



Borup Sø 1989-2003

Løbenr.: 6

2004

Eksemplar nr.: 1/3



**Teknisk
Forvaltning**

V **VANDMILJØ**
overvågning

VANDMILJØovervågning

Borup Sø

1989-2003

Titel: VANDMILJØovervågning. Borup Sø 1989-2003

Udarbejdet af: Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning

Tekst og figurer: Per Helmgard

Kortmateriale: Udsnit af kort- og Matrikelstyrelsens kort er gengivet med copyright Kort- og Matrikelstyrelsens tilladelse. Kort- og Matrikelstyrelsen 1992/KD.86.1035.

Tryk: 1. oplag

ISBN: 87-7800-607-4

Købes hos: Roskilde Amt, Biblioteket, Køgevej 80, 4000 Roskilde, tlf.: 46 30 35 09

Pris: 50 kr.

Internet: Rapporten kan også læses på www.ra.dk.

Indholdsfortegnelse

1. **Sammenfatning 5**
2. **Indledning 8**
3. **Klimatiske forhold 9**
4. **Sø- og oplandsbeskrivelse samt målsætning 11**
5. **Søtilløb - vandføring og stofkoncentrationer 13**
 - 5.1 Vandføring 13
 - 5.2 Fosfor 13
 - 5.3 Kvælstof 14
6. **Vandbalance 15**
7. **Stofbalance 17**
 - 7.1 Fosfor 17
 - 7.2 Kvælstof 19
 - 7.3 Jern 20
8. **Fysisk-kemiske målinger i søen 22**
 - 8.1 Næringsstoffer 22
 - 8.2 Øvrige målinger i søvandet 24
9. **Biologiske målinger i søen 26**
 - 9.1 Planteplankton 26
 - 9.2 Dyreplankton 27
 - 9.3 Undervandsplanter 29
 - 9.4 Fisk 30
 - 9.5 Bundfauna 32
 - 9.6 Samspillet mellem næringsstoffer, plankton, bunddyr og fisk 32
10. **Søsedimentets fosforpulje 34**
11. **Tungmetaller og miljøfremmede stoffer 35**
12. **Konklusion 38**
13. **Referencer 39**
14. **Bilagsfortegnelse 41**

Forord

I 1987 vedtog Folketinget Vandmiljøplanen, hvis formål er at reducere udledningen af næringsstoffer til vandmiljøet. For at kunne følge effekterne af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen, blev der i efteråret 1988 iværksat et intensivt overvågningsprogram af grundvand, spildevand, overfladevand og atmosfæren.

Som en del af dette program blev 37 søer udpeget som overvågnings søer. Søerne blev udvalgt således, at de er repræsentative for de øvrige danske søer. I Roskilde Amt er udvalgt to overvågnings søer, Gundsømagle Sø og Borup Sø. Antallet af overvågnings søer er senere reduceret til 31.

Ved revisionen af overvågningsprogrammet i 1998 ændredes overvågningen fra specifikt at være rettet mod at opgøre effekterne af de reduktionsmål, der bl.a. blev opstillet i Vandmiljøplanen, til at omfatte vandmiljøets tilstand i en bredere forstand. Eksempelvis er overvågningen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer nu integreret i overvågningsprogrammet. Samtidig ændrede overvågningsprogrammet navn fra "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" til "Nationalt Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003", i daglig tale blot NOVA-2003. Hele NOVA 2003 overvågningsprogrammet er beskrevet i /1/.

Fra 1. januar 2004 er NOVA overvågningsprogrammet afløst af NOVANA overvågningsprogrammet, der er tilpasset de forpligtigelser, der er stillet i Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet. NOVANA overvågningsprogrammet er beskrevet i /2/.

Det nye overvågningsprogram for søer adskiller sig væsentligt fra det foregående. Antallet af intensivt overvågede søer er reduceret til 23, mens et stort antal søer/vandhuller nu skal overvåges mere ekstensivt.

Borup Sø er fra og med 1. januar 2004 overgået fra at være én af de intensivt undersøgte søer til en udpegning som en ekstensivt undersøgt sø. Det betyder, at Borup Sø fremover kun vil blive undersøgt hvert tredje år efter et reduceret undersøgelsesprogram.

Som regionale myndigheder er det amternes opgave at føre tilsynet med overvågnings søerne. Amtene behandler de indsamlede data og udgiver årligt rapporter om tilstanden og udviklingen i de enkelte overvågnings søer. De indsamlede data overføres endvidere til DMU, der på baggrund af disse data og amternes rapporter sammenfatter resultaterne fra alle søerne i en årlig statusrapport.

Som følge af Borup Sø's overgang fra en intensivt til en ekstensivt undersøgt sø er nærværende rapport foreløbig den sidste, hvor søen behandles særskilt.

1. Sammenfatning

Med en gennemsnitstemperatur lokalt på 8,4 °C var 2003 noget over normalen på 7,8 °C. Især juli og august var varmere end normalt, men også i årets to sidste måneder var middeltemperaturen højere end normalt.

Nedbørsmæssigt faldt der lokalt 539 mm regn mod normalens 630 mm. Især februar og marts var usædvanlig nedbørsfattige, men faktisk var nedbørsmængden fra sensommeren og året ud markant under normalen. Omvendt var april, maj og juli ganske regnfulde.

De små nedbørsmængder resulterede i en vandtilførsel på 1,056 mill. m³, hvilket kun er godt det halve af gennemsnittet for 1989-2002 på 1,9 mill. m³.

Den beskedne vandtilførsel betød, at middellopholdstiden i søen i 2003 blev 26 dage mod et gennemsnit på 22 dage for perioden 1989-2002.

Den samlede fosfortilførsel på 137 kg var noget under gennemsnittet på 213 kg for 1989-2002. Søen tilbageholdte i 2003 70 kg af den tilførte fosfor, hvilket omvendt er lidt mere end i gennemsnittet af årene.

En undersøgelse i 2002 af fosforindholdet i tilløbet Borup Bæk umiddelbart op- og nedstrøms landsbyen Lammestrup viser, at der tilledes en betydelig mængde fosfor til vandløbet på denne strækning. Selve Lammestrup er separatkloakeret, men undersøgelsen tyder på, at der tilledes en eller anden form for spildevand til vandløbet på netop denne strækning.

Den samlede kvælstoftilførsel på 5,2 ton var væsentligt under gennemsnittet på 13 ton for 1989-2002. Den lave kvælstoftilførsel skyldtes primært de små nedbørsmængder i efteråret og vinteren, der betød en langt mindre kvælstofudvaskning end normalt. Søen tilbageholdte 1,2 ton kvælstof, hvilket var lidt under gennemsnittet for 1989-2002 på knap 1,6 ton.

Fosforindholdet i søvandet var med et årgennemsnit på 98 µg P/l identisk med årsmidlen i 1997, der var overvågningsperiodens hidtil laveste. Tilsvarende var sommergennemsnittet på 143 µg P/l lavt sammenlignet med de foregående år, uden dog at nå helt ned på niveauet i 1996-97.

Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof var med 2,57 mg N/l overvågningsperiodens hidtil absolut laveste, hvilket også var tilfældet med sommermiddelkoncentrationen på 1,51 mg N/l.

Set for hele perioden 1989-2003 kan der konstateres et signifikant fald i koncentrationen af både totalfosfor og kvælstof i søvandet.

Sommermiddelsigtedybden på 1,23 meter var periodens hidtil absolut bedste. Faktisk var sigtedybden kun en enkelt gang i sommeren 2003 under 1,1 meter.

Sommermiddelbiomassen af planteplankton var med 4,8 mm³/l overvågningsperiodens hidtil laveste. Planteplanktonet var karakteriseret ved at være domineret af flagellater, der er i stand til at leve delvist heterotroft. Denne udvikling henimod en dominans af heterotrofe arter tog for alvor fart i 2002 og indikerer, at der er mangel på uorganiske næringsstoffer i søen.

Sommermiddelbiomassen af dyreplankton steg igen markant i forhold til året før, men var med 638 µg tv/l stadig lidt under gennemsnittet for perioden 1989-2002. Dyreplanktonet var antageligt ikke fødebegrænset i 2003. Dafnierne kan dog potentielt have været været fødebegrænset i maj, midten af juni og i november.

Dyreplanktonets græsningstryk på algerne var generelt lavt i 2003 og kun i korte perioder har dyreplanktonet været i stand til at regulere mængden af alger i søen.

I 2000 blev der for første gang i mange år observeret undervandsplanter i søen og der blev derfor iværksat en undersøgelse af undervandsplanternes udbredelse i søen i 2002. For at følge udviklingen blev der også i 2003 foretaget en undersøgelse af undervandsvegetationen. Denne undersøgelse viste, at antallet af kvadratmeter med undervandsplanter er steget fra knap 5.000 m² i 2002 til godt 13.000 m² i 2003. Samtidig er tætheden af undervandsplanter øget markant i forhold til året før.

Forekomsten af undervandsplanter i søen er endnu relativ beskedne, men et godt tegn på at søens tilstand er ved at blive bedre.

I 1996 blev der indledt en opfiskning af søens store fredsikebestand med det formål, at fremskynde en positiv udvikling i søen. Siden opfiskningen blev påbegyndt, er der i alt fjernet 10 ton skaller og brasener fra søen.

Fiskebestandens samlede biomasse er i 2003 skønnet til ca. 1,5 ton hvoraf rovfiskene udgør ca. 30%. Til sammenligning var fiskebestandens biomasse før opfiskningen knap 4 ton, hvoraf rovfiskene kun udgjorde godt 10%.

På trods af den massive opfiskning er den forventede udvikling i aborrebestanden endnu ikke indtruffet. Aborrebestandens biomasse var således i 2003 ca. 0,5 ton, hvilket er uændret i forhold til året før. Fiskeundersøgelsen i 2003 viste samtidig, at aborrernes vækst og konditionsforhold generelt stadig er ringe hvilket indikerer, at der stadig er stor fødekonekurrence blandt fiskene.

