensen & Jørgensen 1992). Figur 3.1 illustrerer således den nedgang i antallet af knopsvane og blichøne, der fandt sted i Ringkøbing Fjord samtidigt med, at væsentlige dele af fjordens bundplanter forsvandt. I takt med den generelle tilbagegang i undervandsplanternes udbredelse op gennem dette århundrede er der derfor sket en tilsvarende forringelse i levevilkår for en række fuglearter.

Figur 3.1: Forekomst af knopsvaner og blichøns i efterårsmånederne i Ringkøbing Fjord 1973-1985 (efter Brøgger-Jensen og Jørgensen 1992).



Spørgsmålet er, hvilken rolle vandfugle har og vil få i takt med, at næringsstofftilførslen til en sø begrænses, og undervandsplanterne efterhånden må forventes at kunne indvandre. Specielt i etableringsfasen fra ingen til en vis planteudbredelse, hvor planterne må være

mest følsomme, er interessant. Flere undersøgelser har således peget på, at planteædende fugle kan gøre et kraftigt indhug i nyetablerede planter eller et områdes samlede planteproduktion (Anderson & Low, 1976; Kjørboe 1980; Madgwick, 1991). Man kan derfor frygte, at planteædende fugle kan være en forsinkende faktor i etableringen af søers undervandsvegetation og dermed for hele søens vandkvalitet. Hvis der først er etableret en kraftig og stabil vegetation vil fuglene dog næppe kunne påvirke planternes udbredelse i nævneværdig grad.

Græssende fugles effekt på plantemængden er også indikeret fra eksperimenter i Væng Sø (Lauridsen et al., 1990). Selv om man her så en markant lavere skudvækst i ikke-fuglebeskyttede bassiner, var fuglenes græsning dog ikke nok til at forhindre en kraftig fremvækst i søen. Men det kan ikke udelukkes, at spredningshastigheden ville have været hurtigere uden fuglenes tilstedeværelse.

I dette afsnit vurderes de planteædende fugles effekt på undervandsplanterne på grundlag af en række forsøg i bassiner med eller uden beskyttende fuglenet i Stigsholm Sø.

3.2 Metoder

Der blev gennemført to forsøg. I det første blev der tilplantet to ca. 1 m² store bassiner med kruset vandaks syv forskellige steder i søen (i 8 ca. 10 cm brede potter). Det ene bassin var beskyttet fra top til bund med kyllingetråd mod fuglegræsning, mens det anden var uden beskyttelse. For en nærmere beskrivelse henvises til Olofsson (1991).

Det andet forsøg blev gennemført i de 100 m² store bassiner beskrevet i afsnit 2.3. For at vurdere effekten af græssende fugle blev 15 af de 18 bassiner i 1990 og 1991 fra forsøgets start overdækket med nylonnet (maskestørrelse 25 mm), mens tre af bassinerne var uden net for at tillade adgang af fugle. De tre bassiner uden net blev placeret tilfældigt med én inden for hver gruppe af 6 bassiner.

I den statistiske beregning af fuglenes effekt på undervandsplanterne er i 1990 anvendt samtlige 18 bassiner uafhængig af, hvilken udplantningsmåde, der var anvendt i bassinet. Baggrunden for dette er, at planteudviklingen, som omtalt i afsnit 2.4, næsten udelukkende bestod af den naturlige vegetation, så udviklingen dermed var uafhængig af udplantningen.

At fuglene (blishøne og knopsvane) rent faktisk turde gå ind i bassinerne på trods af, at de først skulle entre en 15-30 cm høj presenning blev bekræftet flere gange ved ankomst til forsøgsområdet. Der gik dog nogle uger, før fuglene havde vænnet sig til bassinerne. Nogle af blishønsene formåede oven i købet enkelte gange også at smyge sig ind under nettene til de bassiner, hvor det ellers ikke var meningen.

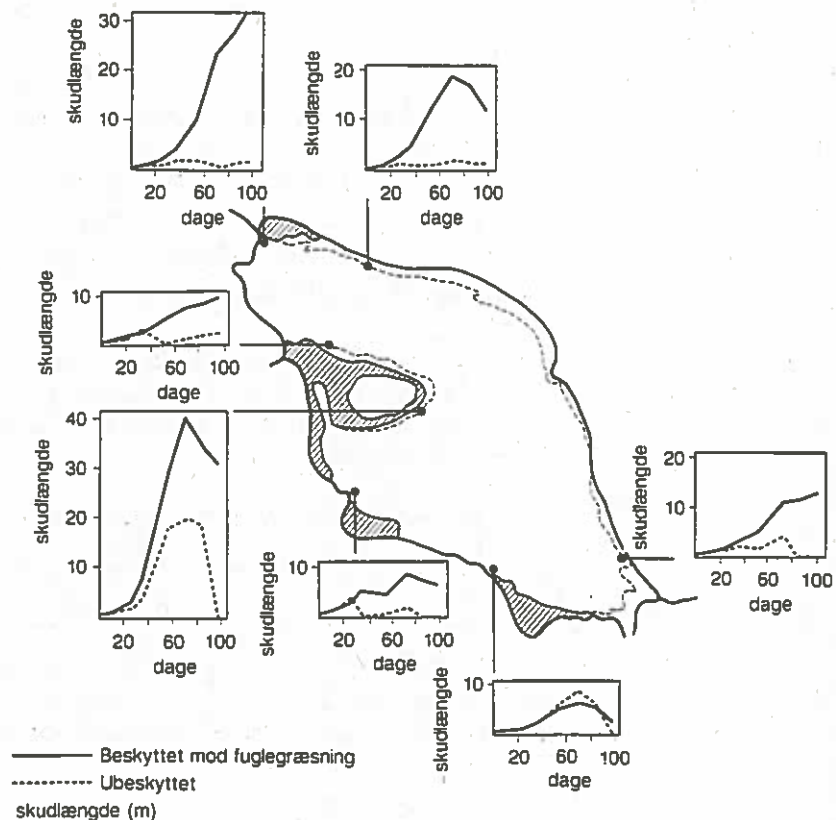
Fuglenes græsningseffekt blev vurderet på grundlag af forskelle i planternes skudlængde (Olofsson, 1991) eller på grundlag af vegetationskarteringen i bassinerne, som beskrevet i afsnit 2.3.

3.3 Resultater fra Stigsholm Sø

1 m² bassiner

Forsøgene med udplantning forskellige steder i søen viste en markant større vækst (skudlængde) i bassiner beskyttet med net end bassiner uden (figur 3.2). Effekten var mest markant i den nordlige del af søen. Her var der eksempler på, at den samlede skudlængde efter en 3 måneders periode kun var omkring 1 meter i det ubeskyttede bassin, mens skudlængden var over 30 meter i det beskyttede bassin.

Figur 3.2: Skudlængde af planter i beskyttede (—) og ikke-beskyttede (---) indhegninger.



At forskellen i skudlængde skyldes græsning fra fugle - og ikke fisk, der spiser eller roder op i planterne - styrkes af, at græsningen af de beskyttede planter skete på et tidspunkt, hvor der var kyllingetråd fra bund og op til vandoverfladen. Denne græsning ophørte, når kyllingetrådkanten blev hevet et stykke op over vandkanten på trods af, at der samtidig så blev fri passage for fisk ved bunden. Endelig findes der i søen ingen brasen, der især er kendt for at kunne rode godt op i bunden i forbindelse med deres fødesøgning.

100 m² bassiner

Også forsøgene i de store bassiner bekræftede fuglenes græsnings-effekt på undervandsplanterne (tabel 3.1). Undervandsplantebi-omassen var således signifikant lavere i de ikke net-overdækkede bassiner end i de overdækkede både ved forsøgene i 1990 og 1991. Fuglene formåede dog ikke helt at nedgræsse undervandsplanterne, hvilket måske også skyldes, at der især i 1990 også fandtes en del undervandsplanter i søen.

At fuglenes effekt på undervandsplanterne tilsyneladende var mest markant ved de små bassinforsøg ude i søen kan være betinget af flere forhold. For det første var de store bassiner placeret i et område af søen, hvor græsningseffekten også i de små bassiner var lav. Dette skal formentlig ses i relation til, at rørskoven i dette område er mindre veludviklet eller mangler og derfor ikke yder en så attraktiv beskyttelsesmulighed for fuglene, som andre steder i søen. For det andet betyder det større areal i de store bassiner formentlig, at disse er mindre sarte over for enkelte fugles græsning, og derfor lettere kan overvinde fuglenes græsning. Endelig har de store bassiner hyppigere haft besøg af mennesker, hvilket kan have skræmt nogle af fuglene væk.

Fuglenes effekt i bassinerne var ikke kun begrænset til det direkte fødeindtag. Under fuglenes fouragering blev et langt større antal planter rykket op, end de der blev spist. Således var 20-60% af vandoverfladen dækket af løsvævne skud i de berørte bassiner, hvor der blev observeret op til 20 blichøns. Denne adfærd skal formentlig ses i sammenhæng med, at fuglene foretrækker visse plantedele, således at kun dele af planten blev spist.

Tablet 3.1: Undervandsplanternes middelbiomasse i bassiner beskyttet (+ net) eller ubeskyttet (- net) mod fuglegræsning. Biomassen er udtrykt som g tørvægt/m² (1990) eller som plantefyldt volumen (1991). Sd er standardafvigelse og n antallet af bassiner.

	+ net			- net		
	middel	sd	n	middel	sd	n
1990 (1. aug)	34,3	16,7	15	15,7	5,7	3
1991 (9. sep)	37,3	19,0	9	12,0	6,5	3

3.4 Konklusion

I søer med nedsat næringsstofftilførsel kan planteædende fugle - i Danmark navnlig blichøne og knopsvane - sandsynligvis være med til at forsinke etableringen af undervandsplanter. Hvis først planterne har fået ordentlig fat, må fuglenes græsning dog generelt antages kun at have ringe betydning for undervandsplanternes udbredelse. Dette understøttes også af resultaterne fra den 15 hektar store Væng Sø, hvor tilstedeværelsen af op til 200 knopsvaner og 300 blichøns igennem længere perioder om efteråret/vinteren tilsyneladende ikke havde nogen indflydelse på undervandsplanternes udbredelse og biomasse den efterfølgende vækstsæson (Lauridsen et al. 1993). I 1992 skete der dog af uafklarede årsager en kraftig reduktion i vegetationens udbredelse, hvilket bl.a. kan været induceret af høj fugletæthed. Det kan derfor heller ikke udelukkes, at planteædende fugle kan udgøre den ekstra faktor, der betyder, at søer, hvor undervandsplanterne p.g.a. højt næringsstofindhold i forvejen trives dårligt, tipper over til en uklar og plantefattig sø.

4 Samspil mellem undervandsplanter, fisk og plankton

4.1 Indledning

Tilstedeværelsen af undervandsplanter har stor indflydelse på fiskebestandens sammensætning og på fiskeyngelens overlevelsesmuligheder. En af effekterne er, at undervandsplanter favoriserer både aborre og gedde. Aborren er således bedre end f.eks. skalle og brasen til at søge føde i vegetationen (Winfield, 1986). Gedden, som er mere stationær i randzonen af vegetationen og rørskoven, nyder godt af de mange randzoner, når der er undervandsplanter (Grimm & Backx, 1990). Det giver gode fourageringsbetingelser og gode skjulemuligheder og dermed gode muligheder for at undgå predation fra artsfæller.

I søer med mange undervandsplanter er geddebestanden derfor ofte domineret af mange små individer, der er effektive predatorer på de små dyreplanktonædende fisk, medens geddebestanden i søer uden undervandsplanter typisk udgøres af få, men store gedder (Grimm & Backx, 1990). Den store rovfiskebestand i søer med undervandsplanter mindsker biomassen af byttedyr, bl.a. dyreplanktonædende skidtfisk, hvilket alt andet lige skulle betyde mere dyreplankton og dermed mindre planteplankton med klarere vand til følge.

Selv om biomassen af dyreplanktonædende fisk er lav i søer med udbredt undervandsvegetation, er antallet af disse fisk, og især antallet af yngel, højt (Engel, 1988), og ofte højere end i de uklare søer uden undervandsplanter. Dette skyldes bl.a., at rovfiskene har sværere ved at fange byttefiskene i det mere heterogene miljø (Savino & Stein, 1989). Da det især er de små fisk, der yder et stort predationstryk på dyreplankton (Jeppesen et al., 1991b), kan det umiddelbart undre lidt, at vandet er så klart i søer med udbredt undervandsvegetation. Det kan selvfølgelig skyldes, at andre faktorer end dyreplanktonets græsning betinger en nedgang i planteplanktonets mængde og dermed en forøgelse i vandets klarhed. Men det kan også skyldes, at fiskene ikke er lige så effektive predatorer på dyreplanktonet i vegetationen, som i de åbne vandområder. Hvis det sidste er tilfældet vil det i anvendelsesmæssig henseende være interessant at vide ved hvilken tæthed af undervandsplanter, man kan forvente en væsentlig nedgang i predationstrykket, som kan betyde en selvforstærkende positiv udvikling mod mere klart vand.

For at få bedre indsigt i sidstnævnte problemstilling blev der igangsat en række bassinforsøg, i hvilke fisketæthed og tæthed af undervandsvegetation blev varieret, og udviklingen i dyreplanktonets og planteplanktonets mængde og sammensætning herefter blev fulgt igennem forsøgsperioden.

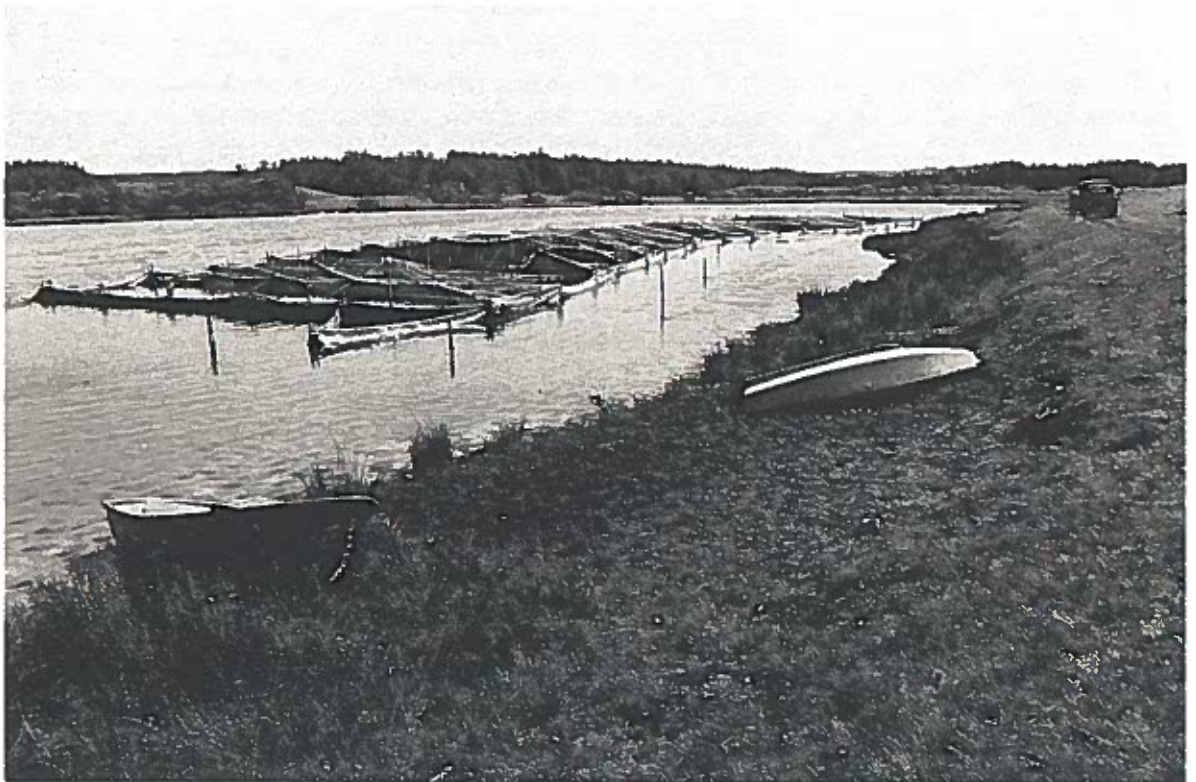
4.2 Metoder

Forsøget blev udført fra slutningen af juni til midten af oktober 1991 i 18 bassiner i Stigsholm sø (figur 4.1). Da lignende forsøg i 1990 viste, at der var et stort potentiale for opvækst af planter i det beskyttede miljø i bassinerne, blev der ikke foretaget udplantning. For at opnå forskellige tætheder af undervandsplanterne blev der i seks af bassinerne udlagt sort ukrudtsdug (kunststof-fibervæv) med det formål at skygge planterne væk uden at forhindre udveksling af vand og næringsstoffer med sedimentet. For flere detaljer henvises til Bøgestrand & Schriver (1992).

Ved forsøgets start blev alle fisk fjernet fra bassinerne ved elektrofiskeri, hvorpå der blev udsat skaller og trepiggede hundestejler i tre forskellige tætheder (tabel 4.1.).

Tabel 4.1: Antal fisk udsat pr. bassin ved de tre fisketætheder.

Fisketæthed	3-pigget hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)		Skalle (<i>Rutilus rutilus</i>)	
	0-årige	1-årige	0-årige	1-årige
0	0	0	0	0
Middel	0	10	0	20
Høj	50	30	300	150



Figur 4.1: De 18 forsøgsbassiner.

15 af bassinerne blev overdækket med fuglenet for at forhindre blishøns og svaner i at græsse på undervandsplanterne. Resultaterne

af fuglenes græsningseffekt er behandlet i afsnit 3. De forskellige tætheder af fisk og undervandsplanter samt adgang for fugle blev kombineret til seks forskellige behandlingstyper, som hver blev udført som 3-dobbelt forsøg (tabel 4.2).

Tabel 4.2: De 6 behandlingstyper.

Type	Fisketæthed	Undervandsplanter	Fuglegræsning
1	0	-	-
2	0	+	-
3	Middel	+	-
4	Middel	+	+
5	Høj	-	-
6	Høj	+	-

Bassinerne fik tilført kvælstof i en mængde svarende til søens belastning (38 g N pr. bassin pr. uge i form af KNO_3), hvorimod fosfortilførslen udelukkende kom fra sedimentet.

Undervandsvegetationens højde og dækningsgrad blev undersøgt 4 gange i løbet af sæsonen ved måling på 20 felter langs et transekt midt i hvert bassin. På basis af disse målinger blev de forskellige arters "Relative Plantefyldte Vandvolumen" (RPV), beregnet. Dette udtryk angiver, hvor stor en procentdel af vandmassen, der er fyldt op med undervandsplanter.

Udviklingen i fiskebestanden blev fulgt ved fangst med plexiglas-ruser (Brederfælder). I bassiner med den laveste fisketæthed blev de fangede fisk fjernet, mens de i de øvrige bassiner blev genudsat. På basis af fangsttallene blev der for hver 14-dages periode beregnet et tidsvægtet gennemsnit af fangst pr. fælde (CPUE = Catch Per Unit Effort) for de forskellige arter og årgange af fisk. Umiddelbart inden forsøgets afslutning i oktober blev der foretaget en udfiskning i alle bassinerne. Gennem en periode på 9 dage blev der fisket dagligt, og de fangede fisk blev fjernet fra bassinerne og sat ud i søen. Ud fra de faldende fangsttal blev den samlede bestand af 0-årige hundestejler i hvert bassin beregnet (Higgins, 1985). Fangsten af skaller og 1-årige hundestejler var på dette tidspunkt så ringe, at deres bestandsstørrelser ikke kunne beregnes.

Der blev taget ugentlige vandprøver til optælling af plante- og dyreplankton. Prøver til måling af vandkemi og klorofyl blev taget med 14-dages intervaller. Analysemetoderne er beskrevet i afsnit 5. Dog er kun hjuldyr $> 140 \mu\text{m}$ talt. Databehandling er foretaget på basis af analyseresultater og optællinger fra 5 datoer med 14-dages intervaller i perioden 9/7 til 3/9.

4.3 Resultater fra bassinforsøgene.

Vandkemi

Niveauet for de vandkemiske parametre i bassinerne som helhed afveg ikke væsentligt fra søens niveau, men der var til tider store forskelle mellem de enkelte bassiner. Forholdet mellem totalkvælstof og totalfosfor, som generelt lå mellem 20 og 50 på molbasis, tyder ikke på, at planteplankton har været kvælstofbegrænset. Totalfosforkoncentrationen lå mellem 0,05 og 0,32 mg P/l med en sommermiddelværdi (maj-september) for de enkelte bassiner i intervallet 0,090-0,160 mg P/l. Klorofyl-a koncentrationen varierede tilsvarende fra 3 til 240 µg/l med en sommermiddelværdi for de enkelte bassiner på 13-122 µg/l. De to dybeste og mest blødbundede bassiner havde gennem hele sæsonen en højere koncentration af både totalkvælstof, totalfosfor og klorofyl. Ingen af disse mål er et direkte udtryk for næringsstofbelastningen, men de tyder på, at der var en forskel i sedimentets næringsstofbidrag mellem de to ender af forsøgsområdet. Koncentrationen af ortofosfat var lav (<0,012 mg/l) i de fleste bassiner, men i bassiner, hvor biomassen af planteplankton var begrænset af store mængder dyreplankton, var der i perioder væsentligt højere koncentrationer af ortofosfat (op til 0,055 mg/l).

Fisk

Fiskebestanden ændredes i løbet af sommeren både i sammensætning og det samlede antal fisk. Antallet af skaller faldt generelt, og ved den afsluttende udfiskning i oktober var der kun anseelige mængder tilbage i et enkelt bassin (max. CPUE=13). Det samme gjorde sig gældende for 1-årige hundestejler, hvorimod bestanden af 0-årige hundestejler voksede kraftigt i mange bassiner. Baggrunden for de nævnte ændringer kan søges i flere faktorer, hvor især dødelighed og utætheder i bassinerne er væsentlige årsager til de faldende antal, mens ynglende hundestejler må formodes at være årsagen til det stigende antal 0-årige hundestejler, idet der blev observeret mange hanner ved rede.

De beregnede bestandsstørrelser af 0-årige hundestejler ved forsøgets afslutning varierede mellem 6 og 1271 individer pr. bassin, hvilket svarer til mellem 0,06 og 13 pr. m². I det følgende er de to arter behandlet under et, idet både hundestejler og unge skaller i vid udstrækning foretrækker dyreplankton som føde.

Undervandsplanter

Undervandsplanterne voksede i løbet af sæsonen op til at fylde op til 60% af vandmassen i de mest planterige bassiner. Der var ringe plantevækst i de 2 dybeste og mest blødbundede bassiner (<10% RPV). Disse bassiner havde et højere niveau af både fosfor og kvælstof og derfor særligt gode vækstvilkår for planteplanktonet, hvilket i kombination med den lidt større vanddybde har givet dårligere lysforhold ved bunden og dermed begrænset vandplanternes vækst.

Undervandsvegetationen var helt domineret af 4 arter, hvis betydning varierede i løbet af sæsonen. Børstebledet vandaks (*Potamogeton pectinatus* L.) dominerede i juni-juli og spinkel vandaks (*P. pusillus* L.) i august-september. Høstvandtjerne (*Callitriche hermaphroditica* L.) var også almindelig i august og september, men kom på grund af sin lave højde kun til at fylde en lille del af vandvolumenet (<3%). I nogle af de klarvandede bassiner var der desuden mange trådalger (*Oedogonium* sp.) i september. Undervandsplanternes biomasse blev målt i et enkelt bassin i september. Resultatet var en samlet biomasse på 53 g/m², hvoraf trådalgerne udgjorde 9 g tørvægt/m². Det tilsvarende plantefyldte vandvolumen var 55% RPV, men der kan ikke laves en generel omregning fra RPV til biomasse på grundlag af denne ene opgørelse.

Dyreplankton

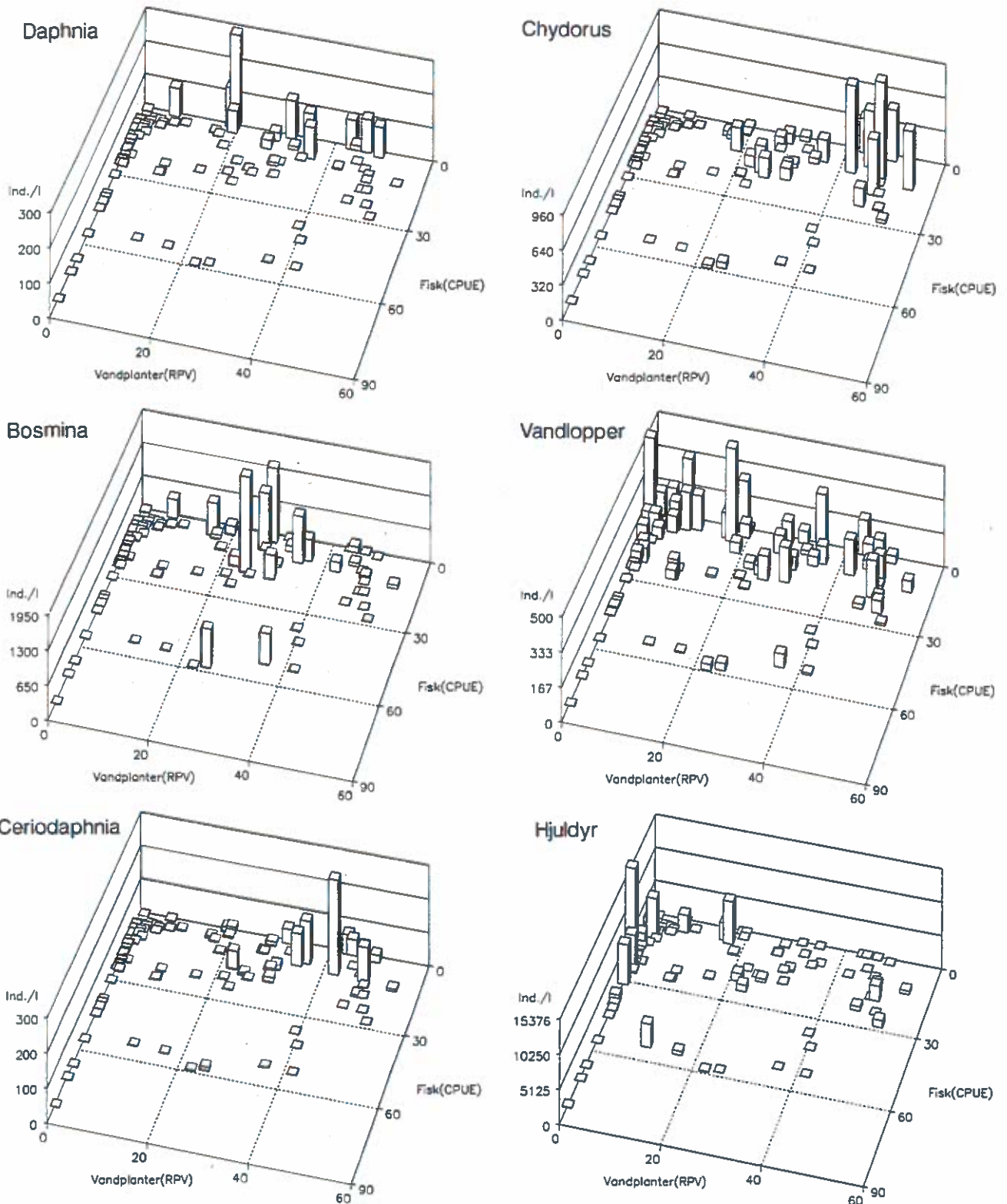
Dyreplanktonsamfundet varierede meget i de forskellige bassiner, spændende fra et samfund domineret af store cladocerer (dafnier og beslægtede) til et samfund kun bestående af hjuldyr. Dyreplanktonets mængde og sammensætning kan både være reguleret "fra oven" via predation fra fisk og "fra neden" via fødesammensætning og mængde. Som det fremgår af nedenstående, tyder resultaterne på, at forskellen imellem bassinerne i høj grad afspejler ændringer i predationstrykket fra fisk. Hovedvægten vil derfor i det følgende blive lagt på at beskrive fiskenes indflydelse.

Tætheden af forskellige typer dyreplankton i relation til tætheden af undervandsplanter og fisk er vist i figur 4.2 a-f. Dafnierne (cladocerne *Daphnia*, *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Chydorus*) forekom næsten kun i bassiner, hvor undervandsplanterne fyldte mere end ca. 20% af vandvolumenet. I disse bassiner var der stor forskel på arternes respons på ændringer i tætheden af fisk. *Daphnia* synes meget "følsom" og blev stort set kun fundet i bassiner med meget få fisk, hvorimod tætheden af *Bosmina* syntes relativt upåvirket af tætheden af fisk, når blot der var tilstrækkeligt mange vandplanter. Det er velkendt, at *Daphnia* er et yndet fødeemne for både skaller og hundestejler, og at selv beskedne tætheder af disse fisk kraftigt kan decimere tætheden af *Daphnia*. Ved stigende tæthed af dyreplanktonædende fisk sker der typisk et skift fra *Daphnia*-dominans til *Bosmina*-dominans (Jeppesen et al., 1991b).

Det er mere overraskende, at der slet ikke blev fundet cladocerer i bassiner uden undervandsplanter, da de nævnte slægter ikke er direkte knyttet til vegetationen og ofte findes i store antal i det åbne vand. Det kan skyldes, at det ikke lykkedes at holde nogen af de plantefrie bassiner helt uden fisk. En medvirkende årsag til den drastiske effekt af undervandsplanterne kan være, at dyreplanktonet i bassinerne har begrænset mulighed for at vandre til andre dele af søen eller på anden måde ændre adfærd for at undgå predation - rovdyr og byttedyr er så at sige tvunget til at være i samme rum.

Vandlopperne (cyclopoide vandlopper) forekom både i bassiner med og uden undervandsplanter, og tætheden af planterne havde ringe indflydelse på effekten af fisketætheden. Dette stemmer godt med,

at vandlopperne bedre end cladocererne undgår predation fra fisk fordi de er hurtige svømmere og foretager rykvisse bevægelser.



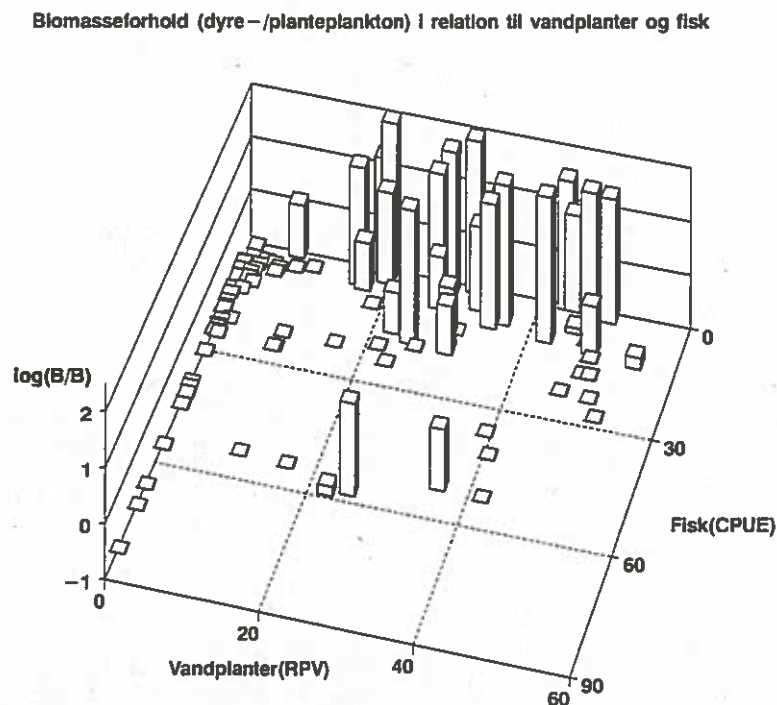
Figur 4.2a-f: Tætheden af forskellige dyreplanktonslægter og klasser i relation til undervandsplanter og fisk på 5 datoer. Tætheden af hhv. undervandsplanter og fisk aflæses af søjlernes placering på grundplanet, mens højden på søjlerne repræsenterer tætheden af dyreplankton.