Undervandsplanternes tilbagevenden og udbredelse i søen vil uden tvivl komme til at spille en vigtig rolle fremover for hvorvidt de forbedringer i søens tilstand, der har været de seneste år, også kan fastholdes. Først og fremmest kan undervandsplanterne via en næringskonkurrence med algerne stabilisere den opklaring i søen, der har fundet sted. Dernæst skaber undervandsplanterne levested for en mængde smådyr, der tjener som føde for fiskene. Især aborrebestanden må forventes at få gavn af dette, da de opvoksende aborrers vækst- og konditionsforhold tyder på en hård fødekonekurrence i søen. En styrkelse af aborrebestanden vil så igen kunne medvirke til at holde fredfiskebestanden nede.

Søens bundfauna har udviklet sig markant siden 1994. Fra at have været både arts- og individfattig, rummer bundfaunaen nu både mange arter og en stor individtæthed. Denne udvikling skyldes både nedfiskningen af brasenbestanden, der har medført et langt mindre prædationstryk på bunddyrene, og som nævnt indvandringen af undervandsplanter, der har skabt levebetingelser for såvel flere arter som et større antal individer.

Den udvekselige (mobile) fosforpulje i søsedimentet er i 2003 beregnet til 110 - 250 kg fosfor, hvilket er lidt mindre end ved undersøgelserne i 1990 og 1997. Faldet i den mobile fosforpulje skyldes næppe frigivelse fra sedimentet, da der i alle årene på nær 1993 har været en nettotilbageholdelse af fosfor i søen. Forklaringen er sandsynligvis den, at der er sket en øget forekomst af fosfor i de puljer, der ikke er mobile.

I 2003 blev der undersøgt for 75 forskellige miljøfremmede stoffer i vandfasen. 9 af stofferne blev fundet i én eller flere af de seks målerunder. Seks af stofferne tilhørte gruppen af pesticider, mens de resterende tre tilhørte gruppen af PAH'er. Hyppigst forekommende stoffer var glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA, der begge blev fundet ved samtlige 6 målerunder, hvilket også var tilfældet ved en tilsvarende undersøgelse i 2001. Glyphosat er aktivstoffet i en række ukrudtsmidler, bl.a. Roundup.

Borup Sø er generelt målsat (B) hvilket bl.a. indebærer krav til en gennemsnitlig fosforkoncentration mindre end 100-150 µg P/l og en sigtddybe ikke under 1 meter, begge beregnet som sommer-

gennemsnit. Desuden er der krav om en udbredt undervandsvegetation og en varieret og alsidig fiskebestand uden masseforekomst af fredfisk.

Søen opfyldte i 2003 for første gang i mange år kravet til såvel sigtddybe som fosforniveau i søvandet.

Sammenfattende viser resultaterne fra overvågningen i 2003, at søen er inde i en positiv udvikling, men også, at tilstanden endnu ikke er stabil. Af afgørende betydning for søens udvikling i de kommende år er det, at næringsstoffilførslen til søen reduceres yderligere. Lykkes dette ikke, er der risiko for, at søen igen udvikler sig i en negativ retning.

Udviklingen gennem hele overvågningsperioden for udvalgte nøgleparametre er summarisk angivet i tabel 1. Eventuelle udviklingstendenser for hele perioden 1989-2003 er undersøgt ved hjælp af lineær regressionsanalyse og resultaterne af denne analyse er angivet ved hjælp af symboler. Det skal bemærkes, at da den foretagne analyse som nævnt er baseret på hele overvågningsperioden, vil en eventuel ny udvikling inden for de sidste par år ikke nødvendigvis statistisk slå igennem.

Table 1. Nøgleparametre i 2003, gennemsnit for 1989-2002 samt udviklingen i 1989-2003 i belastningsforhold, vandkemi og biologiske parametre. Evt. statistisk signifikante ændringer er undersøgt vha. lineær regressionsanalyse. +/-, +/---, +++/--- og ++++/---- svarer til en stigning/reduktion på henholdsvis 10%, 5%, 1% og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

Parameter	Enhed	2003	Gns. 1989-2002	Udvikling
Opholdstid	år	0,071	0,060	0
Fosforbelastning	t/år	0,137	0,213	0
	mg/m ² /dag	3,95	6,15	0
Indløbskoncentration (Q-vægtet)	mg P/l	0,128	0,121	0
P-retention (excl. magasin)	mg/m ² /dag	2,01	1,30	0
	%	50,9	20,8	0
Kvælstofbelastning	t/år	5,200	13,009	0
	mg/m ² /dag	149,96	375,17	0
Indløbskoncentration (Q-vægtet)	mg N/l	4,78	6,98	---
N-retention (excl. magasin)	mg/m ² /dag	34,98	45,07	0
	%	23,3	15,0	0
Sediment PTOT (0-2 cm dybde)	mg P/g tv	2,0		
Sediment NTOT (0-2 cm dybde)	mg N/g tv			
Fe:P (0-2 cm dybde)		6		
P total år	mg P/l	0,098	0,136	--
P total sommer	mg P/l	0,143	0,202	-
PO4-P år	mg P/l	0,028	0,026	0
PO4-P sommer	mg P/l	0,039	0,024	0
N total år	mg N/l	2,57	4,30	---
N total sommer	mg N/l	1,51	2,59	----
Uorganisk N år	mg N/l	1,40	2,54	--
Uorganisk N sommer	mg N/l	0,01	0,25	---
pH år		8,1	8,2	0
pH sommer		8,2	8,4	---
Sigdybde år	m	1,26	0,97	+
Sigdybde sommer	m	1,23	0,64	+++
Klorofyl år	µg/l	27	61	----
Klorofyl sommer	µg/l	33	96	---
Suspenderet stof år	mg SS/l	8,1	16,6	----
Suspenderet stof sommer	mg SS/l	9,8	26,8	----
Planteplanktonbiomasse år	mm ³ /l	4,2	10,6	--
Planteplanktonbiomasse sommer	mm ³ /l	4,8	17,9	-
% blågrønalger sommer	%	0,0	23,7	-
% kiselalger sommer	%	41,7	44,5	0
% grønalger sommer	%	14,6	11,4	0
Dyreplanktonbiomasse år	µg TV/l	510	424	---
Dyreplanktonbiomasse sommer	µg TV/l	638	731	---
% hjuldyr sommer	%	6,0	16,4	0
% vandlopper sommer	%	59,7	38,7	0
% cladoceer sommer	%	34,3	45,0	0
% Daphnia af cladoceer	%	51,1		
Græsningstryk sommer				
Pot. græsning				
% af planteplanktonbiomasse	%	30,1	22,4	0
% af planteplanktonbiomasse < 50 µm	%	31,6	65,3	--
Fisk				
Total antal (CPUE-garn)	stk.	101		
Total vægt (CPUE-garn)	kg	4,490		
% rovfisk i antal (CPUE-garn)	%	61		
% rovfisk i vægt (CPUE-garn)	%	32		
Fiskeyngel i littoralen	stk./m ³	6,818		
Fiskeyngel i pelagiet	stk./m ³	1,914		

2. Indledning

Borup Sø indgår under det nationale overvågningsprogram af vandmiljøet (NOVA) og er udvalgt som repræsentant for den type af søer, hvor næringsstofbelastningen primært stammer fra landbrugsdrift.

Nærværende rapport omhandler resultaterne fra overvågningen af Borup Sø i 2003 samt udviklingen siden 1989. I overensstemmelse med paradigmet /3/ er der i år tale om en normalrapportering.

Der er i rapporten generelt fokuseret på eventuelle udviklingstendenser i perioden 1989-2003 samt på sammenhænge mellem de fysisk-kemiske forhold, dyre- og planteplanktonet og søens fiskebestand.

I 2003 er der udover det faste tilsyn foretaget en fiskeundersøgelse med henblik på stadig at følge effekterne af den opfiskning, der blev indledt i 1996. Endvidere er sedimentets indhold af fosfor undersøgt og der er foretaget en analyse af miljøfremmede stoffer i søvandet. Endelig er der udenfor NOVA-programmet foretaget en undersøgelse af udbredelsen af undervandsplanter i søen.

Data fra tilsynet i 2003 er videresendt til DMU, hvor de vil indgå i den nationale rapportering af miljøtilstanden i overvågningssøerne.

Som nævnt i forordet er tilsynet med Borup Sø fra og med 2004 overgået fra et intensivt tilsyn hvert år til et ekstensivt tilsyn hvert tredje år. Det betyder, at denne rapport om søen er den foreløbig sidste i rækken.

3. Klimatiske forhold

Klimatiske forhold påvirker både direkte og indirekte de vandkemiske og biologiske forhold i en sø. Store nedbørsmængder, specielt i vinterhalvåret, betyder eksempelvis generelt en større udvaskning af næringsstoffer fra dyrkede arealer og dermed en tilsvarende større transport af disse næringsstoffer til søen.

På samme måde spiller temperaturen eksempelvis en rolle for udviklingen af plante- og dyreplanktonet over året og for de forskellige fiskearters gydesucces. Derfor er klimatiske forskelle fra år til år af væsentlig betydning for tolkningen af årets måleresultater.

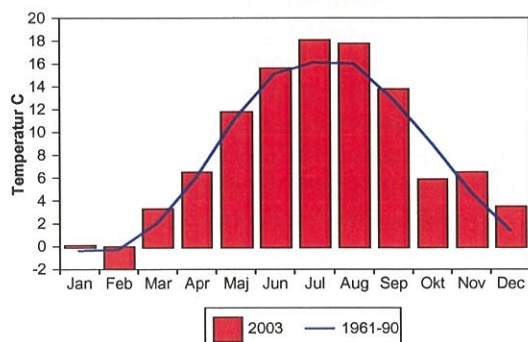
I det følgende beskrives de klimatiske forhold i 2003 og der sammenlignes med "normaler" forstået som gennemsnit for en længere årrække. I erkendelse af, at eksempelvis nedbørsmængderne varierer betragteligt fra landsdel til landsdel, er der for flere af parametrene anvendt data fra søens nære opland. Dette opland svarer typisk til et område på 20 x 20 km², for nedbørens vedkommende dog 10 x 10 km².

Års- og månedsmidler for temperatur, nedbør, fordampning, solskinstimer, indstråling og vindstyrke findes i bilag 1.

Temperatur

Med en gennemsnitstemperatur på 8,4°C i området omkring søen var 2003 ikke helt så varm som 2002, men stadig noget over normalen for 1961-90 på 7,8 °C. Set for hele landet var middeltemperaturen på 8,7°C den 11. højest registrerede siden målingerne begyndte i 1874.

Lufttemperatur (Borup Sø)



Figur 1. Gennemsnitlig månedstemperatur i 2003 sammenlignet med perioden 1961-90 (data fra DMI 20x20 km² grid 20156).

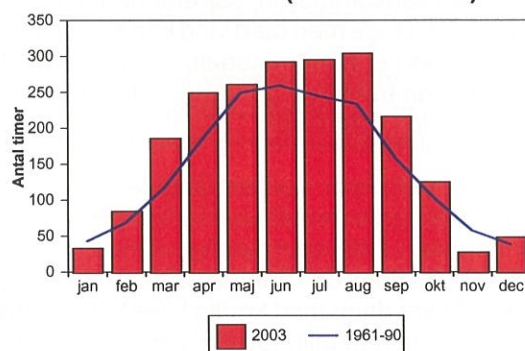
Især i juli og august var middeltemperaturen markant højere end normalen, men også årets sidste to måneder var væsentligt varmere end normalt. I de øvrige måneder var temperaturen enten omkring normalen eller derover på nær februar og oktober, der var koldere end normalt (figur 1).

Solskinstimer

Antallet af solskinstimer i 2003 opgjort ved målestationen ved Kbh's Lufthavn var 2.120 mod normalt 1.754 (gennemsnit for perioden 1961-90). Også i sommerperioden maj - september var antallet af solskinstimer med 1.368 større end normalens 1.143 timer.

Som det fremgår af figur 2, var især perioderne marts-april og juni-september meget solrige, mens der i januar og november omvendt var færre solskinstimer end normalt. På landsplan blev året det anden mest solrige år siden målingerne startede i 1920.

Solskinstimer (Kbh. Lufthavn)

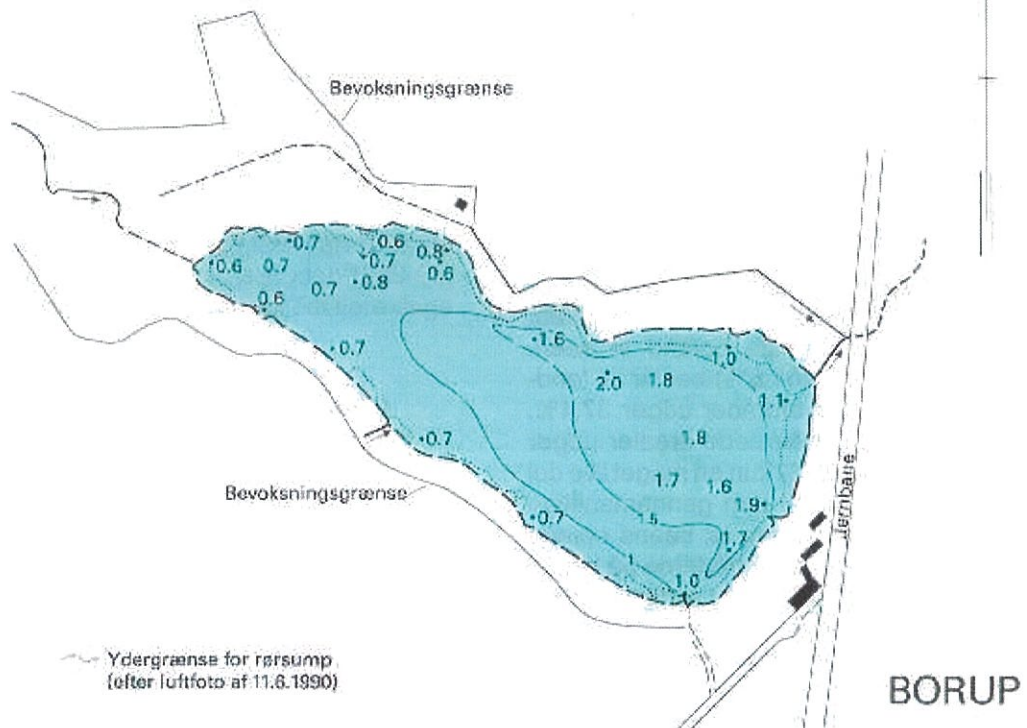
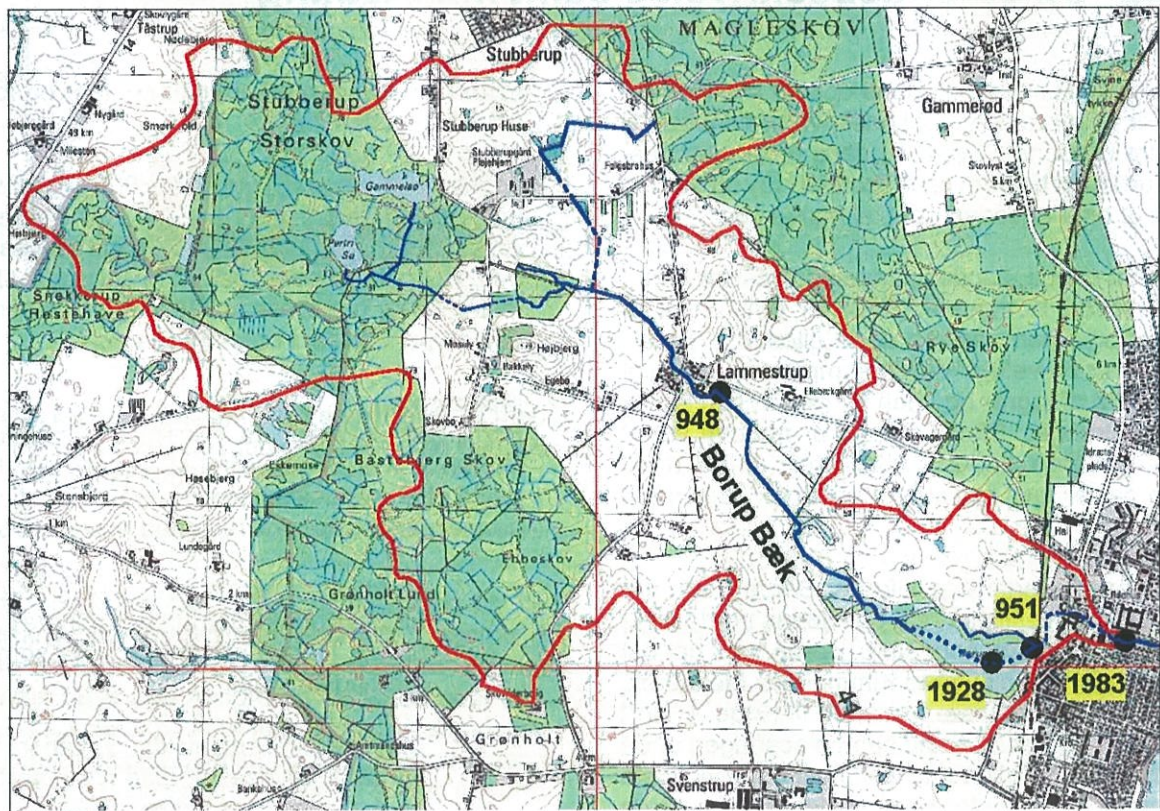


Figur 2. Antallet af solskinstimer pr. måned i 2003 sammenlignet med perioden 1961-90 (data fra Kbh's Lufthavn).

Nedbør

Den samlede årsnedbør ved søen i 2003 var med 539 mm en del under de 630 mm, der er gennemsnittet ved søen for perioden 1961-90. Også på landsplan var 2003 et relativt tørt år.

Som det fremgår af figur 3, var både februar og marts usædvanlig nedbørsfattige, mens april-maj og juli omvendt var ganske regnfulde. Fra sensommeren og året ud var nedbørsmængden igen markant under normalen.



Figur 5. Kort over Borup Sø med topografisk opland og angivelse af målestationer samt kort over søen med angivelse af dybdegrænser.

5. Søtiløb - vandføring og stofkoncentrationer

Målinger af vandføring og stofkoncentration er foretaget på station 948 i Borup Bæk, der er det eneste egentlige tilløb til Borup Sø. Ud af det samlede opland til Borup Sø på 757 ha, dækker målestationen et opland på 425 ha, svarende til en fordeling af målt og umålt opland på henholdsvis 56% og 44%.

Vandføringen er siden 1989 målt kontinuerligt på stationen, mens vandprøver til bestemmelse af stofkoncentrationer er udtaget 26 gange årligt.

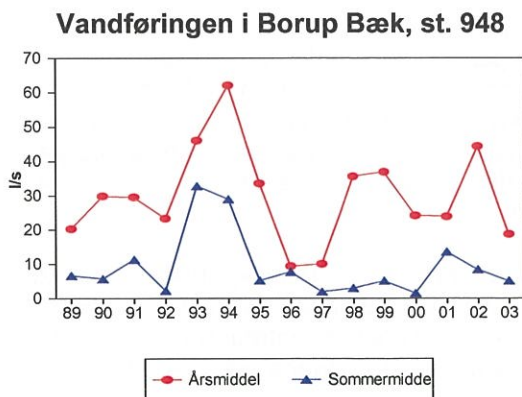
Samleskema for års- og sommermiddelværdier i tilløbet på station 948 for henholdsvis vandføring, fosfor- og kvælstofkoncentrationer findes i bilag 4.

5.1 Vandføring

Figur 6 viser vandføringen i Borup Bæk på station 948 i perioden 1989-2003 angivet som tidsvægtede års- og sommermidler.