Hjuldyrenes forekomst viste et mindre klart billede i forhold til undervandsplanter og fisk, men så mest ud til at være bestemt af konkurrencemæssige forhold, idet de høje tætheder af hjuldyr

opstod i de bassiner, hvor der ikke var ret meget andet dyreplankton, dvs. i bassiner med få undervandsplanter og mange fisk samt i bassiner, hvor der af andre årsager var lave tætheder af det større dyreplankton. Dette mønster stemmer overens med den generelle opfattelse af hjuldyrene som pionerer, der hurtigt kan opnå store bestandstørrelser når de rigtige forhold opstår, men som klarer sig dårligt i konkurrence med større arter (Sommer et al., 1986).

Ud over effekter betinget af manipulationerne i forsøget var der en årstidseffekt, som gav sig udslag i, at visse cladocerer aftog i antal sidst på sæsonen, hvor hjuldyrene til gengæld blev mere talrige. Fænomenet sås tydeligst for *Bosmina*, og er forklaringen på, at denne slægt er fåtallig ved de højeste tætheder af undervandsplanter, som netop fandtes i efteråret, mens hjuldyrene tilsyneladende har et optimum her. *Daphnia* og *Ceriodaphnia* var mindre påvirket af årstid og *Chydorus* var lidt mere talrig sidst på sæsonen, mens vandlopperne ikke viste nogen tydelig årstidsvariation.

Figur 4.3: Biomasseforhold mellem "filtrerende cladocerer" og planteplankton i relation til undervandsplanter og fisk. Bemærk logaritmisk skala for biomasseforholdet.

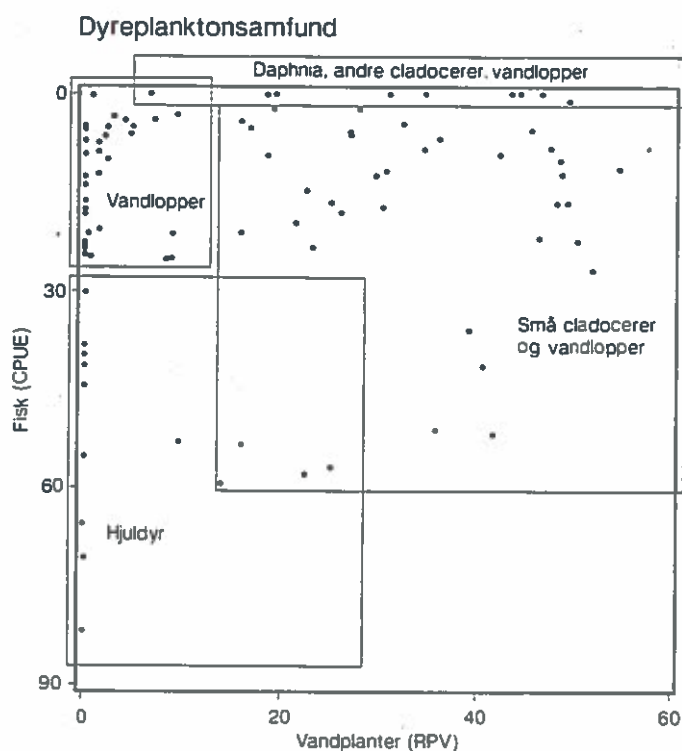


Som udtryk for dyreplanktonets potentielle græsningstryk på planteplankton er forholdet mellem den samlede biomasse af de vigtigste "filtrerende cladocerer" (*Daphnia*, *Bosmina* og *Ceriodaphnia*) og planteplanktonbiomassen beregnet. Hvis græsningstrykket er lavt ($\ll 1$) kan cladocernerne kun konsumere en ubetydelig del af planteplankton pr. dag og er ikke styrende for mængden af dette. Ved græsningstryk større end 0,5 - 1 er dyreplankton derimod potentielt i stand til at konsumere planteplankton svarende til hele den stående biomasse dagligt og dermed begrænse denne. Græsningstrykket lå i bassinerne mellem 0,0001 og 75. Det var meget lavt ($< 0,01$) i bassiner med ringe undervandsvegetation ($< \text{ca. } 20\%$ RPV) og moderat til høj fisketæthed (figur 4.3), mens der ved højere tæthed af undervandsplanter var mange værdier større end 1, selv ved de højeste tætheder af fisk. Det ser altså ud til, at en veludviklet

undervandsvegetation er en vigtig forudsætning for, at dyreplankton kan kontrollere mængden af planteplankton på lavt vand, selv ved relativt lave tætheder af fisk.

Det overordnede resultat var altså (figur 4.4), at der ved meget lave fisketætheder, og samtidig moderat til høj plantetæthed, var mulighed for et dyreplanktonsamfund med dominans af *Daphnia*, andre cladocerer og vandlopper. Ved højere fisketæthed bestod dyreplanktonsamfundet af mindre cladocerer og vandlopper, og i bassiner med ringe vækst af undervandsplanter var det domineret af vandlopper (ved relativt lille fisketæthed) og hjuldyr.

Figur 4.4: Dyreplanktonsamfund ved forskellige tætheder af undervandsplanter og fisk.



Planteplankton

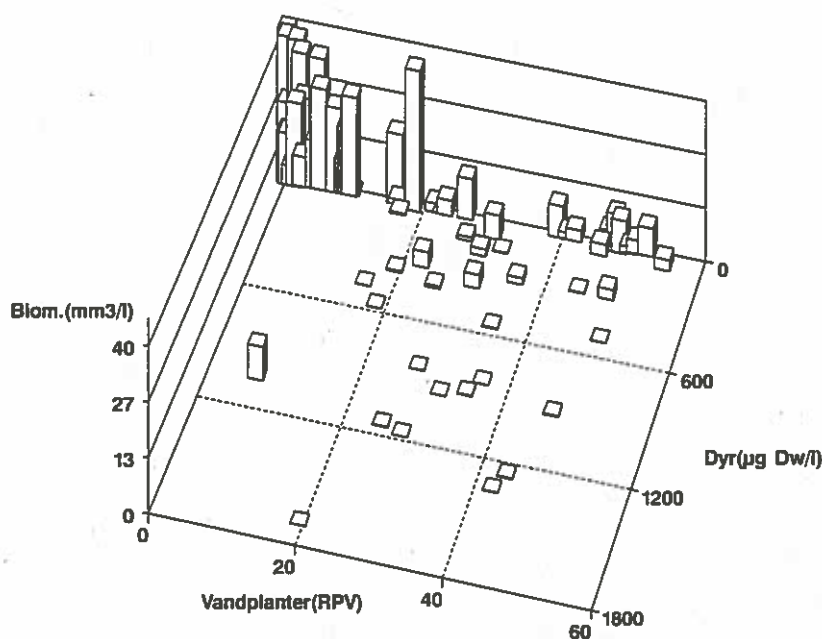
Den samlede biomasse af planteplankton viste en tydelig sammenhæng både med tætheden af undervandsplanter og biomassen af filtrerende cladocerer (figur 4.5). I bassiner, hvor undervandsplanterne fyldte mere end ca. 20% af vandmassen, var der en omvendt sammenhæng mellem biomassen af plante- og dyreplankton, og ved de højeste tætheder af dyreplankton var der meget lave biomasser af planteplankton. Den omvendte sammenhæng tyder på, at dyreplanktonet i høj grad var bestemmende for mængden af planteplankton, mens det ikke ser ud til, at tætheden af dyreplankton var bestemt af fødemængden. Dette forhold må i sammenhæng med den tilsvarende omvendte sammenhæng mellem fisk og dyreplankton tolkes som en høj grad af styring "fra oven" i bassinerne.

En tilsvarende sammenhæng kunne hverken be- eller afkræftes for bassiner med ringe plantevækst, da biomassen af dyreplankton var meget lav i næsten alle disse bassiner. Af samme grund kan

undervandsplanternes direkte effekt kun vurderes for bassiner med meget lave biomasser af dyreplankton. Tendensen var, at der skete et pludseligt fald i biomassen af planteplankton, når tætheden af undervandsplanter oversteg 10-20% RPV. Den bratte ændring antyder, at der måske er flere faktorer involveret ud over konkurrence om næringsstoffer. Nogle arter af filtrerende dyreplankton (f.eks. *Simocephalus*) er stærkt knyttet til vegetationen (Irvine et al., 1989) og sidder stille det meste af tiden, hvorfor de sandsynligvis er underestimeret ved den anvendte prøvetagningsmetode. Desuden kan muslinger, som ofte er mest talrige, når der er vandplanter, filtrere store vandmængder. Der kan således være tale om et "skjult" græsningstryk, som er direkte relateret til tætheden af undervandsplanter.

Figur 4.5: Planteplanktonbiomassen i relation til undervandsplanter og dyreplankton.

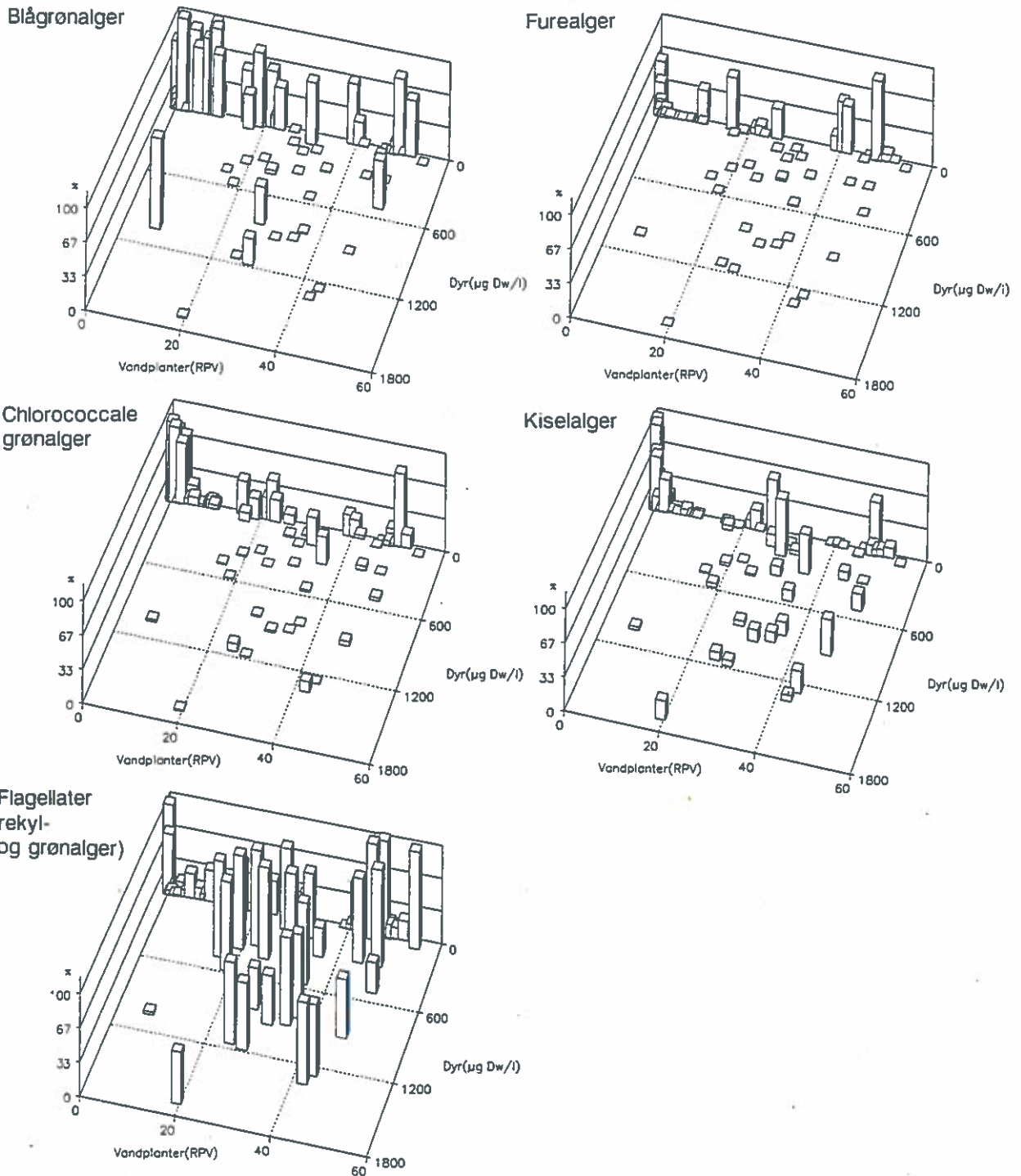
Planteplanktonbiomasse i relation til vandplanter og dyreplanktonbiomasse



Også sammensætningen af planteplankton afhæng i vid udstrækning af tætheden af undervandsplanter og dyreplankton (figur 4.6 a-e). Blågrønalgerne var generelt dominerende i de bassiner, hvor tætheden af dyreplankton var lav, men blev hurtigt overskygget af andet planteplankton ved stigende dyreplanktonmængde og græsningstryk. Et lignende billede tegnede sig af de chlorococcale grønalger og furealgerne, selv om deres andel af planteplanktonbiomassen for det meste lå på et lavere niveau. Ved højere tætheder af dyreplankton blev andre alger, mest små flagellater (*Cryptomonas*, *Chlamydomonas*) dominerende. Bassinerne med meget lave tætheder af undervandsplanter skilte sig ud ved at være domineret af kiselalger og chlorococcale grønalger.

Bestemmende for de forskellige typers succes er bl.a. faktorer som sedimentationshastighed, græsningsmodstandsdygtighed og vækstrate. I det relativt stillestående vand i bassinerne, evt. forstærket af kraftig undervandsvegetation, er sedimentationsraten høj, hvilket kan forklare hvorfor de ikke-selvbevægelige kiselalger og chlorococcale grønalger, der hurtigt bundfælder i stillestående vand, klarede sig bedst ved de laveste tætheder af undervandsplanter. De alger, som dominerede ved kraftigere plantevækst, var enten udstyret med

flageller eller kunne regulere deres massefylde v.h.a. gasvakuoler (blågrønalgerne) og derved reducere sedimentationstabet.



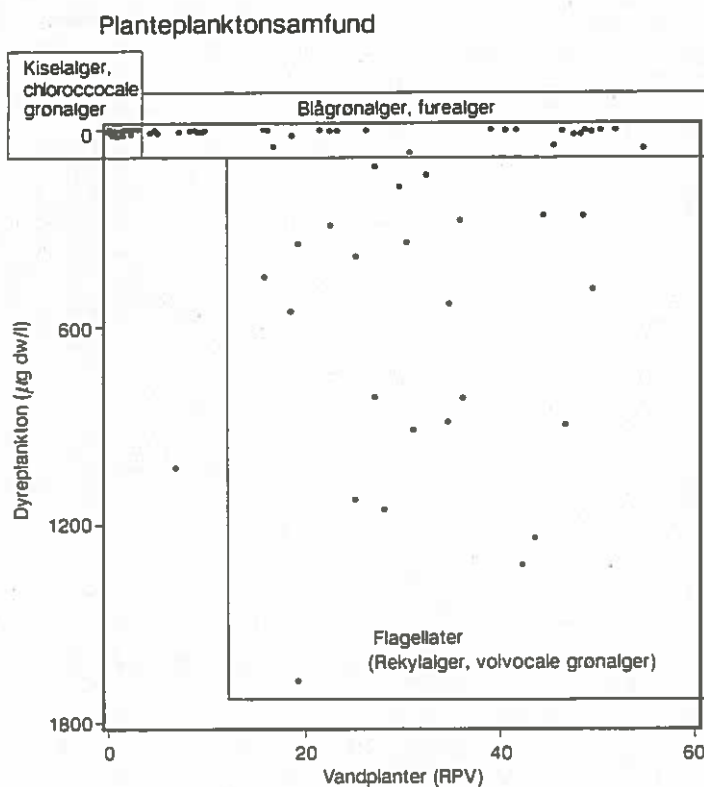
Figur 4.6a-e: Forskellige algeklassers andel af planteplanktonbiomassen i relation til undervandsplanter og fisk. Bemærk, at højden på søjlerne angiver algeklassens relative andel af biomassen.