Årsmiddelvandføringen i 2003 var med 18,7 l/s den tredje laveste i overvågningsperioden og dermed noget under gennemsnittet for 1989-2002 på 30,6 l/s (median 29,7 l/s).

Sommermiddelvandføringen i 2003 var med 5,1 l/s ligeledes noget under gennemsnittet for 1989-2002 på 9,6 l/s, men tæt på medianen for samme periode på 6,2 l/s.



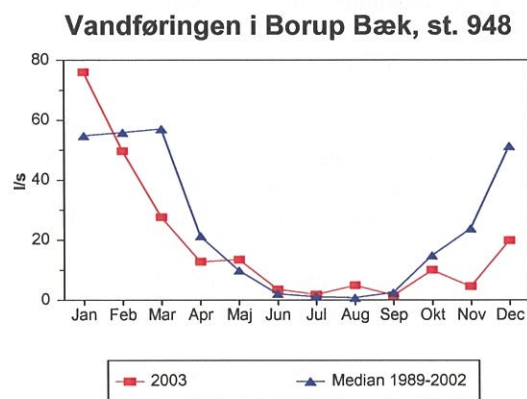
Figur 6. Års- og sommermiddelvandføring i Borup Bæk, st. 948, i perioden 1989-2003.

Figur 7 viser månedsmiddelvandføringen på st. 948 i 2003 samt medianværdierne for perioden 1989-2002. Vandføringen i tilløbet er primært styret af overfladeafstrømningen og dermed af forholdet mellem nedbørsmængde, fordampning og nedsivning.

Som det er karakteristisk for vandløbene i den østlige del af landet, varierer vandføringen også i

Borup Bæk meget markant over året, med den største vandføring om vinteren og en meget lav vandføring om sommeren, hvor vandløbet i perioder kan tørre helt ud.

Vandføringen i tilløbet var i årets første måned noget større end normalt, men faldt derefter hurtigt som følge af den lille nedbørsmængde i februar og marts. Over sommeren var vandføringen som sædvanlig beskedent, men dog lidt større i august end normalt. I efteråret og vinteren faldt der generelt mindre regn end normalt, hvilket førte til en markant lavere vandføring fra september og året ud sammenlignet med månedsmedianen for 1989-2002.



Figur 7. Vandføringen i tilløbet Borup Bæk, st. 948, angivet som månedsmidler for 2003 og som månedsmidianværdier for perioden 1989-2002.

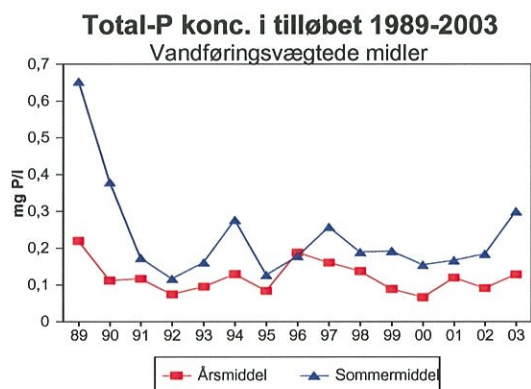
5.2 Fosfor

Koncentrationen af fosfor i tilløbet følger i vid udstrækning vandføringen. I vinterperioden, hvor vandføringen er størst, ligger fosforkoncentrationen ret konstant omkring 50-100 µg P/l. I sommerperioden stiger fosforkoncentrationen derimod i takt med at vandføringen falder. Denne stigning skyldes primært det forhold, at fosforudledningen fra enkelt-ejendomme ikke fortyndes i samme grad i sommerperioden som følge af den lavere vandføring.

Figur 8 viser den vandføringsvægtede koncentration af totalfosfor beregnet som års- og sommermidler for perioden 1989-2003.

Bortset fra, at den vandføringsvægtede sommermiddelmiddelvandføring i de første to år af overvågningsperioden var noget højere end i den resterende del af perioden, har der ikke været nogen entydig udviklingstendens i den vandføringsvægtede fosforkoncentration i tilløbet. Statistisk kan der da heller ikke påvises et eventuelt fald set for hele perioden 1989-2003.

I 2003 var den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationen med 128 µg P/l tæt på gennemsnittet for 1989-2002 på 121 µg P/l (median 115 µg P/l).

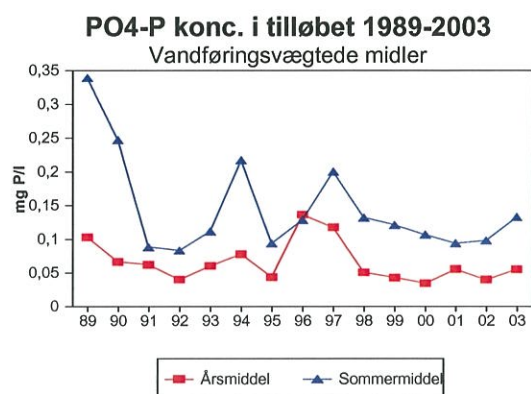


Figur 8. Udviklingen i den vandføringsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af totalfosfor i perioden 1989-2003.

Den vandføringsvægtede sommermiddelkoncentration i 2003 var med 300 µg P/l den højeste siden 1990 og markant over gennemsnittet for 1989-2002 på 230 µg P/l (median 182 µg P/l). Den høje værdi i 2003 skyldes primært en relativ høj fosforkoncentration i tilløbet i maj måned.

Figur 9 viser udviklingen i den vandføringsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af opløst fosfat gennem overvågningsperioden.

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration i 2003 var med 55 µg PO₄/l i niveau med de foregående fem år og dermed lidt under gennemsnittet på 66 µg PO₄/l for perioden 1989-2002. Sommermidlen var med 133 µg PO₄/l steget lidt i forhold til de sidste 4-5 år, men stadig lidt under gennemsnittet på 147 µg PO₄/l for 1989-2002.



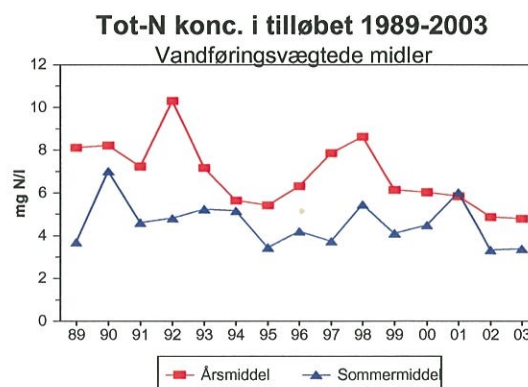
Figur 9. Udviklingen i den vandføringsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af opløst fosfat i perioden 1989-2003.

Der kan ikke statistisk påvises en udvikling i den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af opløst fosfat i perioden 1989-2003, mens der for den tilsvarende sommermiddelkoncentration kan påvises et svagt signifikant fald (lineær regressionsanalyse, P < 0,10).

5.3 Kvælstof

Modsat fosforkoncentrationen er kvælstofkoncentrationen i tilløbet generelt højest om vinteren og lavest i sommerperioden.

Figur 10 viser udviklingen i den vandføringsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af totalkvælstof i tilløbet.



Figur 10. Udviklingen i den vandføringsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af totalkvælstof i perioden 1989-2003.

Årsmidlen for 2003 var med 4,78 mg N/l overvågningsperiodens hidtil laveste og markant under gennemsnittet på 6,98 mg N/l for perioden 1989-2002. Sommermidlen var med 3,38 mg N/l en smule højere end i 2002, men stadig periodens anden laveste (gennemsnit 1989-2002 4,76 mg N/l).

Set for hele overvågningsperioden 1989-2003 har der været et signifikant fald i den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kvælstof i tilløbet (lineær regressionsanalyse, P < 0,01).

6. Vandbalance

Beregningsgrundlag

Vandbalancerne for 1989-97 er beregnet ved brug af EDB-programmet STOQ-sømodul, version 3.30, mens der for 1998-2001 er anvendt STOQ-sømodul windows vers. 4.0 til 4.6. Fra 2002 er anvendt STOQ SQL-server sømodul vers. 2.07.

De beregnede vandbalancer for 2003 opdelt på månedsbasis findes i bilag 5. Års- og sommerværdier for 1989-2003 findes i bilag 6.

Vandføringen er siden 1989 målt kontinuerligt i tilløbet (st. 948) og afløbet vha. Q/H målere. Ved undersøgelserne i 1983 og 1988 blev vandføringen målt med vingemåler i forbindelse med udtagning af vandprøver. På baggrund af den dermed forbundne store usikkerhed på vandbalancen i 1983 og 1988 er vand- og stofbalancer fra disse år ikke vurderet nærmere.

I STOQ-sømodul opstilles vandbalancen på baggrund af det målte bidrag fra tilløbet, det beregnede bidrag fra umålt opland, den målte fraførsel i afløbet, nedbør og fordampning samt magasineringen i søen som følge af vandstandsændringerne. Vandbalancen afstemmes herefter som tilført overfladevand minus fraført overfladevand, hvor den eventuelt resterende positive eller negative vandmængde henregnes som udveksling med grundvandet, henholdsvis som grundvandsindsivning eller som udsivning til grundvandet.

I forbindelse med temarapporteringen i 1995 /6/ blev det vurderet som meget tvivlsomt, at der sker en grundvandsindsivning til søen. På den baggrund blev det konkluderet, at forskellen mellem tilført og fraført overfladevand ved vandbalanceberegningerne dels skyldes usikkerhed på opgørelsen af de til- og fraførte vandmængder og dels usikkerhed på magasinændringer i søen.

Til- og fraførte vandmængder

Vandbalanceberegningen for 2003 samt gennemsnits- og medianværdier for perioden 1989-2002 er vist i tabel 3. Den samlede vandtilførsel i 2003 var med 1,056 mill. m³ kun godt det halve af gennemsnittet for perioden 1989-2002 på 1,9 mill. m³.