Blågrønalgerne betragtes generelt som relativt modstandsdygtige over for græsning, bl.a. fordi de ofte er kolonidannende, og derved bliver så store, at de ikke kan græsses af dyreplankton. Blågrønalger har desuden en ringe næringsværdi, og mange arter er giftige. På trods af deres modstandsdygtighed mod græsning var det ikke blågrønalgerne, der dominerede i bassiner med meget dyreplankton. En stor tæthed af blågrønalger kan hæmme det større dyreplanktons fødeoptagelse så meget, at det næsten forsvinder og erstattes af

mindre arter (Gliwicz 1990). Dette kan være en medvirkende årsag til, at der ikke var meget dyreplankton i bassiner med mange blågrønalger, men det forklarer ikke, at bassiner med vedvarende høje tætheder af dyreplankton undgik dominans af blågrønalger. Det ser altså ud til, at blågrønalgerne ved tilstrækkeligt højt græsningstryk bliver holdt så meget nede, at deres langsomme vækst ikke kan opveje tabet. De når altså ikke op på tætheder, hvor de bliver bestemmende for tætheden af dyreplankton. Lignende resultater er kendt fra forsøg i søer, hvor hele fiskebestande er blevet udryddet (Sarnelle, 1992).

Ved høje græsningstryk var det forskellige små flagellater, der dominerede. Selv om de er god føde for dyreplankton, kan de i kraft af en meget hurtig vækst ved optimale forhold alligevel ofte opretholde en vis bestandstørrelse. Ved kraftig græsning fra dyreplankton bliver forholdene netop ideelle for sådanne vækststrategier, dels fordi den lave tæthed af planteplankton giver mere lys og større mængder tilgængelige næringsstoffer i vandet, dels fordi en stor del af de næringsstoffer, som optages af algerne, hurtigt bliver tilgængelige igen via dyreplanktonets græsning. Koncentrationen af ortofosfat var således lav i de fleste bassiner, men netop i bassiner med meget dyreplankton var der væsentligt højere koncentrationer.

Figur 4.7: Planteplanktonsamfund ved forskellige tætheder af undervandsplanter og fisk.

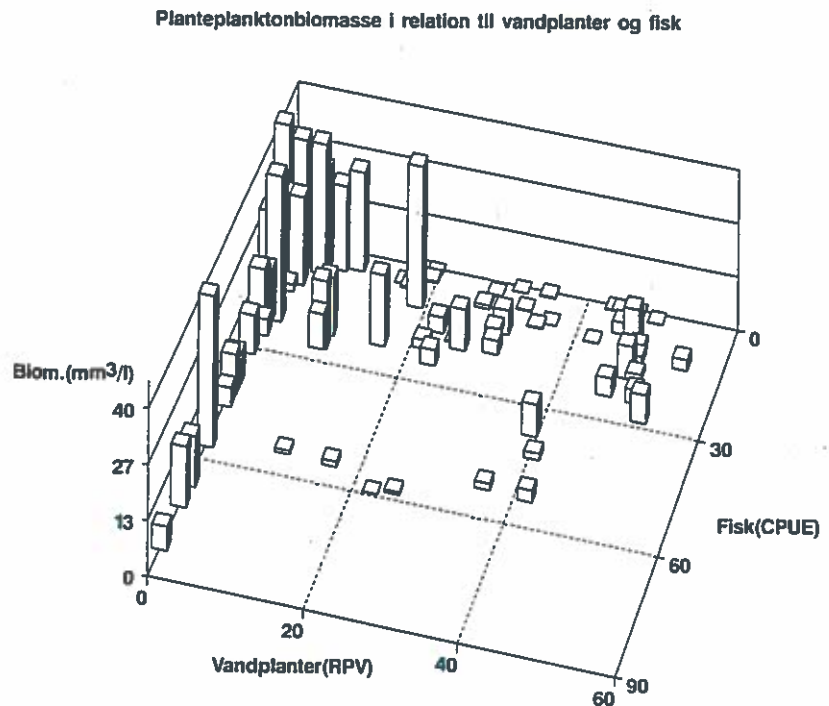


Det overordnede billede af placeringen af de forskellige algesamfund i forhold til undervandsplanter og fisk er skitseret i figur 4.7. Algesammensætningen ved lave tætheder af både vandplanter og fisk var typisk for ekstremt næringsrige (hypertrofe) søer. Algesamfundet i bassiner med mere plantevækst og samtidigt lavt græsningstryk var karakteristisk for et mere moderat næringsrigt

(eutroft) sømiljø, mens algerne ved kraftigere græsningstryk var typiske for et pioner-/stresssamfund.

Planteplanktonmængdens respons på de overordnede forsøgsvariable, undervandsplanter og fisk, er vist i figur 4.8. I bassiner, hvor undervandsplanterne fyldte mindre end 10-20% af vandmassen, var der mange høje værdier ($10-40 \text{ mm}^3/\text{l}$) for biomassen af planteplankton, mens der i bassiner med flere vandplanter ikke er fundet højere værdier end $10 \text{ mm}^3/\text{l}$. I de to nordvestligste bassiner, som gennem hele sæsonen havde en relativ lav tæthed af undervandsplanter samtidig med en høj planteplanktonbiomasse, er det vanskeligt at adskille årsag og virkning, men netop disse bassiner er med til at underbygge de selvforstærkende virkemekanismer og teorien om, at der er mere end en stabil tilstand i økosystemet. Resultaterne tyder altså på, at planteplanktonet ved skygning og evt. konkurrence om næringsstoffer kan holde en lav bevoksning af undervandsplanter på et lavt niveau, men hvis undervandsplanterne når en vis tæthed, sker der et skift til en mere klarvandet tilstand, som igen giver bedre forhold for undervandsplanterne. Bassin nr. 8 midt i forsøgsområdet var et eksempel på, at der skete et skift i løbet af sæsonen, idet tætheden af undervandsplanter først i september nåede op over 10% RPV. Samtidig faldt mængden af planteplankton fra et niveau på $15-20 \text{ mm}^3/\text{l}$ til $4 \text{ mm}^3/\text{l}$.

Figur 4.8: Planteplanktonbiomassen i relation til undervandsplanter og fisk.



Ud over den direkte effekt havde mængden af vandplanter desuden stor betydning for fiskenes indflydelse på planteplanktonbiomassen. Ved lave tætheder af undervandsplanter var der således mange observationer af høje planteplanktonbiomasser selv ved de lavest opnåede fisketætheder (ned til 0,08 CPUE). I bassiner med mere end 20% RPV var der derimod næsten konsekvent lave biomasser af planteplankton ($<1 \text{ mm}^3/\text{l}$) ved de laveste fisketætheder, dvs. op til mellem 5 og 10 CPUE. Der var dog også perioder med lave planteplanktonbiomasser i bassiner med ringe tæthed af undervands-

planter og få cladocerer, men undervandsplanterne så ud til at have en stabiliserende effekt på mængden af planteplankton. Man må dog antage, at der også havde kunnet forekomme lave planteplanktonbiomasser i bassiner uden undervandsplanter, hvis de havde været helt fisketomme.

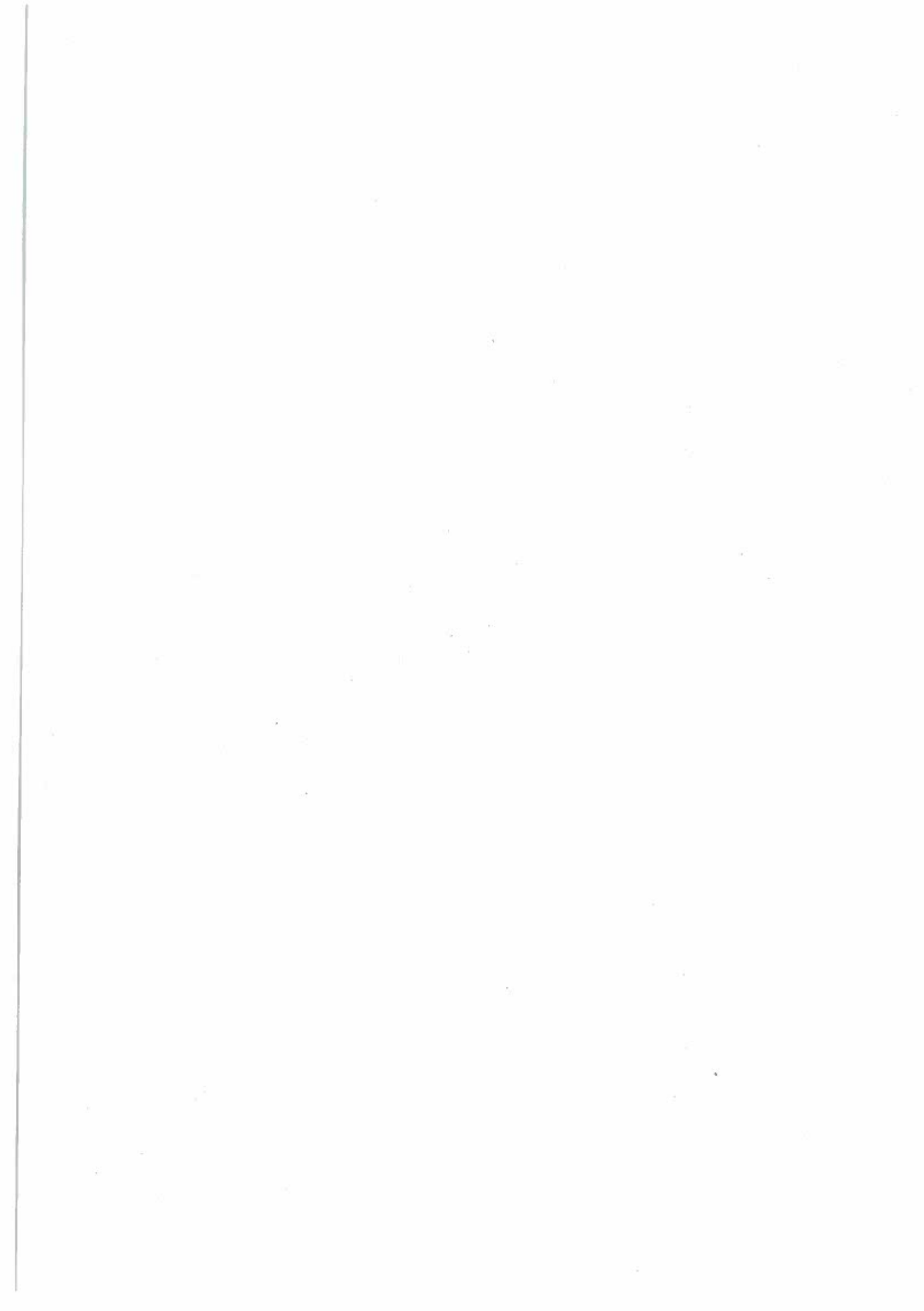
4.4 Konklusion

Resultaterne fra bassinerne peger på, at byttefiskene har problemer med at jage effektivt i vegetationen. Dyreplanktonet kan derfor tåle en relativ høj fisketæthed uden at miste dets evne til at kontrollere planteplanktonet, så længe undervandsplanterne er til stede.

Plantetætheden spiller dog en rolle for, hvor effektiv beskyttelsen er for både byttefisk og dyreplankton, men det er bemærkelsesværdigt, at selv ved et plantefyldt volumen på 20%, er dyreplanktonets overlevelsesmuligheder ved en given fisketæthed øget markant. Det betyder også, at selv en mindre forøgelse i plantemængden kan få en mærkbar og selvforstærkende virkning på den biologiske struktur i søen og dermed på vandets klarhed.

Forsøgene viste ligeledes, at selv ved relativt høje fisketætheder, kan blågrønalgers dominans brydes i søer med udbredt undervandsvegetation. Kun ved meget høje fisketætheder, hvor det større dyreplankton næsten helt er forsvundet, vil der fortsat kunne være tale om dominans af blågrønalger.

De mange småfisk i vegetationen kan dog også udgøre et potentielt problem. For hvis planternes udbredelse svækkes, vil disse fisk søge ud på åbent vand for at æde dyreplankton, hvilket vil bane vejen for et skift til en uklar tilstand. Det er derfor vigtigt, at næringstofftilførslen mindskes så meget, at undervandsplanterne selv i år med ugunstige klimatiske betingelser kan fastholde dominansen.



5 Biomanipulation ved udsætning af gedder

5.1 Indledning

Biomanipulation ved opfiskning af planktivore fisk ("skidtfisk" som skalle, brasen mm.) har i flere tilfælde vist sig at have en gunstig indflydelse på vandkvaliteten. Eksempelvis kan nævnes Væng Sø, der efter en 50% reduktion i bestanden af skaller og brasen fuldstændigt ændrede karakter (Dall et al. 1988; Søndergaard et al., 1990). Andre opfiskninger i Danmark har enten kun haft beskeden eller meget kortvarig effekt (Riemann et al., 1990; Viborg amtskommune, 1992). Et af de vigtigste kriterier for en succesfuld biomanipulation ved opfiskning af planktivore fisk synes at være et tilstrækkeligt lavt næringsstofindhold. Danske undersøgelser peger på, at fosforindholdet skal være under 0,08-0,15 mg P /l for at opnå en varig effekt i lavvandede søer (Jeppesen et al., 1989a). Hvis man er over dette niveau, kan man godt opnå en effekt, som bl.a. set ved flere hollandske undersøgelser (Meijer et al., 1993), men effekten vil som regel kun holde få år, før søen igen vender tilbage til den tidligere tilstand. Disse tærskelværdier mm. er tidligere analyseret i Jeppesen et al. (1989a) og vil ikke nærmere blive omtalt her.

Hvis man ellers er opmærksom på de begrænsninger, som biomanipulationen har som sørestaureringsværktøj, er dens store fordel, at den generelt er meget billigere at gennemføre end mere traditionelle restaureringsmetoder, som f.eks. sedimentfjernelse. Opfiskningen er dog stadigvæk en ret langsommelig og mandskabskrævende metode, hvor man ofte er nødt til at fjerne størstedelen af skidtfiskebestanden for at opnå en effekt. I modsat fald kan man risikere blot at stimulere væksten af de unge fiskeårgange. Det er derfor ikke usædvanligt, at man skal fjerne adskillige hundrede kg skidtfisk pr hektar søareal.

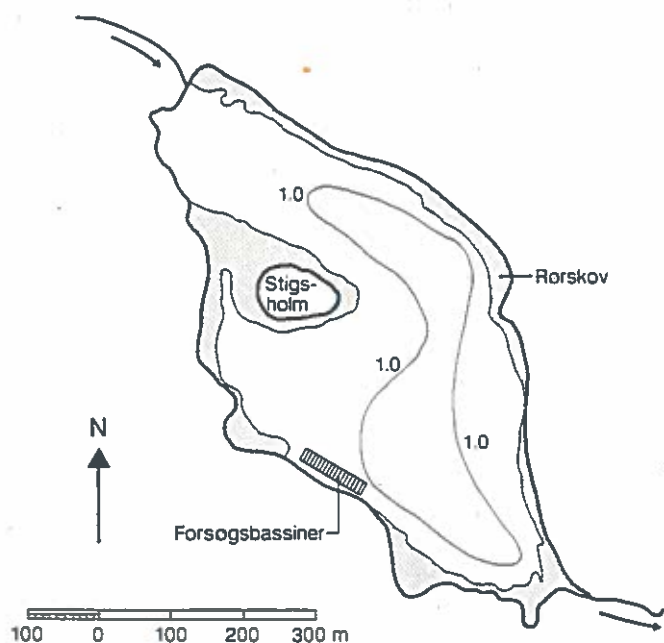
Som et alternativ til restaurering ved opfiskning af skidtfisk og med baggrund i erfaringerne herfra er man også begyndt at vurdere muligheden for, om man ved udsætning af rovfisk kan reducere skidtfiskenes andel af den totale fiskebestand. Dette indgreb kan gennemføres hurtigt for relativt beskedne midler. Metodens egnethed er imidlertid ikke helt klarlagt endnu. Et af kardinalpunkterne er spørgsmålet om, hvor stor udsætningen skal være, og hvor hyppigt den evt. skal gentages, før mængden af planktivore fisk reduceres tilstrækkeligt til, at effekten også viser sig i øget dyreplanktonmængde og mindsket planteplanktonmængde. Eftersom især de unge årgange af planktivore fisk har vist sig at kunne yde et kraftigt predationstryk på dyreplanktonet (f.eks. Whiteside, 1988; Jeppesen et al., 1991b), er det på lang sigt først og fremmest et spørgsmål om at begrænse mængden af disse tilstrækkeligt.