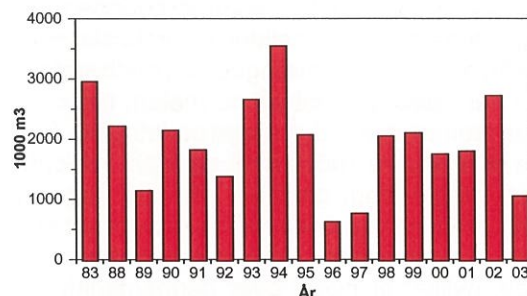
Den beregnede grundvandsudsivning var i 2003 på 0,152 mill. m³ svarende til knap 15 % af den samlede vandtilførsel. Som nævnt ovenfor er der antagelig primært tale om en usikkerhed på vandbalancen.

Tabel 3. Til- og fraførte vandmængder i 1000 m³.

	År 2003	Gns. 1989-2002	Median 1989-2002
Nedbør	60	66	67
Fordampning	61	56	58
Målt opland	590	965	936
Umålt opland	468	770	749
Afløb	913	1863	1896
Magasin	-9	0	1
Ind-/udsivning	-152	118	127
Samlet tilførsel	1056	1900	1937
Samlet fraførsel	1065	1900	1937

I figur 11 er vist de årlige tilførte vandmængder for 1983 og 1988-2003. Beregningerne for 1983 samt 1988 skal som nævnt tages med et forbehold, idet vandføringen disse år kun er målt med vingemåler i forbindelse med udtagning af vandkemiprøver. Som det kan ses på figuren, varierer den tilførte vandmængde til søen betragteligt fra år til år, med vandmængder omkring 0,6 - 0,8 mill. m³ i tørre år som 1996-97 og op til 3,5 mill. m³ i våde år som 1994.

Tilførte vandmængder 1983 og 1988-2003



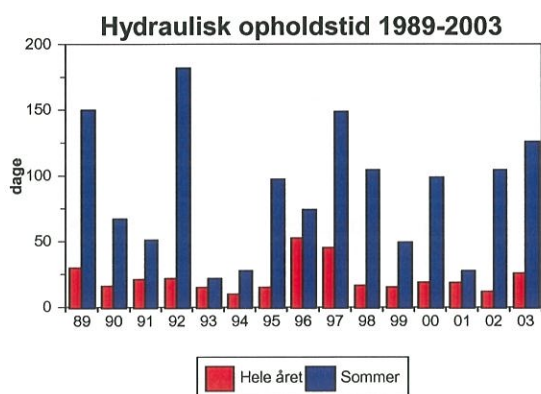
Figur 11. Tilførte vandmængder i 1983 og 1988-2003. De angivne vandmængder er for 1983 og 1988 tilført overfladevand. I perioden 1989-2003 er den beregnede indsivning lagt til overfladevandet.

Vandtilførslen i 2003 på 1,056 mill. m³ var overvågningsperiodens tredje laveste, idet vandtilførslen til søen kun var lavere i de meget tørre år 1996 og 1997.

Hydraulisk opholdstid

Den hydrauliske opholdstid for søvandet afhænger af vandføringen i tilløbet og dermed af nedbørsmængden. I år med en stor nedbørsmængde er opholdstiden derfor normalt kort og omvendt lang i nedbørsfattige år.

Figur 12 viser den gennemsnitlige opholdstid på års- og sommerbasis for overvågningsperioden. I 2003 var den gennemsnitlige opholdstid på årsbasis 26 dage mod gennemsnittet for perioden 1989-2002 på 22 dage (median 18 dage). Som det ses på figuren, har den gennemsnitlige opholdstid på årsbasis varieret betydeligt - fra 10 dage i 1994 til 53 dage i 1996.



Figur 12. Års- og sommergennemsnitlig opholdstid i perioden 1989-2003.

Som følge af den tidligere omtalte karakteristiske årstidsvariation i vandføringen i tilløbet, er den gennemsnitlige opholdstid i sommerperioden normalt langt større end opholdstiden på årsbasis (figur 12). I de år, hvor nedbørsmængden og nedbørsfordelingen har været tættest på normalen, har opholdstiden i sommerperioden været omkring 50-75 dage. I de tørre somre 1989, 1992 og 1997 var opholdstiden meget lang, omkring 150-200 dage, mens opholdstiden i regnfulde somre er nede omkring 25 dage. I sommeren 2003 var opholdstiden 126 dage, hvilket er noget over gennemsnittet på 86 dage (median ligeledes 86) for perioden 1989-2002.

7. Stofbalance

Beregningsgrundlag

Stofbalanceberegningerne for 1989-97 er foretaget vha. STOQ-sømodul, vers. 3.30, mens der for 1998-2001 er anvendt STOQ-sømodul windows vers. 4.0 til 4.6. Fra 2002 er anvendt STOQ SQL-server sømodul vers. 2.07. Stofbalanceberegningerne omfatter totalfosfor, totalkvælstof og totaljern.

Stofbalancerne for 2003 på månedsbasis findes i bilag 5. Årlige stofmængder 1989-2003 samt vandføringsvægtede indløbskoncentrationer for de nævnte parametre findes i bilag 6.

Da de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer til søen er identiske med koncentrationerne i tilløbet Borup Bæk, vil de ikke blive nærmere behandlet i dette afsnit. Der henvises i stedet til afsnit 5.

I 1993 blev prøvetagningsstrategien ændret i forhold til de foregående år. Tidligere blev der udtaget prøver i sø og afløb sideløbende, men i perioden 1993-97 er prøverne i vinterperioden skiftevis udtaget i søen og i afløbet, mens der i sommerperioden ikke er udtaget afløbsprøver. I stedet er de målte søvandskoncentrationer anvendt som afløbsprøver.

Siden 1998 er der igen udtaget separate prøver i afløbet svarende til det normale program (26 prøver/år).

I beregningerne er stoftransporten fra det umålte opland fundet ved at arealkorrigeres med det målte opland. Det er dermed antaget, at stofkoncentrationerne fra det målte og umålte opland er ens.

Ved beregningsmetoden er det endvidere antaget, at de ind- og udsivende grundvandsmængder, som STOQ-sømodul programmet beregner, primært er et udtryk for usikkerheden på vandbalancen (jf. afsnit 6). Det betyder, at der reelt er tale om overfladevand. Stofbidraget fra "indsivende grundvand" til søen er derfor beregnet ved brug af vandføringsvægtede stofkoncentrationer i det målte tilløb (station 948). Dette svarer til de anbefalinger, som en teknisk arbejdsgruppe med repræsentanter fra amterne og Danmarks Miljøundersøgelser har givet /7/.

Da beregningsprogrammet STOQ-sømodul tidligere kun kunne anvende en enkelt værdi pr. år for stofkoncentrationen i det indsvivende "grundvand", er der i beregningerne 1989-1998 anvendt vandføringsvægtede årsmidler af stofkoncentrationen i tilløbet. I 1999-2002 er anvendt de målte stofkoncentrationer i tilløbet, mens der i 2003 er anvendt vandføringsvægtede månedskoncentrationer i tilløbet. Stoftransporten fra søen via udsivende

"grundvand" er beregnet ved brug af interpolerede stofkoncentrationer i søvandet.

7.1 Fosfor

Årlige til- og fraførsler samt tilbageholdelse

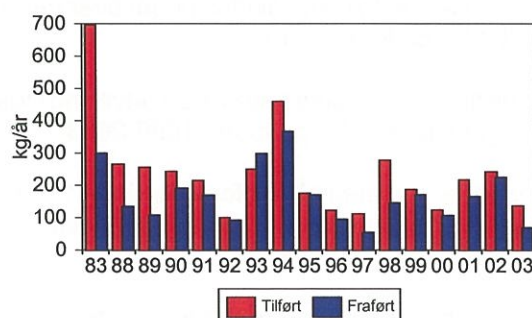
Den samlede til- og fraførsel samt den beregnede tilbageholdelse af fosfor i 2003 er vist i tabel 4. Søen blev tilført 137 kg fosfor, hvilket er noget under gennemsnittet for perioden 1989-2002 på 213 kg. Tilbageholdelsen i 2003 er beregnet til 70 kg mod et gennemsnit for 1989-2002 på 45 kg.

Tabel 4. Til- og fraført samt tilbageholdt fosfor i kg.

	År 2003	Gns. 1989-2002	Median 1989-2002
Atmosfærisk dep.	1	1	1
Målt opland	76	109	104
Umålt opland	60	86	83
Afløb	68	163	167
Ind-/udsivning	-1	11	13
Magasin	-2	0	0
Retention	70	45	43
Samlet tilførsel	137	213	217
Samlet fraførsel	69	169	167

I figur 13 er vist den årlige til- og fraførsel af fosfor i 1983 og 1988-2003. Som tidligere nævnt er vandføringen i tilløbet ikke målt kontinuert i 1983 og 1988, hvorfor fosforbalancen for disse to år er behæftet med stor usikkerhed.

Fosforbalance 1983 og 1988-2003



Figur 13. Til- og fraførsel af fosfor i 1983 og 1988-2003.

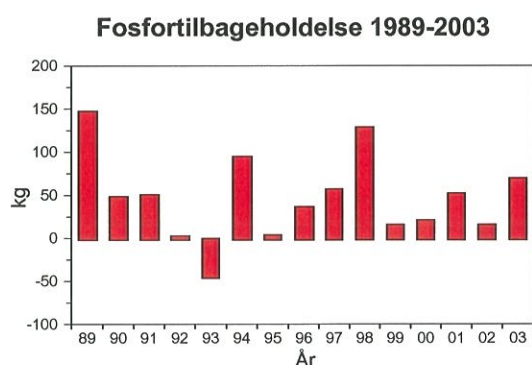
I 1983 var den beregnede fosfortilførsel på knap 700 kg og dermed væsentligt højere end i nogen af de efterfølgende år. Denne meget store fosfortilførsel

sel er næppe reel, men fremkommet som følge af den usikre opgørelse af vandtilførslen dette år, hvor vandføringen i tilløbet er beregnet ud fra et beskedent antal vandføringsmålinger udført med vingemåler.

Betragtes perioden 1989-2003 har fosfortilførslen svinget mellem 460 kg i 1994 - der var et meget nedbørsrigt år - og 100 kg i 1992 - der omvendt var et meget nedbørsfattigt år.

Der kan ikke statistisk påvises ændringer i fosfortilførslen i overvågningsperioden.

I figur 14 er vist den beregnede årlige fosfortilbageholdelse i 1989-2003. Pånær i 1993, hvor gennemskyningen af søen begyndte i det meget tidlige efterår, har søen hvert år tilbageholdt fosfor. Denne tilbageholdelse har som maksimum været op til knap 150 kg, svarende til ca. 1,5 g P/m² søareal.



Figur 14. Den beregnede fosfortilbageholdelse (excl. magasinerings) i kg for perioden 1989-2003.

I hovedparten af årene har tilbageholdelsen dog været væsentlig mindre med et gennemsnit for perioden 1989-2002 på 45 kg/år svarende til knap 0,5 g P/m² søareal pr. år. Tilbageholdelsen af fosfor i 2003 var med 70 kg således noget over gennemsnittet for de foregående år.

Statistisk kan der ikke påvises en udvikling i fosfortilbageholdelsen for perioden 1989-2003.

Samlet er sedimentets fosforpulje siden 1989 øget med ca. 700 kg svarende til ca. 7,4 g fosfor pr. m² søareal.

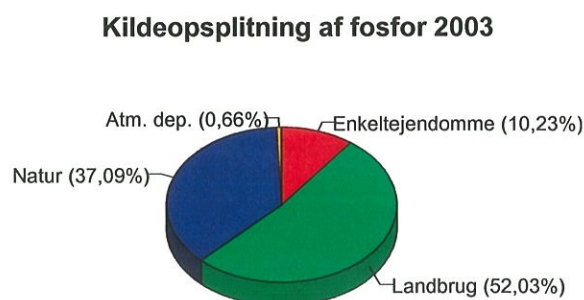
Fosfortilbageholdelsen finder typisk sted i 1. samt 3.-4. kvartal. I 2. kvartal frigives derimod normalt fosfor fra sedimentet, og det er i høj grad denne årligt tilbagevendende fosforfrigivelse i det sene forår og forsommeren, der styrer søvandets fosforkoncentration i sommerperioden, hvor der føres meget lidt fosfor til søen via tilløbet. Frigivelsen af fosfor i det sene forår og forsommeren er antagelig

primært betinget af temperaturstigningen, der medfører forøget biologisk aktivitet i sedimentet.

Kildeopsplitning

De årlige eksterne tilførsler af fosfor opdelt på belastningskilder fremgår af bilag 7, der endvidere indeholder den anvendte beregningsmetode.

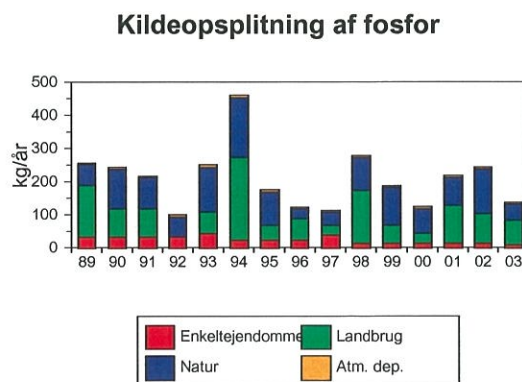
I figur 15 er vist de enkelte kilders bidrag til fosfortilførslen i 2003. Atmosfærebidraget er som det fremgår af figuren af en meget beskedent størrelse, hvorfor der reelt kun er 3 fosforkilder tilbage af betydning: bidraget fra enkeltejendomme, bidraget fra landbrug samt naturbidraget.



Figur 15. Kildeopsplitning af fosfortilførslen i 2003.

I 2003 udgjorde landbrugsbidraget med 52% godt halvdelen af den samlede fosfortilførsel. Naturbidraget udgjorde med 37% det næststørste bidrag, mens bidraget fra enkeltejendomme med 10% stort set udgjorde resten.

I figur 16 er vist de enkelte kilders bidrag i perioden 1989-2003.



Figur 16. Fosfortilførslen til Borup Sø 1989-2003 fordelt på belastningskilder.

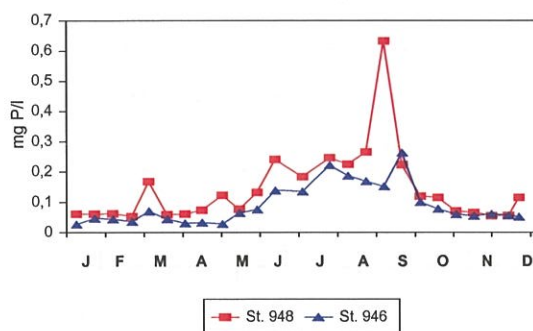
Som gennemsnit for perioden 1989-2003 har landbrugsbidraget tegnet sig for ca. 39% af den

samlede fosfortilførsel, mens bidraget fra enkelt-ejendomme har udgjort ca. 15%. Sidstnævnte bidrag er muligvis underestimeret, da fosforkoncentrationen i tilløbet specielt i sommerperioden tyder på et ikke uvæsentligt spildevandsbidrag. Endelig har naturbidraget og det atmosfæriske bidrag i gennemsnit udgjort henholdsvis 45% og knap 1%.

For at undersøge om de forholdsvis høje fosforkoncentrationer i tilløbet kunne stamme fra spildevand, blev der i 2002 udtaget prøver både opstrøms og nedstrøms landsbyen Lammestrup i tilløbet Borup Bæk.

Som det fremgår af figur 17, er fosforkoncentrationen generelt højere nedstrøms Lammestrup. En beregning af fosfortransporten henholdsvis op- og nedstrøms Lammestrup i 2002 viser, at ud af de i alt ca. 240 kg fosfor, der blev tilført søen, stammer omkring 50 kg fra strækningen ved Lammestrup. Selve Lammestrup by er separatkloakeret, men meget tyder altså på, at der alligevel tilføres vandløbet en eller anden form for spildevand på denne strækning.

Fosforindhold i Borup Bæk 2002



Figur 17. Fosforkoncentrationen i tilløbet i 2002 henholdsvis opstrøms Lammestrup (st. 946) og nedstrøms Lammestrup (st. 948).

7.2 Kvælstof

Årlige til- og fraførsler samt tilbageholdelse

Den samlede til- og fraførsel samt den beregnede tilbageholdelse af kvælstof i 2003 er vist i tabel 5. Søen blev tilført 5,2 ton kvælstof, hvilket er langt under gennemsnittet for perioden 1989-2002 på 13 ton. Den lave kvælstoftilførsel i 2003 skyldes primært de små nedbørsmængder i efteråret og vinteren, der betød en langt mindre kvælstofudvaskning end normalt.

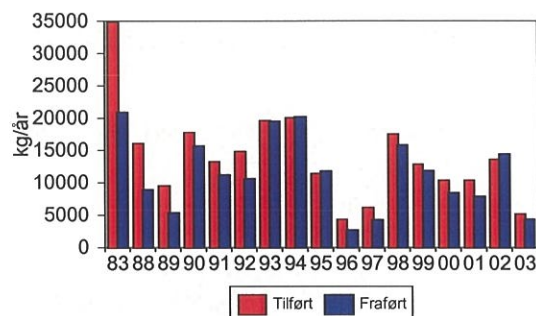
Kvælstoftilbageholdelsen var med 1,2 ton derimod kun lidt under gennemsnittet for 1989-2002 på knap 1,6 ton. I procent tilbageholdte søen 23% af den tilførte kvælstof, hvilket var lidt over gennemsnittet for 1989-2002 på 15%.

Tabel 5. Til- og fraførsel samt tilbageholdt kvælstof i kg.

	År 2003	Gns. 1989-2002	Median 1989-2002
Atmosfærisk dep.	143	154	143
Målt opland	2.821	6.516	6.758
Umålt opland	2.237	5.203	5.382
Afløb	3.719	11.281	10.938
Ind-/udsivning	-657	972	1018
Magasin	-389	1	-33
Retention	1.213	1.563	1.421
Samlet tilførsel	5.200	13.009	13.093
Samlet fraførsel	4.376	11.445	11.529

Den årlige til- og fraførsel af kvælstof i 1983 og 1988-2003 er vist i figur 18. Den tilsyneladende meget store kvælstoftilførsel i 1983 skal tages med et stort forbehold som følge af, at vandtilførslen dette år er meget usikkert bestemt.

Kvælstofbalance 1983 og 1988-2003



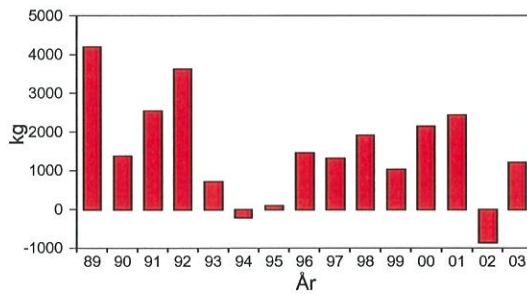
Figur 18. Til- og fraførsel af kvælstof i 1983 og 1988-2003.

Kvælstoftilførslen har gennem perioden 1989-2003 svinget mellem godt 4 ton i det tørre år 1996 til godt 20 ton i 1994, der var et meget nedbørsrigt år.

Variationen i kvælstoftilførslen er således primært styret af de klimatiske forhold, og statistisk kan der da heller ikke påvises en egentlig udvikling i kvælstoftilførslen for perioden 1989-2003.

I figur 19 er vist den beregnede årlige kvælstoftilbageholdelse i 1989-2003. Som det fremgår af figuren, varierer tilbageholdelsen ganske betydeligt fra år til år. Dette hænger sammen med, at tilbageholdelsen ikke alene afhænger af den tilførte kvælstofmængde, der som nævnt varierer ganske betydeligt, men også af hvor meget nedbør der falder og hvornår, samt af opholdstiden i søen.