I dette afsnit belyses metodens anvendelighed på grundlag af en udsætning af gedder i Stigsholm Sø. Sidst i afsnittet sammenholdes disse resultater med information fra andre undersøgelser.

5.2 Stigsholm Sø

Stigsholm Sø ligger i Vejle amt ca. 10 km vest for Brædstrup. Søen er en del af Gudenå-systemet og modtager via Mattrup Å vand fra Halle Sø. Søen er overalt meget lavvandet og vanddybden overstiger ingen steder 1,2 m (figur 5.1). Den gennemsnitlige hydrauliske opholdstid er beregnet til ca. 5 dage. I tabel 5.1 er nogle af de vigtigste morfometriske forhold vist.

Figur 5.1: Stigsholm Sø. Dybdekort med udbredelse af rørskov og placering af de 18 forsøgsindhegninger.



Tabel 5.1: Morfometriske data.

Areal	0,21 km ²
Oplandsareal	35 km ²
Maksimumdybde	1,2 m
Middeldybde	0,8 m
Hydraul. opholdstid	5 døgn

Udbredelsen af undervandsplanter, forekomst af planteædende fugle og vandkvalitet har ændret sig flere gange inden for de sidste ca. 50 år. Lokale beboere fortæller, at søen indtil omkring 1940 havde en udbredt undervandsvegetation. Glintholm (1938) beretter om, at "søbunden dækkes af en kraftig vegetation", ligesom der blev observeret mange knopsvaner i søen. Igennem de sidste årtier har vandkvaliteten imidlertid været meget varierende. Nogle år har der været mange undervandsplanter, mange planteædende fugle (knopsvaner og blishøns) og forholdsvis klart vand, mens der andre år har været uklart vand, ingen undervandsplanter og få planteædende fugle. I 1966 oversomrede således 125-150 og i 1967 op til 225 knopsvaner i søen (Skotte Møller, 1970). Dette tolkes som tegn på, at der var mange planter i søen. I 1969 derimod var der kun 5 oversomrende enlige ikke-ynglende knopsvaner, hvilket tyder på, at

fødegrundlaget var forsvundet eller kraftigt reduceret. Sidste gang søen var klarvandet og med mange undervandsplanter (så det var svært at ro i den) var i starten af firserne. Den gennemsnitlige plantebiomasse blev i sommeren 1981 vurderet til flere hundrede g tørstof/m². Dette var i 1983 reduceret til kun 1 g tørstof/m² (upub. data).

De vandkemiske forhold i søen er tidligere undersøgt i 1978. De mindede da meget om forholdene i dag. Sommermiddelsigtdybden var 0,9 m og sommermiddel-totalfosforindholdet 0,14 mg P /l (Vejle amt, upub.).

5.3 Beskrivelse af udsætning og metoder

Oprindeligt var det planlagt, at der skulle foretages en massiv udsætning af geddeyngel svarende ca. til 1.000 stk. pr. hektar søareal. Baggrunden for at udsætte gedder i et langt større antal, end der naturligt ville findes i søen, var at opnå en maksimal effekt på yngelen af de planktivore fiskearter, dvs. især skaller.

Imidlertid var det i både 1990 og 1991 meget vanskeligt at opdrive geddeyngel fra de normale producenter p.g.a. af en meget dårlig yngeloverlevelse. Ambitionsniveauet blev derfor mindre end først planlagt. Således blev der i maj 1990 udsat ca. 7.000 stk gedder og i maj 1991 yderligere ca. 6.000 stk. De udsatte gedder var årsyngel og mellem 4 og 6 cm lange. Gedderne blev fordelt jævnt i hele søen ved udsætning i yderkanten af bredvegetationen.

Den biologiske og kemiske udvikling i Stigsholm Sø er for de fleste parametre fulgt siden 1988 ved prøvetagninger 2-4 gange pr. måned i sommerperioden og 1-2 gange i vinterperioden. Fiskesammensætning og relativ hyppighed er undersøgt i august/september én gang årligt. Udbredelsen af undervandsplanter er undersøgt ca. én gang pr. måned i sommerperioden.

Prøver til vandkemi, fyto- og zooplankton er udtaget som puljede prøver fra overflade og 1 m's dybde fra en station midt i søen (zooplankton dog fra tre stationer i søen). Fyto- og zooplanktonprøverne er målt, talt og biomasseberegnet efter standardmetoder angivet i Olrik (1991) og Hansen et al. (1993).

Fiskeundersøgelserne er gennemført ved fiskeri med biologiske oversigtsgarn efter principper angivet i Mortensen et al. (1990). Ved hvert fiskeri har der en nat over været udsat 18 net med hver 14 forskellige sektioner af 3 meter med maskestørrelser fra 6,25 til 75 mm.

Undersøgelse af undervandsplanter er gennemført ved gennemsejling langs 11 transekter, der repræsenterede hele søarealet. I alt er der på disse transekter gennemført 90-150 observationer og vurderinger af dækningsgrad. Ud over blomsterplanter medtager karakteriseringen også trådalger. I perioder med god sigtbarhed i vandet og/eller i områder med lav vanddybde er der anvendt vandkikkert til karakterisering af plantedækningsgrad, men ofte har det ikke

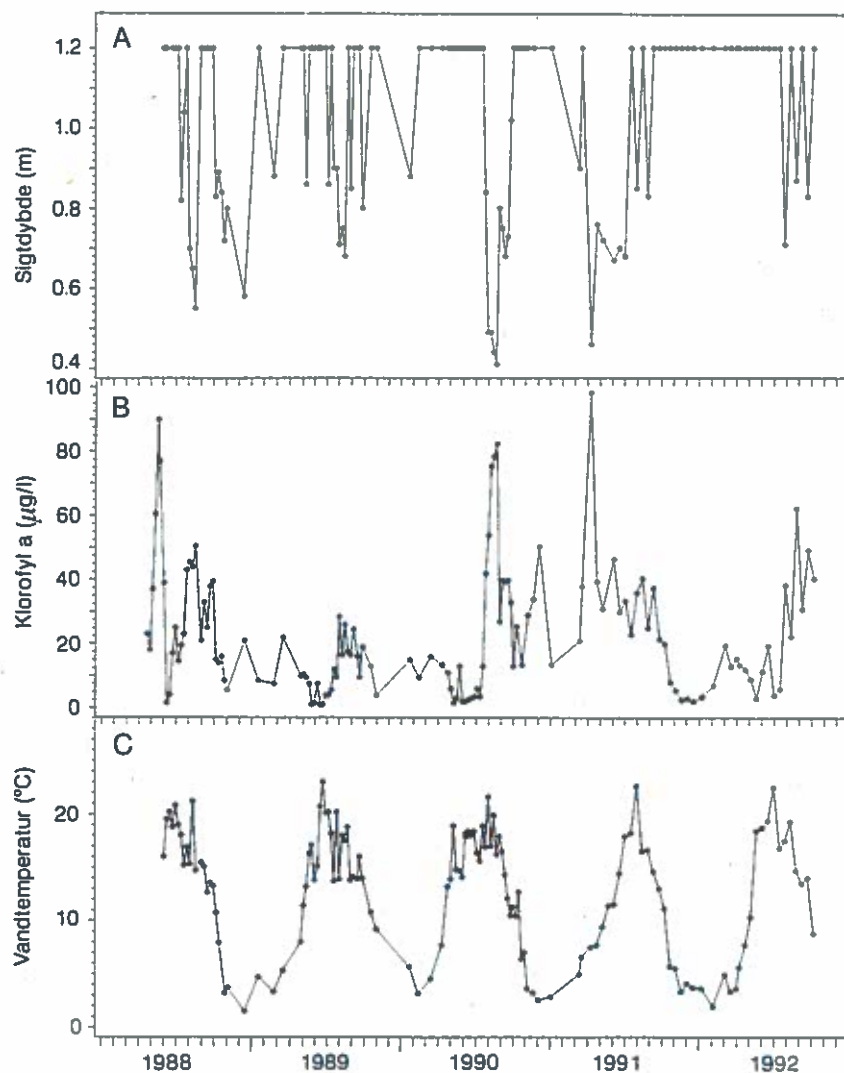
været muligt at se bunden, og her er plantemængden vurderet på grundlag af skrab med rive og dækningsgraden inddelt i to eller tre kategorier. Disse transektdata har dannet grundlag dels for præsentation af søens samlede udbredelse af undervandsplanter (som % af alle observationer) og til beregning af den totale dækningsgrad foretaget på grundlag af dækningsgradsindelingen. Den totale dækningsgrad kan kun benyttes til en grov karakterisering, fordi den kun anvender to eller tre kategorier af dækningsgrader (5 og 50% eller 5, 25 og 75 % dækningsgrad) ved hver vurdering.

5.4 Søens udvikling 1988-92

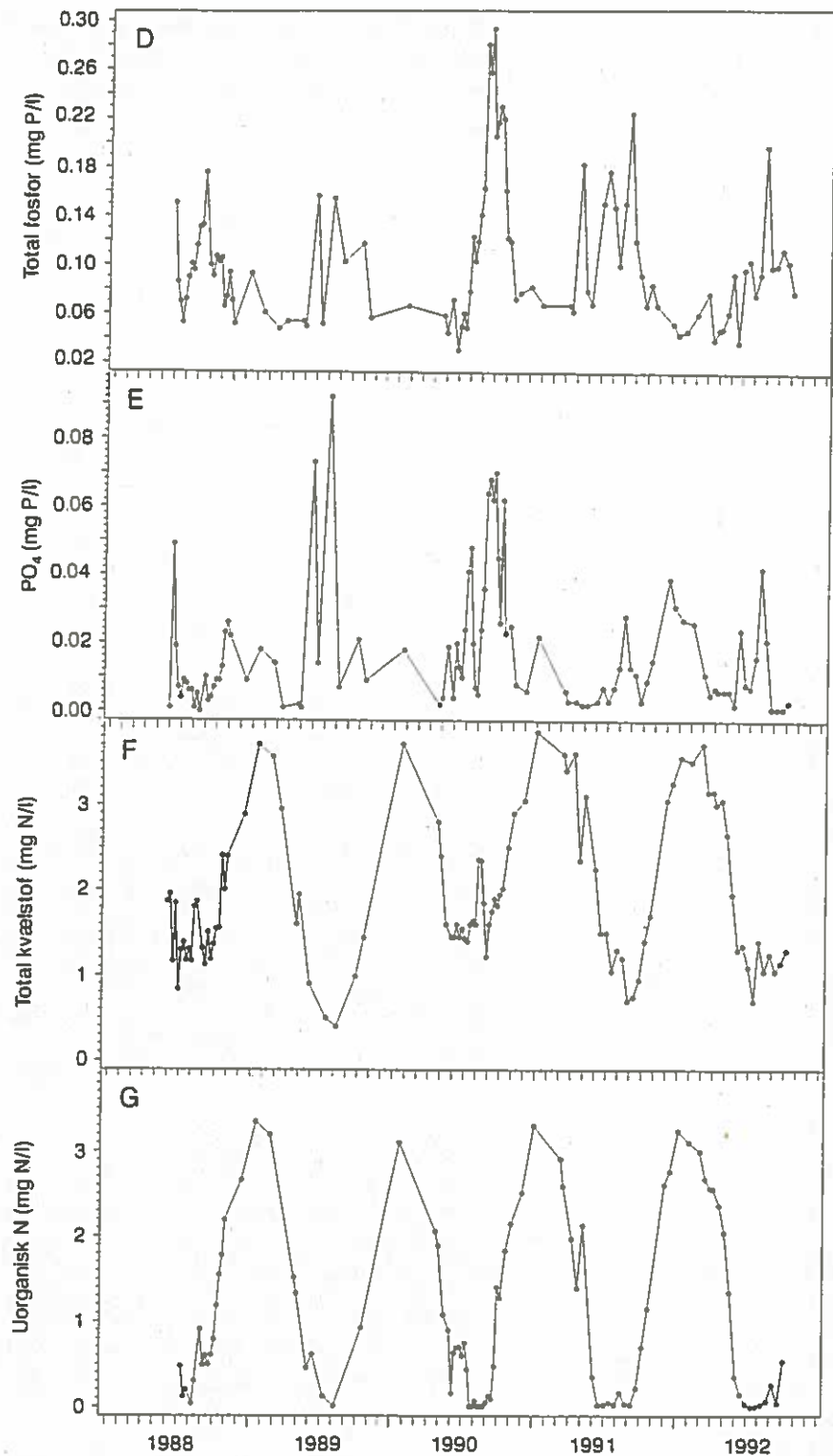
Fysisk-kemiske forhold

På grund af søens lave vanddybde følger vandtemperaturen i store træk døgnet's middeltemperatur. Dette betyder, at der har været en del år til år variationer, hvilket bl.a. afpejler sig i forsommeren 1991, hvor vandtemperaturen var væsentlig lavere end de øvrige år (figur 5.2). I 1991 oversteg vandtemperaturen således først 15° C i sidste halvdel af juni, mens dette allerede skete i starten eller midten af maj de øvrige år.

Figur 5.2: Fysiske-kemiske målinger 1988-1992. Sigtdybde = 1,2 m betyder sigtdybde til bund.



Figur 5.2 (fortsat)



Søvandets indhold af plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor viste generelt kun små ændringer i perioden 1988 til 1992 (figur 5.2 og tabel 5.2). Sommermiddelmekoncentrationen af total fosfor varierede mellem 0,10 og 0,15 mg P /l med en tendens til højeste værdier i 1990 og 1991. Indholdet af PO₄-P var kun periodisk helt i bund (< 5 µg P /l), som f.eks. i forbindelse med en kraftig opblomstring af kiselalger i foråret 1991, hvor der blev registreret meget lave koncentrationer i 3-4 måneder. På grund af den hurtige vandgennemstrømning er de vandkemiske målinger i en vis grad påvirket af stoftilførslen fra Halle Sø, der ligger mindre end 1 km opstrøms.

Indholdet af kvælstof var ligeledes relativt konstant, dog med den tendens, at indholdet af nitrat+nitrit siden 1990 har været lavt (< 0,01 mg N /l) gennem en længere periode om sommeren end tidligere (2-3 mdr. mod ca. 1 md. i 1988 og 1989).

Den høje koncentration af totalfosfor, der blev målt i maj 1991, hvor der samtidigt også blev målt høje koncentrationer af klorofyl og total kvælstof, stammer fra en prøvetagning under kraftig blæst (storm). Denne prøvetagning er derfor ikke særlig repræsentativ, men viser at søvandets indhold af partikulært materiale i høj grad lader sig påvirke af resuspenderet bundmateriale. Udregnet på basis af stigningen i totalfosfor koncentration og totalfosforindhold i det øverste sediment (ikke publ. data), var der under hændelsen i maj 1991 op-hvirvlet ca. 1,5 mm af sedimentet.

Tabel 5.2: Sommermiddelværdier (1.5 - 1.10) af vandkemiske parametre.

År	1988	1989	1990	1991	1992
Antal prøver	10-21	5-22	19-22	10	10-11
klorofyl (mg/l)	0,071	0,023	0,054	0,065	0,047
Total N (mg/l)	1,43	0,95	1,66	1,43	1,36
NO ₂ + ₃ -N (mg/l)	0,33	0,46	0,32	0,28	0,38
NH ₄ -N (mg/l)	0,092	0,039	0,039	0,024	0,010
Total P (mg/l)	0,105	0,106	0,151	0,131	0,102
PO ₄ -P (mg/l)	0,009	0,035	0,032	0,009	0,012
pH	8,6	9,1	9,2	8,7	8,9

Den lave vanddybde i søen betyder, at det ikke er muligt at måle sigtddybden, hvis den er over ca. 1 m. Det er derfor vanskeligt at vurdere ændringer i vandets gennemsigtighed. Især 1991 adskiller sig dog fra de øvrige ved, at kun 27% af målte værdier i sommerperioden havde sigtddybde til bunden, mens der i 1992 var sigtddybde til bunden 73% af tiden om sommeren (tabel 5.3). Samtidigt var 1992 karakteristisk ved ikke at have nogen længerevarende perioder med dårlig sigtddybde, mens der i 1991 var en 3-4 måneders periode med lav sigtddybde (< 0,75 m).

Indholdet af klorofyl, der også afspejler vandets sigtbarhed, var lavest i 1989 og 1992. Årsagen til, at de lave sigtddybdemålinger ikke kommer så kraftigt til udtryk i klorofylindholdet skyldes, at der samtidigt er sket et skift i de dominerende algearter, og at disse har forskelligt klorofylindhold. Skiftet er sket fra blågrønalger, der generelt har et lavt klorofylindhold pr. plantevolumen til kiselalger, hvor indholdet er højere. (Kristensen et al. 1991).

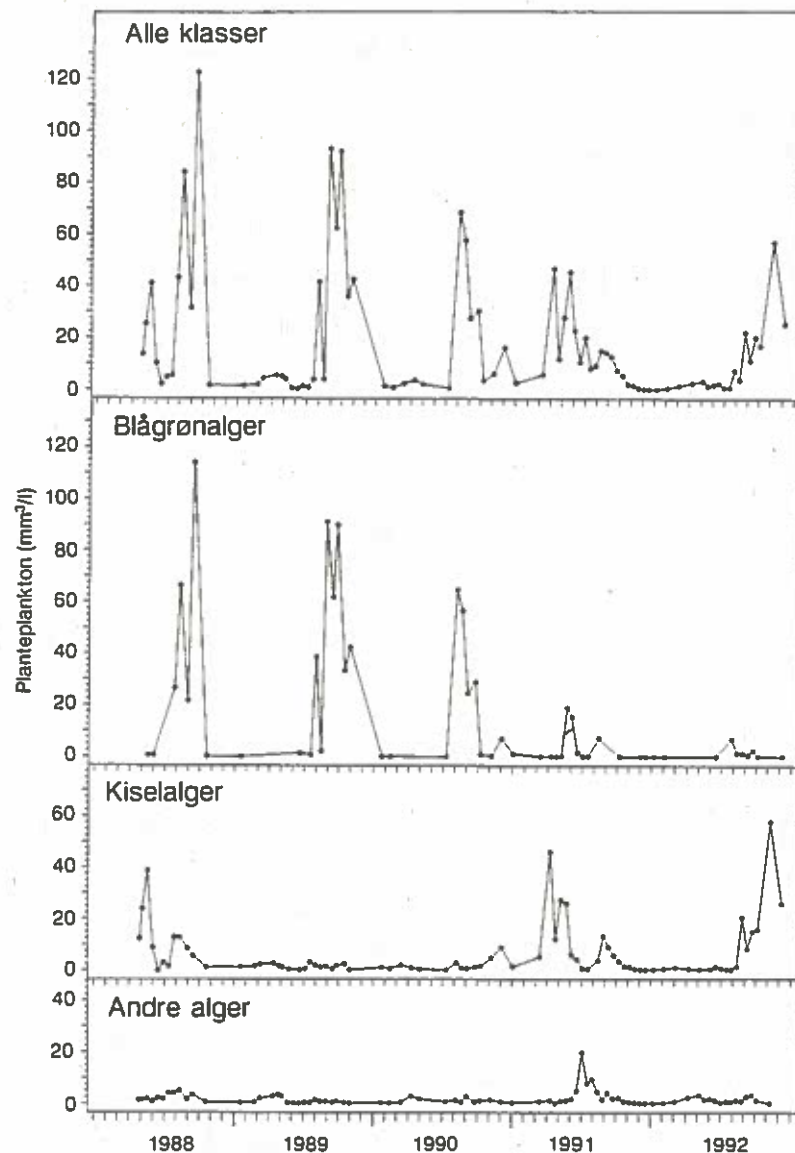
Tabel 5.3: Sommerminimum (1.5 -1.10) og varighed (udtrykt som % af alle målinger i perioden 1.5 - 1.10) med sigtdybde til bunden (sigt dybde > 1,0 m). N er antal målinger.

	1988	1989	1990	1991	1992
N	16	22	23	11	11
Minimum, m	0,55	0,68	0,41	0,68	0,71
Varighed af sigt til bunden (> 1,0 m) %	69	59	56	27	73

Planteplankton

Både mængde og sammensætning af planteplankton ændrede sig markant i årene 1988 til 1992 (figur 5.3). Fra total blågrønalgedominans i 1988-90 reduceredes deres betydning betydeligt i 1991 og 1992, hvor i stedet kiselalger udgjorde en større relativ del. Blågrønalgerne var først og fremmest repræsenteret ved de kolonidannende slægter *Anabaena* og *Microcystis* og kiselalgerne ved *Stephanodiscus*.

Figur 5.3: Planteplanktonbiomassen (mm^3 / l) og de meste betydende slægter inden for de enkelte algeklasser.



Mængdemæssigt skete der i takt med blågrønalgernes reduktion også en betydelig reduktion i den samlede planteplanktonbiomasse. Middelsommerbiomassen reduceredes fra 37 mm³/l i 1988 til 7 i 1992 (tabel 5.4). Største nedgang fandt sted i perioden 1990 til 1992. Tilsvarende er der sket en nedgang i den maksimale biomasse fra 123 mm³ /l i 1988 til 22 mm³ /l i 1992.

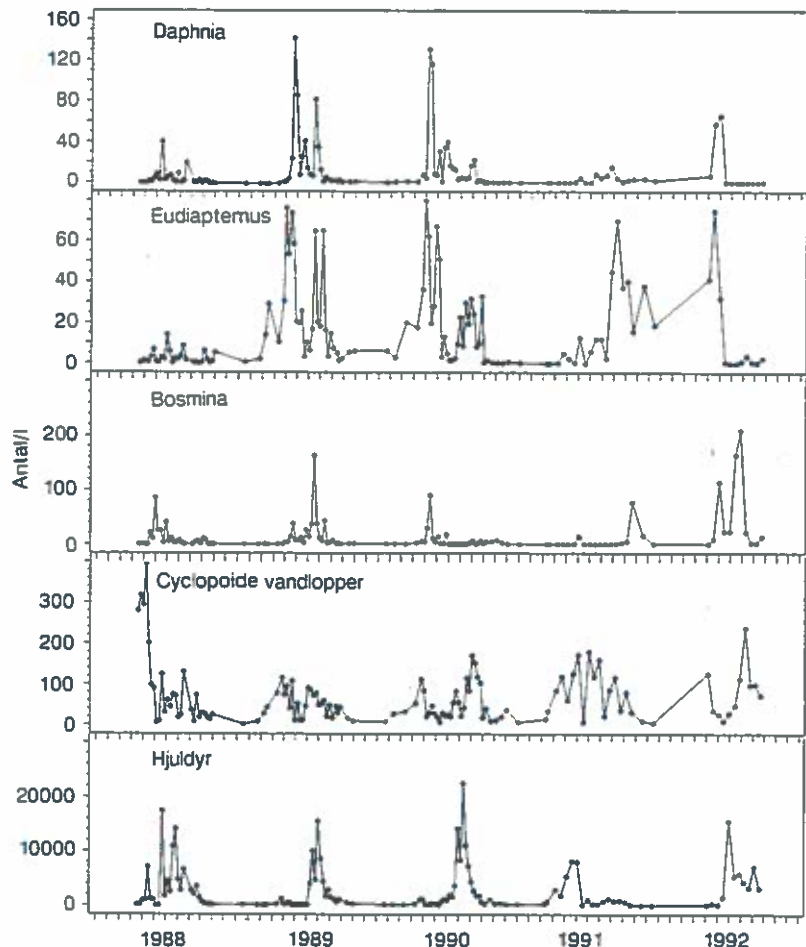
Tabel 5.4: Sommermiddel- og maksimalbiomasse (mm³/l) af planteplankton.

År	1988	1989	1990	1991	1992
Sommermiddel	37	28	31	18	7
Maksimum	123	93	69	46	22

Dyreplankton

Dyreplanktonmængde og sammensætning varierede ligeledes en del fra år til år i undersøgelsesperioden (figur 5.4). *Daphnia*-slægten, der er kendetegnet ved en høj græsnings effektivitet over for planteplankton, forekom generelt i største mængder i 1989 og 1990 samt i foråret 1992. Maksimum antallet var disse tre år på henholdsvis 143, 132 og 65 ind./l. Perioderne med de høje tætheder var dog forholdsvis kortvarige.

Figur 5.4: Dyreplankton. Antal /l.



Generelt var dyreplanktonets beregnede græsningstryk højest i den første halvdel af sommeren, hvor den daglige græsning varierede

mellem 50 og 80% (maj og juni). Disse værdier er så høje, at dyreplanktonet her har kontrolleret planteplanktonets vækst. En undtagelse var dog 1991. Her nåede dyreplanktonets græsning ikke over 1% af algebiomassen pr. dag i maj-juni. Græsningstrykket var også lavt resten af 1991.

Daphnia og *Eudiaptomus* er begge meget følsomme over for predation fra fisk. De lave tætheder af disse slægter i 1988, 1991 samt sommeren 1992 tyder derfor på et højt predationstryk fra fisk. Til gengæld ser predationen ud til at have været lav især i 1989. Det ret markante fald i dyreplanktontæthed, der typisk sker omkring 1. juni i år, hvor der har været mange individer af *Daphnia* og *Eudiaptomus*, falder sammen med det tidspunkt hvor årsyngelen af planktivore fisk typisk opnår en størrelse, hvor de begynder at spise dyreplankton. Til gengæld opnåede hjuldyrene her i forsommeren de højeste tætheder, fordi de så ikke længere udkonkurreres af dafnier.

Fisk

Skaller og aborrer er de to dominerende fiskearter i Stigsholm Sø, men de varierede betydeligt i fangstantal fra år til år. Især fangsten af de små aborrer (< 10 cm) varierede meget, fra en gennemsnitlig fangst på 35 pr. garn i 1989 til kun 1 pr. garn i 1991, men 243 pr. garn i 1992 (tabel 5.5). Det store antal aborrer fanget i 1992 bestod først og fremmest af 4-6 cm lange individer, dvs. yngel fra samme år.

Antallet af små skaller varierede mindre, fra gennemsnitlig 6 pr. garn i 1991 til 28 pr. garn i 1990. Antallet af store skaller var alle år forholdsvis højt med en middelfangst fra 24 til 61 pr. garn.

Antallet af gedder var alle år lavt og det i forvejen meget lave fangst-antal viste ikke nogen stigning efter udsætningerne i 1990 og 1991 (tabel 5.5). Dette tyder på, at overlevelsen blandt de udsatte gedder har været dårlig. Fangsttallene fra august siger dog ikke noget om, hvornår i perioden maj-august dødeligheden har været størst og udsætningen af gedder kan i princippet godt have nået at have haft en effekt på skidtfiskeyngelen, der allerede kom frem i maj-juni.

Det er ikke muligt at afgøre, hvorfor overlevelsen var dårlig, men bl.a. en pH-værdi i søen på tæt ved 10 under udsætningen kan have været en stressfaktor, som har betydet høj dødelighed. Gedder er ligeledes kendt for at være meget afhængige af passende skjulesteder, i form af en veludviklet plantezone af rørskov, flydebladplanter eller undervandsplanter (Grimm, 1983). Dette kan have haft en begrænsende effekt for overlevelsen blandt de udsatte gedder i Stigsholm Sø, hvor de eneste planter stort har bestået af en ensartet tagrørsvegetation.

Fiske-indexet, der er et udtryk for den relative dominans af dyreplanktonædende fisk, var alle år højt, men højest i 1990 og 1992, hvor henholdsvis 95 og 98% af alle fisk fanget under forsøgsfiskeriet bestod af skaller og små aborrer (tabel 5.5).

Fangsten af aborrer og skaller mindre end 10 cm er et mere direkte udtryk for det øjeblikkelige predationstryk på dyreplanktonet, eftersom især de små skaller (0+ og 1+) og aborrer (0+) er effektive predatorer på dyreplanktonet. Denne fangst (CPUE) varierede de fire år fra omkring 40 i 1989 og 1990 til kun 7 i 1991 og 256 i 1992. Der har altså været en meget stor stigning i predationstrykket fra 1991 til 1992, der er først og fremmest er betinget af en særdeles god reproduktion og overlevelse af aborrer.

Tabel 5.5: Fangst ved fiskeri med oversigtsgarn udtrykt som CPUE (catch per unit effort) i antal. Fiske-index er udregnet som (aborre < 10 + skalle)/(aborre + skalle + gedde).

Art	1989	1990	1991	1992
Aborre < 10 cm	34,6	13,7	1,1	243
Aborre > 10 cm	9,1	5,9	6,2	7,0
Skalle < 10 cm	5,7	28,3	5,9	13,4
Skalle > 10 cm	24,1	60,5	41,3	36,6
Hork < 10 cm	3,9	3,7	5,1	10,7
Hork > 10 cm	0,1	0,1	0,7	0,1
Gedde < 10 cm	0	0	0	0
Gedde > 10 cm	0,1	0,1	0,3	0,1
Fiske-indeks (%)	88	95	88	98

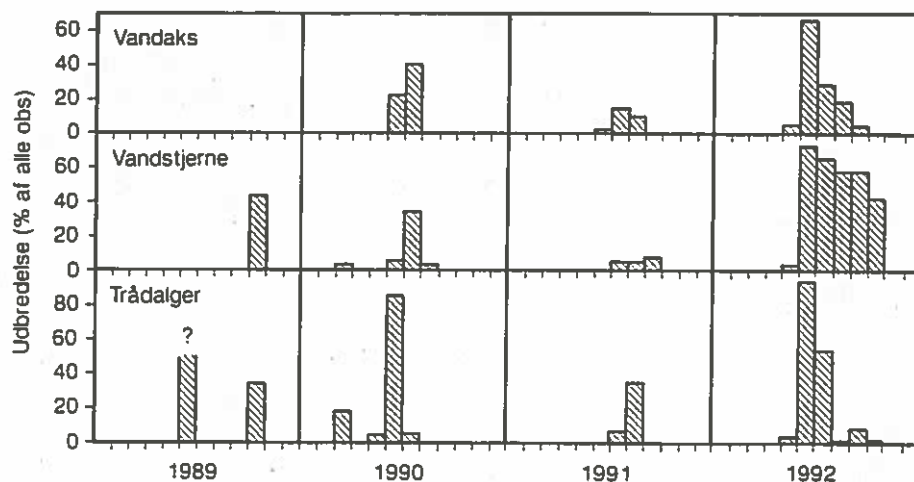
Undervandsplanter

Udbredelse og samlet dækningsgrad af undervandsplanter (incl. trådalger) varierede meget i 1990-92 (figur 5.5). De overordnede udviklingstendenser var en betydelig udbredelse i 1990, lav udbredelse i 1991 og højst udbredelse i 1992. En enkelt måling fra efteråret 1989 tyder på, at der også i 1989 var en betydelig udbredelse af undervandsplanter. Generelt var der den største plantetæthed i den mest lavvandede og nordlige del af søen.

Selv om der ikke foreligger kvantitative data fra tidligere år, og på trods af den høje udbredelsesprocent ikke mindst i 1992, har forekomsten udtrykt som biomasse dog formentlig langt fra været så høj, som dem der er rapporter om fra tresserne og starten af firserne.

Største udbredelse og dækningsgrad blev opnået af tråd- eller rørformede alger (især *Enteromorpha*, *Spirogyra* og *Cladophora*), der i juni 1990 blev fundet på 84% af de undersøgte positioner, vandaks (børstebledet og spinkel), der i juni 1992 blev fundet på 68% af alle positioner og høst-vandstjerne, der ligeledes i juni 1992 blev fundet på 74% af alle positioner (tabel 5.6 og figur 5.5). Derudover blev der også registreret kransnålalger, vandpest og vandranunkel, men disse arter var uden kvantitativ betydning for den samlede udbredelse af undervandsplanter i søen (tabel 5.6)

Figur 5.5: Undervandsplanter. Udbredelse angivet som % af alle observationer i søen.