Kvælstoftilbageholdelse 1989-2003



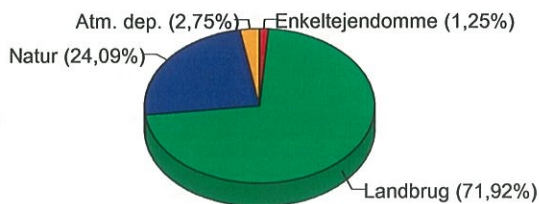
Figur 19. Den beregnede kvælstoftilbageholdelse (excl. magasinering) i kg for perioden 1989-2003.

Statistisk kan der ikke påvises en udvikling i kvælstoftilbageholdelsen.

Kildeopsplitning

Fordelingen af den tilførte kvælstof i 2003 på belastningskilder er vist i figur 20. Langt hovedparten (72%) stammer fra landbrugsområder, mens den resterende del stort set udgøres af naturbidraget.

Kildeopsplitning af kvælstof 2003

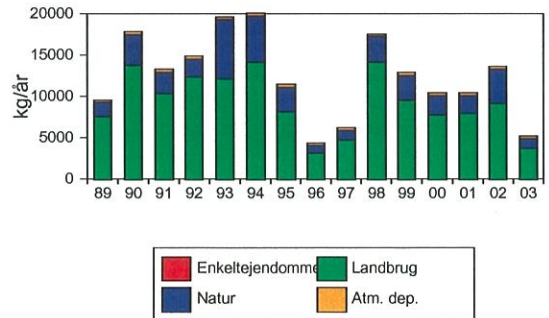


Figur 20. Kildeopsplitning af kvælstoftilførslen i 2003.

Denne fordeling er tæt på gennemsnittet for 1989-2003, hvor landbrugsbidraget har udgjort 74,5%, naturbidraget 23,1%, bidraget fra enkeltejendomme 0,9% og endelig det atmosfæriske bidrag 1,6% (figur 21). Der er således reelt kun to betydende kilder til kvælstofbelastningen - landbrugsbidraget og naturbidraget.

Som det også fremgår af figuren, var kvælstoftilførslen i 2003 usædvanlig lille sammenlignet med de foregående år pånær 1996 og 1997, der begge var meget nedbørsfattede år.

Kildeopsplitning af kvælstof



Figur 21. Kvælstoftilførslen til Borup Sø 1989-2003 fordelt på belastningskilder.

7.3 Jern

Årlige til- og fraførsler samt tilbageholdelse

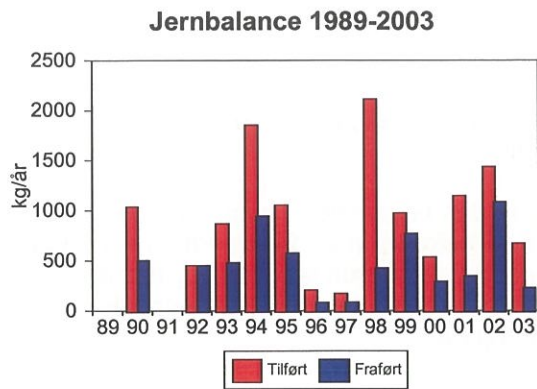
Den til- og fraførte jernmængde i 2003 samt den beregnede tilbageholdelse er vist i tabel 6. Tilførslen i 2003 var med knap 0,7 ton under gennemsnittet for 1989-2002 på knap 1 ton.

Tabel 6. Til- og fraført samt tilbageholdt jern i kg.

	År 2003	Gns. 1989-2002	Median 1989-2002
Atmosfærisk dep.	0	0	0
Målt opland	345	487	468
Umålt opland	273	388	373
Afløb	231	497	459
Ind-/udsvivning	53	105	44
Magasin	-27	-1	-3
Retention	467	485	359
Samlet tilførsel	671	988	1.007
Samlet fraførsel	231	505	467

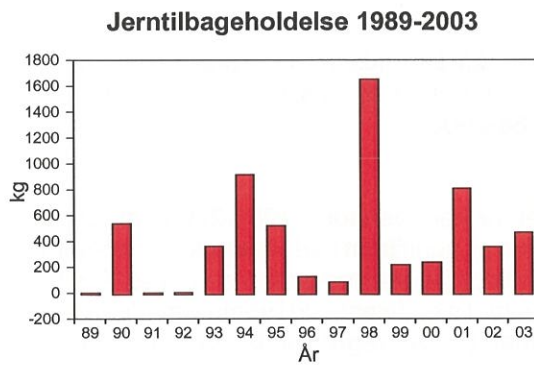
Som det fremgår af figur 22, har jerntilførslen varieret betydeligt fra år til år. Den største jerntilførsel på godt 2 ton fandt sted i 1998, mens der omvendt kun blev tilført omkring 200 kg i de tørre år 1996-97.

Søen tilbageholdte i 2003 knap 0,5 ton jern, hvilket er tæt på gennemsnittet for perioden 1989-2002 (figur 23). De knap 0,5 ton i 2003 svarer til ca. 70% af den tilførte jernmængde, hvilket er noget over gennemsnittet på 45% for perioden 1989-2002.



Figur 22. Til- og fraførsel af jern i 1990 og 1992-2003. Der er ikke opstillet jernbalancer for 1989 og -91, hvor der ikke blev målt for jernindhold i tilløbet.

Tilbageholdelsen har i de fleste år været på omkring halvdelen af den tilførte jernmængde. Nogle år skiller sig dog markant ud i forhold til de øvrige år, med enten en meget lille eller meget stor tilbageholdelse.



Figur 23. Den beregnede jerntilbageholdelse (excl. magasinering) i kg for 1990 og 1992-2003.

8. Fysisk-kemiske målinger i søen

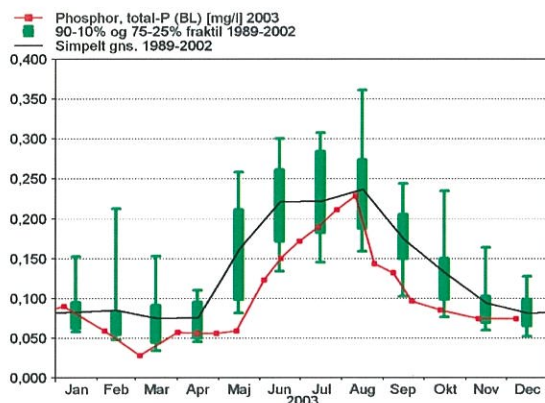
I dette afsnit præsenteres nogle af de målte parametre i søvandet i 2003 og en eventuel udvikling i perioden 1989-2003 er vurderet. Års- og sommermidler for samtlige målte parametre i søvandet samt figurer over udviklingsforløb findes i bilag 8.

8.1 Næringsstoffer

Total fosfor

Fosforkoncentrationen i søen har i alle årene været karakteriseret ved lave værdier i vinterperioden, hvor søvandskoncentrationen stort set er identisk med indløbskoncentrationen som følge af den korte opholdstid. I sommerperioden løber der normalt kun meget lidt vand til søen, og indløbskoncentrationen er derfor af mindre betydning. Søvandskoncentrationen stiger i sommerperioden til relativt høje værdier, typisk omkring 200-250 µg P/l, som følge af en fosforfrigivelse fra sedimentet kombineret med den lange opholdstid.

Figur 24 viser denne udvikling i fosforkoncentrationen i søvandet over året. I 2003 lå fosforkoncentrationen i årets første måned omkring normalen for herefter at falde til et meget lavt niveau i begyndelsen af marts. Fosforkoncentrationen steg herefter lidt, men holdt sig dog på et stabilt, lavt niveau indtil midten af maj, hvorefter den steg støt. Årets højeste fosforkoncentration på 228 µg P/l blev nået midt i august, hvorefter koncentrationen igen faldt brat. Sammenlignet med gennemsnittet for 1989-2002 lå fosforkoncentrationen i 2003 generelt markant under normalen.

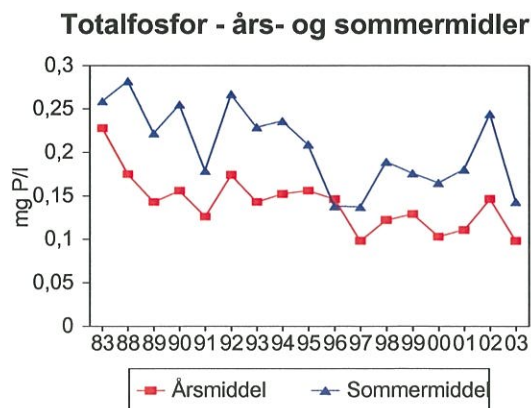


Figur 24. Koncentrationen af fosfor i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Figur 25 viser udviklingen i års- og sommermiddelkoncentrationen af fosfor i søvandet i perioden 1989-2003. I 2003 var den tidsvægtede årsmiddelkoncentration af fosfor med 98 µg P/l identisk med

årsmidlen i 1997, der var overvågningsperiodens hidtil laveste.

Også den tidsvægtede sommermiddelkoncentration af fosfor var med 143 µg P/l lav sammenlignet med de foregående år, uden dog helt at nå ned på niveauet i 1996 og 1997 på henholdsvis 138 og 137 µg P/l.

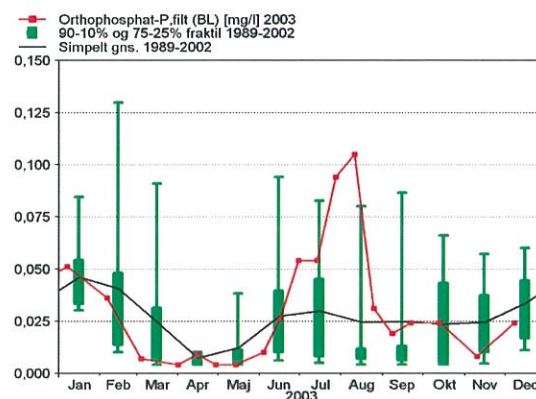


Figur 25. Den tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af totalfosfor i søvandet 1983 og 1988-2003.