Karakteristisk for udviklingsmønstret i årene med største planteudbredelse (1990 og 1992) var en kraftig og hurtig udvikling af trådalger i den første del af sommeren med maksimum udbredelse i juni. Trådalgerne forsvandt dog igen allerede i løbet af juli. Vandstjerne og vandaks, der også startede væksten for alvor i juni, havde til gengæld en fortsat høj udbredelse længere hen på sommeren. Vandstjerne blev således stadig fundet på 43% af alle positioner ved transektundersøgelsen i oktober 1992.

Tabel 5.6: Registrerede undervandsplanter (incl. trådalger) og deres maksimale udbredelse (% af alle observationer i søen) i 1990-1992.

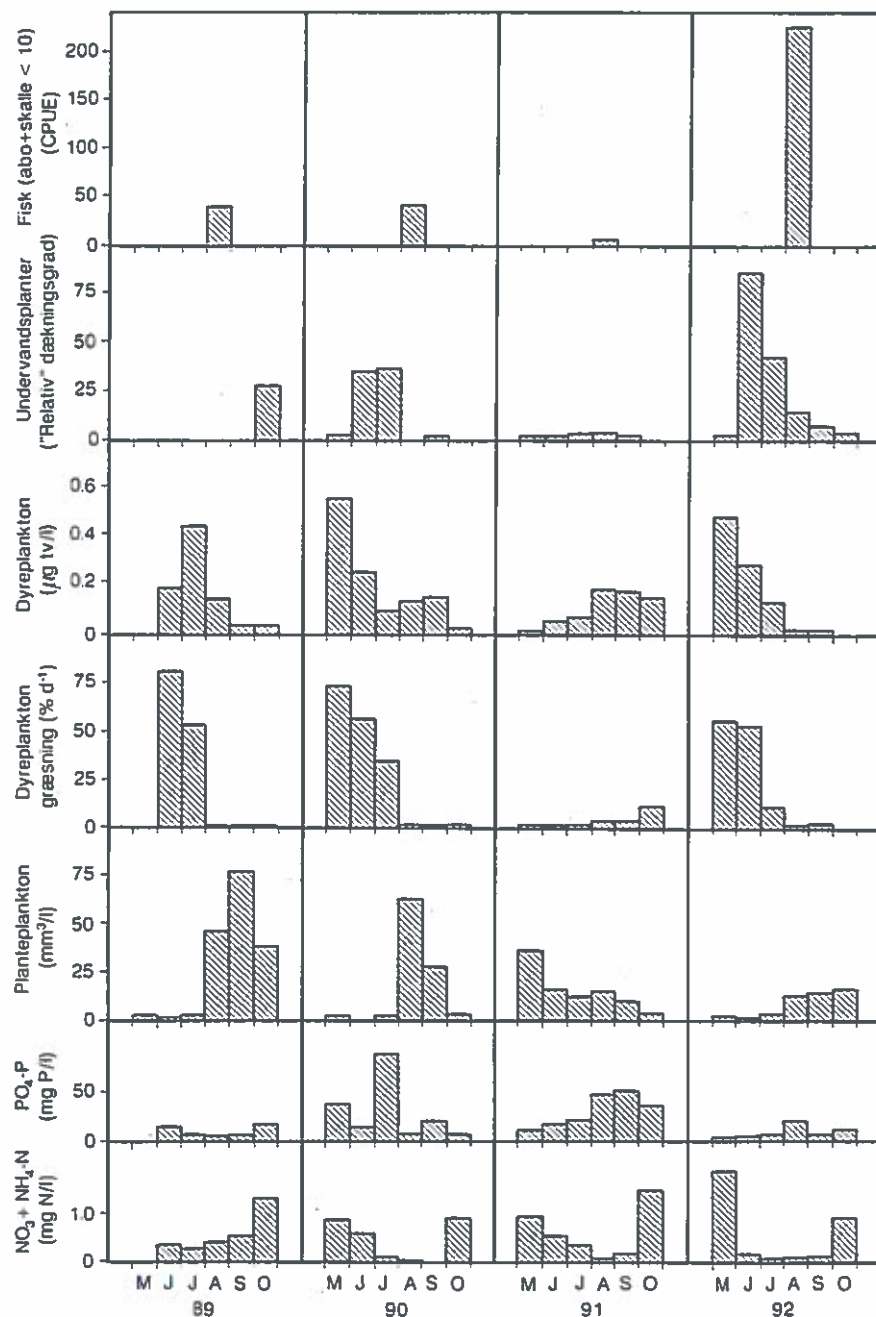
	1990	1991	1992
Vandaks	42	15	68
Høst-vandstjerne	35	10	74
Vandpest	1	0	5
Vandranunkel	1	0	1
Kransnålalger	3	0	13
Trådalger	84	37	94

5.5 Interaktioner mellem undervandsplanter, fisk og plankton og deres betydning for vandkvaliteten i Stigsholm Sø.

Undersøgelserne igennem de sidste fire år peger på, at den biologiske struktur i Stigsholm Sø ændres betydeligt fra år til år. Ingen af disse ændringer har dog været nær så markante, som de der fandt sted tidligere ved de voldsomme svingninger i undervandsplanternes udbredelse, men understreger, at Stigsholm Sø er et meget dynamisk system, der også i dag næringsstofmæssigt og strukturmæssigt er tæt på at skifte til en mere klarvandet tilstand.

De største ændringer er sket inden for de biologiske komponenter, mens der kun er sket mindre ændringer i næringsstofindhold (figur 5.6). Dette peger igen på, at tilstanden i Stigsholm Sø for øjeblikket i høj grad styres af biologiske mekanismer. Samtidigt støttes observationerne i søen på mange områder af de eksperimentelt bestemte sammenhænge, der blev fundet i afsnit 4.

Figur 5.6: Månedsmiddelværdier (sommer) for diverse parametre fra 1988 til 1992.



I overensstemmelse med forventningerne om, at undervandsplanter har en positiv effekt på vandkvalitet, har der således i perioder med stor dækningsgrad af undervandsplanter været den laveste planteplanktonmængde. Denne effekt synes dog ikke nødvendigvis at opstå via forøget græsningstryk fra det pelagiske dyreplankton. På trods af meget lave mængder af *Daphnia* i sommeren 1992 var planteplanktonbiomassen således alligevel relativt lav (figur 5.6). Samme effekt ses i juni-juli 1990, hvor dyreplanktonets græsningstryk heller ikke var specielt højt (35-57%), men dækningsgraden af undervand-

splanter forholdsvis høj og planteplanktonmængden lav. Ændringer i tæthed af undervandsplanter ser således ud til at have en markant effekt på vandkvalitet. En del af planteeffekten kan være betinget af græsning fra fastsiddende eller plantetilknyttede dyrearter, hvis filtreringskapacitet øges i takt med den øgede planteoverflade.

Det er endvidere bemærkelsesværdigt, at planteeffekten synes at være overordnet effekten af dyreplankton-ædende fisk. Således var planteplanktonmængden i sommeren 1992 relativ lav på trods af en meget stor tæthed af planktivore fisk. Endelig er det værd at bemærke, at trådalger tilsyneladende har en ligeså stor positiv effekt på vandets klarhed som blomsterplanter, selv om de i æstetisk henseende ikke er så velsete.

På trods af et lavt antal af planktivore fisk i 1991, hvor plantetætheden var lav, var dafnierne ikke særligt talrige dette år. Dette kunne tyde på, at i fravær af planter skal der ikke ret mange fisk til at holde dyreplanktonmængden på et lavt niveau. Denne konklusion støttes af resultaterne opnået ved bassinforsøgene (afsnit 4).

Den meget kraftige opformering af aborre yngel i 1992, hvor fangstantallet var højere end der tidligere er registreret i danske søer (Kristensen et al., 1991), havde en markant effekt på *Daphnia*-mængden. Dette ses bl.a. af, at *Daphnia* og *Eudiaptomus* begge pludselig blev reduceret til næsten nul i starten af juni, hvilket formentlig falder sammen med det tidspunkt, hvor aborren begynder at spise det større dyreplankton. Dette understreger fiskeynglens og herunder altså også aborre ynglens store betydning for tætheden af dyreplankton.

Årsagen til aborrens ynglesucces i specielt 1992 kan ikke afgøres, men kan dog til dels være betinget af det relativt store plantedække, der favoriserer aborren frem for skaller, idet aborren er en bedre fødeudnytter i forbindelse med plantedække, mens skallen udnytter det åbne vands dyreplankton bedre end aborren (Winfield, 1986; Persson & Greenberg, 1990). Samtidigt var maj-juni 1992 karakteriseret ved en høj vandtemperatur, hvilket kan have haft betydning for yngeloverlevelsen. Aborren synes således generelt at have haft en god sæson i 1992 i danske søer. Endelig kan den relativt beskedne tæthed af små skaller i efteråret 1991 via formindsket konkurrence og øget fødemulighed have øget frugtbarheden hos aborren det efterfølgende år. Persson (1990) fandt således om efteråret en øget gonadevægt hos både hanner (0+ og 1+) og hunner (1+) af aborren ved faldende tæthed af skaller.

Netop fordi Stigsholm Sø strukturmæssigt til stadighed befinder sig i en position, der omfatter flere mulige tilstande af vandkvalitet, er år til år variationerne i højere grad end i mange andre søer underlagt tilfældige variationer i f.eks. de klimatiske forhold. På denne måde kan selv små ændringer få stor betydning for den strukturmæssige udvikling resten af året. Forskelle i temperatur og lysindstråling kan således både have haft stor betydning for yngeloverlevelsen og udbredelsen af undervandsplanter. Det kan f.eks. ikke udelukkes, at den lave vandtemperatur i forsommeren 1991 har været medvirkende årsag til den dårlige yngeloverlevelse dette år,

og at den solrige sommer i 1992 har fremmet undervandsplanternes vækstmuligheder.

5.6 Vurdering af geddeudsætning som restaureringsværktøj

På trods af at fiskebestanden i Stigsholm Sø har ændret sig betydeligt gennem de fire undersøgelsesår, kan der som nævnt ikke påvises nogen stigning i antallet af gedder som følge af udsætningen i 1990 og 1991. Det er heller ikke muligt at se nogen klar effekt på antallet af skalle- og aborre yngel, der var det primære mål for geddeudsætningen. Overlevelsen blandt de udsatte gedder og/eller deres effekt har tilsyneladende begge år været meget beskeden.

De ret markante ændringer/fluktuationer, som ikke desto mindre har fundet sted i den biologiske struktur, kan derfor ikke tilskrives udsætningen af gedder, men er formentlig, som diskuteret i det foregående afsnit, i højere grad primært et udtryk for varierende plantedække i søen.

Der er også andre danske eksempler på manglende effekt af geddeudsætning. Således kunne man efter udsætning af øjeæg og sættefisk i Viborg-søerne heller ikke her konstatere nogen forøgelse i fangst af gedder de næste år. En mulig årsag blev her tilskrevet mangel på skjulesteder for de udsatte gedder (Viborg amtskommune, 1992).

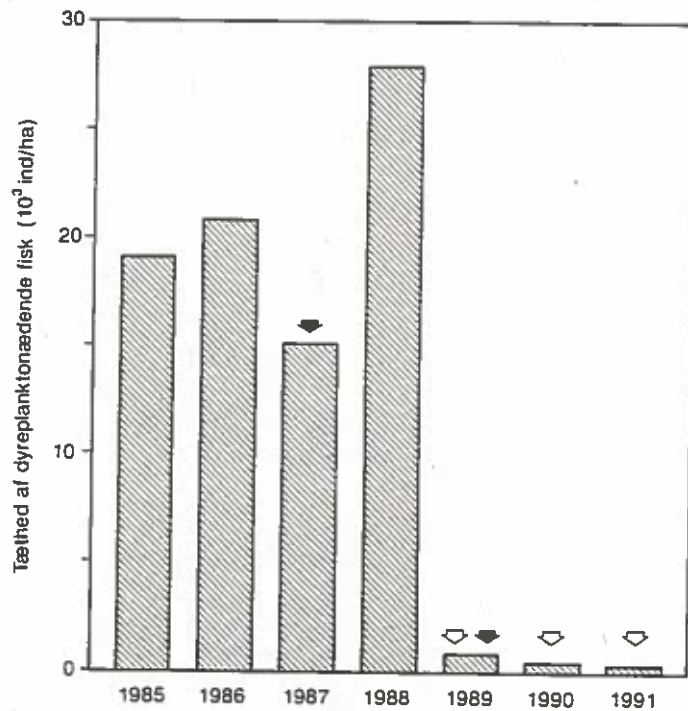
Denne forklaring understøttes af hollandske undersøgelser, der viser, at den naturlige geddebestands størrelse er meget afhængig af søens plantefyldte areal (emergent, flydeblads- og undervandsvegetation). Geddebestanden har således vist sig at kunne opnå en biomasse på omkring 100 kg pr. plantedækket hektar (Grimm & Backx, 1990). I søer med ringe plantedække er den naturlige geddebestand lille og domineres desuden af store individer.

Umiddelbart ser biomanipulation ved udsætning af gedder som led i en restaurering altså ikke særligt lovende ud. Der er dog eksempler, hvor effekten har været mere positiv.

Først og fremmest er der grund til at omtale et fuld-skala eksperiment i Polen, hvor man på baggrund af en massiv geddeudsætning fik en kraftig reduktion i årsynglen af de planktivore fisk (Prejs et al., 1993). Forsøget blev udført i den lavvandede og 11 hektar store Wirbel sø. Før geddeudsætningen var sigtddybden mellem 0,4 og 0,8 m og sommer total fosforkoncentrationen omkring 0,15 mg P /l. Ca. 7% af søarealet var dækket af rørskov og ca. 10 af flydebladsplanter, mens undervandsplanterne kun havde en beskeden udbredelse. Udsætningen fandt sted over en fire års periode dels i oktober (ca. 170 mm store) og dels i maj (ca. 30 mm store). Ved udsætningerne om efteråret blev der udsat henholdsvis 250 stk. pr hektar i 1987 og 90 stk. per hektar i 1989. Ved udsætningen om foråret blev der i 1989 udsat 640 stk. og i 1990 og 1991 3200 stk. pr. hektar. Udsætningerne i 1990 og 1991 blev estimeret til at svare til 10-20 gange den "naturlige" bestand.

Udsætningerne havde en markant effekt på tætheden af årsyngel af planktivore fisk (figur 5.7), og dermed også på den potentielle predation på dyreplanktonet. Mens der ikke var nogen klar effekt ved udsætning af 250 stk. geddeyngel pr. hektar, førte en udsætning af 640 eller flere pr. hektar til, at tætheden af planktivore fisk blev reduceret fra omkring 20.000 pr. hektar til omkring 1.000 pr. hektar. Prejs et al. (1993) konkluderer, at udsætning af gedder har størst effekt, hvis den finder sted på det tidspunkt, hvor de planktivore fiskelarver klækkes, dvs. for skallers vedkommende i Danmark normalt i maj.

Figur 5.7: Effekten af geddeudsætning på antallet af dyreplanktonædende fisk i den polske sø Wirbel. Efter Prejs et al. (1993). (Sort pil = udsætning af store gedder, hvid pil = udsætning af geddeyngel).



De foreløbige resultater af en massiv forårsudsætning af gedder gennem tre år i den 10 hektar store Lyngsø ved Silkeborg tyder endvidere på, at der kan spores en effekt også ned på planteplankton-niveau. Sommermiddel klorofyl-indholdet er således faldet fra 101 µg chl-a /l i 1989 før geddeudsætningen til 78 og 21 i henholdsvis 1990 og 1991 (tabel 5.7). Effekten var især markant i juni og juli. I 1992, hvor udsætningen var af mindre omfang, var klorofylindholdet tilbage på samme niveau som i 1989, hvilket ligesom det polske forsøg tyder på, at geddeudsætningen skal have et vist omfang for at få en afgørende effekt.

Tabel 5.7: Klorofyl-a indholdet ($\mu\text{g} / \text{l}$) samt antal gedder udsat (pr hektar) i Lyngsø.

År	Måned					middel	Antal gedder
	maj	jun	jul	aug	sep		
1989	77	28	125	164	111	101	0
1990	22	4	16	166	181	78	1500
1991	35	5	24	24	17	21	1200
1992	7	11	108	273	113	102	500

Ved forsøg i Tyskland var Benndorf et al. (1988) i stand til at begrænse mængden af planktivore fisk ved udsætning af sandart i den eutrofe Bautzen Reservoir. Effekten viste sig ikke som en forøgelse af den samlede dyreplanktonbiomasse, men som en forøgelse af *Daphnia*-mængden og dyreplanktonets gennemsnitlige størrelse. Tilsvarende skete en mindre forbedring i sigtddybden.

Endelig opnåede man efter udsætning af store aborrer (200 g) i Frederiksborg Slotssø (70 stk. pr. hektar) i forbindelse med opfiskning af skidtfisk kun marginale effekter (Jeppesen et al., 1989a; Riemann et al., 1990).

Sammenholdes alle disse resultater ser det ud til, at grundlaget for en effektiv rovfiskeudsætning i høj grad er betinget af en massiv udsætning, der er i stand til med det samme at yde et kraftigt predationstryk på skidtfiskeyngelen. Dette understreges ikke mindst af de polske undersøgelser samt af de foreløbige resultater fra Lyngsø.

Som antydnet af resultaterne fra Lyngsø må man forvente, at effekten af udsætning af gedder ligesom opfiskningen af skidtfisk er kortvarig, hvis søens næringsstofbelastning ikke er nedbragt tilstrækkeligt før indgrebet. Grimm & Backx (1990) har konkluderet, at den planktivore fiskeproduktion kun vil være lav nok til at kunne kontrolleres af geddebestanden, hvis fosforkoncentrationen er reduceret til mindre end 0,1-0,2 mg P /l, og hvis det plantedækkede søareal overstiger 30-50% af søens samlede areal. Dette betyder i praksis, at geddens kontrollerende effekt er begrænset til søer med lav næringsstofbelastning og/eller søer med forholdsvis store lavvandede områder.

Alternativt vil man i de mere næringsrige søer være nødt til at gentage indgrebet, hvis en bestemt fiskestruktur skal fastholdes. I praksis er sådanne plejeforanstaltninger dog måske ikke så afskrækkende som andre restaureringsmetoder, idet udsætningen af rovfisk er et relativt beskedent indgreb.

6 Konklusioner og anbefalinger

Med udgangspunkt i de fire problemstillinger, som er rejst i indledningen, vil vi i dette afsnit forsøge at give en status for den øjeblikkelig viden vedr. samspillet mellem undervandsplanter, fisk og plankton, som vi ser den. Herunder vil vi også komme med en række anbefalinger vedr. geddeudsætning og udplantning som restaureringsmetoder i lavvandede søer.

Før en egentlig gennemgang af de enkelte problemstillinger er det vigtigt at gøre sig klart, at forudsætningen for en vedvarende effekt af geddeudsætning eller udplantning af undervandsplanter, er at næringsstofftilførslen er tilstrækkelig lille. Dvs. totalfosforkoncentrationen må ikke overstige de 0,15 mg P /l, som er den øvre grænse for, hvornår man kan forvente et skift fra en ikke-klarvandet tilstand til en klarvandet tilstand. Jo længere man når ned under denne grænse, desto større er chancen for en succesfuld restaurering.

Første spørgsmål går på anvendeligheden af udsætning af gedder som en metode til sørestaurering. Forskellige undersøgelser synes her at give forskellige svar, hvilket understreger, at denne metodes anvendelighed og begrænsninger endnu ikke er fuldt afklaret. Dog mener vi ikke, at metoden på grundlag af den manglende effekt i Stigsholm Sø nødvendigvis skal forkastes, idet udsætningen på grund af manglende leveringsmuligheder her var forholdsvis lille.

De største chancer for en succesfuld udsætning af gedder, der fører til permanente ændringer i fiskestrukturen, opnås, hvis søen i forvejen har en stor planterandzone (i forhold til søareal) af rørskov, flydebladsplanter eller undervandsplanter, idet geddebestandens størrelse er meget afhængig af det plantefyldte areal. Hvis det plantefyldte areal er lille, er det vanskeligere at sikre sig en permanent effekt af udsætningen. For at sikre en ændret fiskebestand vil det være nødvendigt med gentagne udsætninger, indtil der er etableret en rimelig vegetation af f.eks. undervandsplanter. Dette kan betyde, at geddeudsætningen må foretages i adskillige år.

Resultaterne fra de forskellige undersøgelser peger endvidere på, at udsætningen bør være ret massiv for, at effekten kan slå ordentlig igennem til de næste led i fødekæden. Som en tommelfingerregel anbefaler vi, at der udsættes mindst 1.000 stk. geddeyngel pr. hektar. For at opnå en maksimal effekt bør udsætningen finde sted om foråret tæt på det tidspunkt, hvor æggene af de planktivore fisk klækkes. Dette sker for skallens vedkommende normalt i maj.

Næste spørgsmål går på mulighederne for gennem udplantning af undervandsplanter at gennemføre en sørestaurering. Svaret er her mere entydigt. Hvis der i søen stadigvæk findes, eller inden for de sidste få år har befundet sig områder med undervandsplanter, er det ikke nødvendigt at foretage en udplantning. Den naturlige vegetation vil fra selv forholdsvis små områder (få procent af søens areal)

under gunstige forhold kunne brede sig til resten af de koloniserbare områder i søen i løbet af få år.

Hvis søen ikke i forvejen har undervandsplanter, og tilførslen af spiredygtigt materiale fra opstrømsbeliggende søer er lille, er det muligt via udplantning at sikre en vegetation. Udplantningen kan ske enten ved at sætte stiklinger med eller uden rødder ned i bunden eller ved blot at sprede spiredygtige plantefragmenter. Største planteoverlevelse opnås, hvis der anvendes hele planter (dvs. incl. rødder), og hvis disse stikkes ned i bunden. Planternes skal udplantes på en fladbundet strækning - så de har mulighed for at brede sig - og på en vanddybde, der ikke overstiger sommerens middelsigt dybde. Til udplantningen bør anvendes arter, som i forvejen findes i vandløbssystemet, og arter, der er tolerante over for eutrofiering, som f.eks. kruset vandaks. Hvis udplantningen sker i foråret, kan en enkelt vandaks under gunstige forhold opnå at dække op til en kvadratmeter i løbet af en vækstsæsonen.

Tredie spørgsmål var rettet mod betydningen af planteædende fugle, dvs. i Danmark især blishøne og knopsvane. Resultaterne viser her, at planteædende fugle er i stand til mere eller mindre at nedgræsse en vegetation af undervandsplanter, hvis denne ikke er særlig udbredt. Betydningen heraf er derfor især vigtig i søer, hvor koloniseringen efter nedsat næringsstofbelastning og forbedret sigt dybde netop er startet. I søer, hvor undervandsplanterne er veletablerede, vil planteproduktionen normalt overstige fuglenes græsning, og undervandsplanterne vil derfor ikke være påvirket nævneværdigt af fuglene.

For at forhindre at fugle nedgræsser en svagt udviklet eller nyplantet undervandsvegetation, kan det være formålstjenligt at beskytte planterne v.h.a. net eller tråd, indtil undervandsplanterne har fået tilstrækkeligt fat.

Det sidste spørgsmål gik på den indbyrdes betydning af rovfisk og undervandsplanter for den overordnede struktur. Her peger undersøgelserne i Stigsholm på, at fiskene er underordnede undervandsplanterne. Hvis der således er undervandsplanter til stede i rimelige mængder (plantefyldt volumen > ca. 20%) betyder fiskestrukturen mindre for den overordnede vandkvalitet, og vandet vil som regel være forholdsvis klarvandet. Hvis der til gengæld kun er meget få eller ingen planter til stede, skal der kun en lav tæthed af planktivore fisk til, før dyreplanktonet reduceres så meget, at de ikke kan kontrollere mængden af planteplankton.

Derfor er det særdeles vigtig for udfaldet af restaurering af søer, uanset om dette sker via indgreb i næringsstofbelastning eller ved biomanipulation, at sikre sig, at undervandsplanterne kan etableres i rimelige mængder.

Det kan ikke ud fra denne rapport fastslås, hvilke planteeffekter, der har størst betydning for forbedringen i vandkvalitet. Dog taler resultaterne fra Stigsholm for, at effekten ikke kun går via forøgelsen af de planktoniske dyreplanktonarter og heller ikke kun via ændringer i intern næringsstofftilførsel. Planterne er således også

overordentligt vigtige for muligheden for at kunne etablere en passende gedde- eller aborrebestand, samt for at strukturen i denne bestand bliver drejet over i retning af forholdsvis mange små gedder og/eller store aborrer, der så vil være i stand til at kontrollere den planktivore fiskeyngel.

Det er dog samtidigt værd at bemærke, at der også ofte sker en forøgelse i mængden af små planktivore fisk i takt med øget udbredelse af undervandsplanter. Selv om dette altså ikke får den store effekt på vandkvaliteten, så længe der er mange undervandsplanter til stede, udgør de mange småfisk i vegetationen dog en potentiel fare for et pludseligt skift til uklart vand, hvis undervandsplanterne af den ene eller anden grund svækkes i udbredelse. Det er derfor vigtigt, at næringsstofftilførslen reduceres så meget, at f.eks. ugunstige klimatiske svingninger ikke er nok til at slå planterne ud.

Som det fremgår af den foregående besvarelse, er der stadig en række uafklarede spørgsmål vedrørende bl.a. interaktionerne mellem planter, fisk og plankton. Det er f.eks. stadigvæk et spørgsmål, på hvilke områder undervandsplanterne mere specifikt styrer den overordnede struktur. Dette og andre områder vil i de kommende år blive genstand for yderligere undersøgelser i forbindelse med Det strategiske Miljøforskningsprogram, hvorunder også de forskellige strukturende biologiske mekanismer, som synes at virke anderledes i brakvandssøer end i ferskvandssøer, vil blive undersøgt.

Hansen, A.M., E. Jeppesen, S. Bosselmann & P. Andersen, 1992. Zooplankton i søer - metoder og artsliste. Miljøprojekt nr. 205. Miljøstyrelsen.

Higgins, P.J. 1985. An interactive computer program for population estimation using the Zippin method. *Aquaculture and fisheries management* 1: 287-295.

Irvine, K., B. Moss & H. Balls 1989. The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology* 22: 89-107.

Jagtman, E., S.H. Hamper, M-L. Meijer & E. Donk 1990. The role of fish-stock management in eutrophication control in shallow lakes in the Netherlands. In: EIFAC. *Inland Fisheries of Europe* (ed. W.A. Dill).

Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, R.B. Eriksen, M. Hammershøj, B. Petersen, E. Mortensen, J.P. Jensen & A. Have 1993. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, in press.

Jeppesen, E., M. Søndergaard & H. Rossen 1989a. Restaurering af søer ved indgreb i fiskebestanden. Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, 73 sider.

Jeppesen, E., J. P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær, A-M. Hansen & J. Windolf 1989b. Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. *Vand og Miljø* 8: 345-349.

Jeppesen, E., J.P. Jensen & P. Kristensen 1991a. Fosfor i lavvandede søer. *Vand & Miljø* 3: 122-126.

Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard, A-M. Hansen & J.P. Jensen 1991b. Dyreplanktonet som miljøindikator. *Vand & Miljø* 8: 394-398.

Kautsky, L., 1990. Seed and tuber banks of aquatic macrophytes in the Askoe area, northern Baltic proper. *Holarct. Ecol.* 13: 143-148.

Kjørboe, T. 1980. Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund (Ringkøbing Fjord, Denmark), and the impact of waterfowl grazing. *Jour. of Appl. Ecology* 17: 675-687.

Kristensen, P., B. Kronvang, E. Jeppesen, P. Græsbøll, M. Erlandsen, A. Rebsdorf, A. Bruhn, M. Søndergaard 1990. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989, Ferske vandområder. Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, 130 sider + bilag.

Kristensen, P., J. P. Jensen, E. Jeppesen & M. Erlandsen 1991. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990, søer. Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, 104 sider + bilag.

- Lauridsen, T., E. Jeppesen & M. Søndergaard 1993. Recolonization and succession of submerged macrophytes in shallow lake Væng during the first five years following fish manipulation. *Hydrobiologia*, in press.
- Lauridsen, T., F.Ø. Andersen & E. Jeppesen 1990. Retablering af bundplanterne i Væng Sø. *Vand & Miljø* 5: 159-166.
- Madgwick, J. 1991. Restoration of water quality and aquatic life in the Broads, United Kingdom, i: *Wetland Management and restoration*, (eds.: Finlayson og Larsson): 87-93.
- Meijer, M.L., M.W. de Haan & H. Buiteveld, 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303-314.
- Meijer, M-L., E. Jeppesen, E. Van Donk, B. Moss, M. Scheffer, E. Lammens, E. van Nes, B.A. Faafeng & J.P. Jensen 1993. Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes: interpretation of five year results for four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark.
- Mortensen, E., H. J. Jensen, J. P. Müller & M. Timmermann 1990. Overvågningsprogram, fiskeundersøgelser i søer, 60 sider.
- Nichols, S.A. & B.H. Shaw, 1986. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* 131: 3-21.
- Olofsson, L., 1991. Retablering af undervandsvegetation i Stigsholm Sø. Danmarks Miljøundersøgelser og Botanisk Institut, Århus Universitet. Specialrapport, 85 pp.
- Olrik, K. 1991. Planteplankton - metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelse af planteplankton i søer og marine områder. 108 s. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 187.
- Ozimek, T., R.D. Gulati & E. van Donk, 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia* 200/201: 399-407.
- Persson, L. 1990. A field experiment on the effects of interspecific competition from roach, *Rutilus rutilus* (L.), on age at maturity and gonad size in perch, *Perca fluviatilis* (L.). *Journal of Fish Biology* 37: 899-906.
- Persson, L. & L.A. Greenberg 1990. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 59: 97-106.
- Prejs, A., A. Martyniak, S. Boron, P. Hliwa & P. Koperski 1993. Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: effect of stocking with juvenile pike on planktivorous fish. *Hydrobiologia*, in press.

Riemann, B., K. Christoffersen, H.J. Jensen, J.P. Müller, C.L. Lindgaard & S. Bosselmann 1990. Ecological consequences of a manual reduction of roach and bream in a eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia* 200/201:241-250.

Sarnelle, O. 1992. Nutrient enrichment and grazer effects on phytoplankton in lakes. *Ecology* 73(2): 551-560.

Savino, J.F. & R.A. Stein 1989. Behaviour of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental biology of fishes* 24: 287-293.

Scheffer, M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200/201: 263-273.

Scheffer, M. & J. Beets 1993. Ecological models and the pitfalls of causality. *Hydrobiologia*, in press.

Skotte Møller, H. 1970. Midtjyllands Fugle. Ornitologiske undersøgelser i Midtjylland - Meddelse nr. 2.

Smits, A.J.M., P.H. van Avesaath & G. van der Velde, 1990. Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes: *Nymphaea alba* (L.), *Nuphar lutae* (L.) Sm and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze. *Freshwat. Biol.* 24: 315-326.

Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh water. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433-471.

Søndergaard, M., E. Jeppesen, E. Mortensen, E. Dall, P. Kristensen & O. Sortkjær 1990. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 200/201: 229-240.

Timms, R.M. & B. Moss, 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 29: 472-486.

Van Wijk, R.J., 1989. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. III. Reproductive strategies and germination ecology. *Aquatic Botany* 33: 271-299.

Viborg amtskommune 1992. Vurdering af miljøtilstanden i Viborgsøerne, 69 sider + bilag.

Whiteside, M.C. 1988. 0+ fish as major factors affecting abundance patterns of littoral zooplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23:1710-1713.

Winfield, I.J. 1986. The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus*

rutilus, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch *Perca fluviatilis*.
J. Fish Biol. 29: 37-48.

Wright, R.M. & V.E. Phillips, 1992. Changes in aquatic vegetation of two gravel pit lakes after reducing the fish population density. Aquatic Botany, 43: 43-49.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

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

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 15 14

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

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