Set for hele perioden 1989-2003 kan der konstateres et signifikant fald i årsmiddelkoncentrationen af fosfor (lineær regressionsanalyse, $P < 0,05$) og et svagt signifikant fald i sommermiddelkoncentrationen (lineær regressionsanalyse, $P < 0,10$).

Opløst fosfat

Søvandets indhold af opløst fosfat ($PO_4\text{-P}$) i 2003 samt gennemsnittet for 1989-2002 er vist i figur 26.

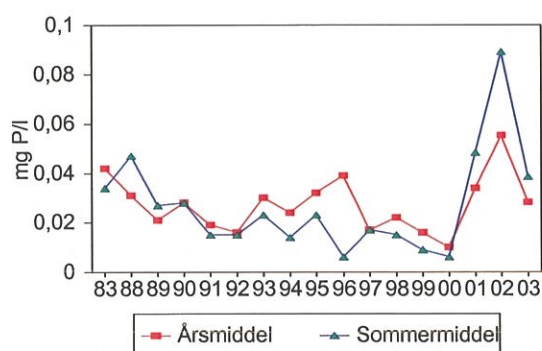


Figur 26. Koncentrationen af opløst fosfat i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Tidligere faldt indholdet af opløst fosfat i sommerperioden til under detektionsgrænsen som følge af algerne optag. Opløst fosfat var derfor normalt en potentiel begrænsende faktor for algevæksten i søen om sommeren. Dette mønster har de senere år ændret sig markant i takt med, at algebiomassen i søen er faldet. I 2001 og 2002 kunne der således i modsætning til de foregående år måles meget høje fosfatkoncentrationer over sommeren. Dette var også tilfældet i 2003, hvor koncentrationen af fosfat var meget høj i juni-august. Fosfat var således kun kortvarigt i foråret og forsommeren potentielt begrænsende faktor for algerne vækst.

Udviklingen i den gennemsnitlige års- og sommermiddelkoncentration af fosfat er vist i figur 27.

Fosfat, års- og sommermidler



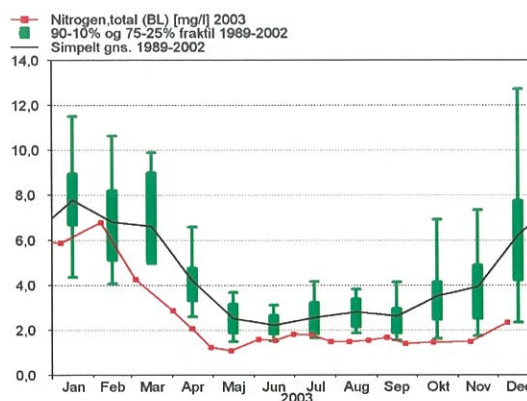
Figur 27. Den tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af opløst fosfat i søvandet 1983 og 1988-2003.

Som følge af sommerens høje koncentrationer af opløst fosfat lå både års- og sommermidlen af opløst fosfat højt i 2003. Dermed er det faldt i både års- og sommermidlen, der kunne registreres for perioden 1989-2000, tilsyneladende definitivt forbi.

Total kvælstof

Modsat fosforkoncentrationen er kvælstofkoncentrationen i søvandet sædvanligvis højest i vinterperioden som følge af de høje kvælstofkoncentrationer i tilløbet i denne periode.

Kvælstofkoncentrationen i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 er vist i figur 28. Kvælstofkoncentrationen lå i 2003 generelt markant under månedsmidlerne for 1989-2002. De lave søvandskoncentrationer i 2003 afspejler både det generelle fald, der er sket i kvælstofniveauet i tilløbet gennem overvågningsperioden, og den mindre kvælstofudvaskning i 2003 som følge af de små nedbørsmængder i foråret samt igen fra sensommeren og året ud.

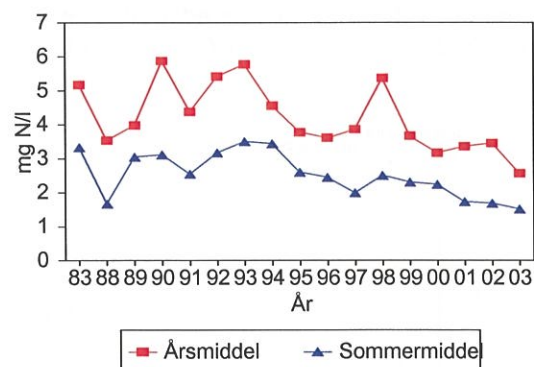


Figur 28. Koncentrationen af kvælstof i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Søvandets indhold af totalkvælstof beregnet som henholdsvis års- og sommermidler i 1983 og 1988-2003 er vist i figur 29. I 2003 var årsmiddelkoncentrationen 2,57 mg N/l, hvilket er den suverænt laveste i overvågningsperioden.

Sommermiddelkoncentrationen af totalkvælstof i 2003 var med 1,51 mg N/l ligeledes den hidtil laveste i perioden.

Totalkvælstof - års- og sommermidler



Figur 29. Den tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af totalkvælstof i søvandet 1983 og 1988-2003.

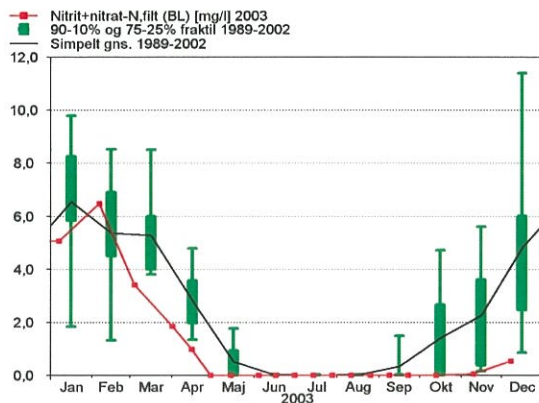
Set for hele perioden 1989-2003 kan der konstateres et signifikant fald i både års- og sommermiddelkoncentrationen af kvælstof i søvandet (lineær regressionsanalyse, $P < 0,01$ og $P < 0,001$ for henholdsvis års- og sommermidlen).

Uorganisk kvælstof

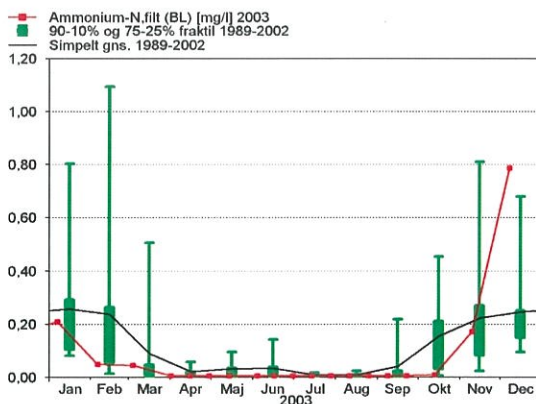
Langt hovedparten af den kvælstofmængde der tilføres søen, er på nitratform og stammer fra dyrkede arealer. Koncentrationen af uorganisk kvælstof i søen er derfor sædvanligvis høj i vinter-

perioden, hvor udvaskningen fra de dyrkede arealer er størst. I sommerperioden falder koncentrationen af uorganisk kvælstof i søvandet dels som følge af en lavere tilførsel og dels som følge af denitrifikation samt algernes optag. Koncentrationen af uorganisk kvælstof falder derfor i perioder om sommeren til så lave værdier, at uorganisk kvælstof kan være potentielt begrænsende for algernes vækst.

I figur 30 og 31 er vist søvandskoncentrationerne af henholdsvis nitrit-nitrat kvælstof og ammonium kvælstof. For begge gælder, at koncentrationerne i 2003 generelt var lave sammenlignet med gennemsnittet for de foregående år.



Figur 30. Koncentrationen af nitrit-nitrat kvælstof i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.



Figur 31. Koncentrationen af ammonium kvælstof i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Koncentrationen af nitrit-nitrat kvælstof nåede allerede midt i maj ned under detektionsgrænsen, hvor den forblev indtil midt i oktober.

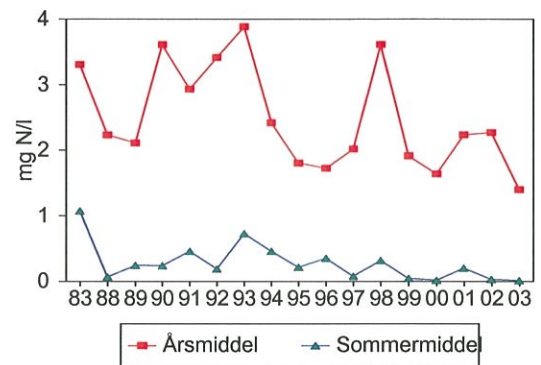
Koncentrationen af ammonium kvælstof i søvandet nåede allerede i starten af april ned under detektionsgrænsen, hvor den forblev til midt i september.

Koncentrationen af uorganisk kvælstof var således i 2003 under detektionsgrænsen stort set hele sommeren og kvælstof var derfor også i 2003 en potentiel begrænsende faktor for algernes vækst.

Set for hele perioden 1989-2003 kan der konstateres et signifikant fald i sommermiddelkoncentrationen af nitrit-nitrat kvælstof (lineær regressionsanalyse, $P < 0,01$).

Udviklingen i den gennemsnitlige års- og sommermiddelkoncentration af uorganisk kvælstof (nitrit-nitrat-N + ammonium-N) er vist i figur 32.

Uorganisk N, års- og sommermidler



Figur 32. Den tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af uorganisk kvælstof i søvandet 1983 og 1988-2003.

Både års- og sommermiddelkoncentrationen af uorganisk kvælstof var i 2003 med henholdsvis 1,396 og 0,010 $\mu\text{g/l}$ overvågningsperiodens hidtil laveste.

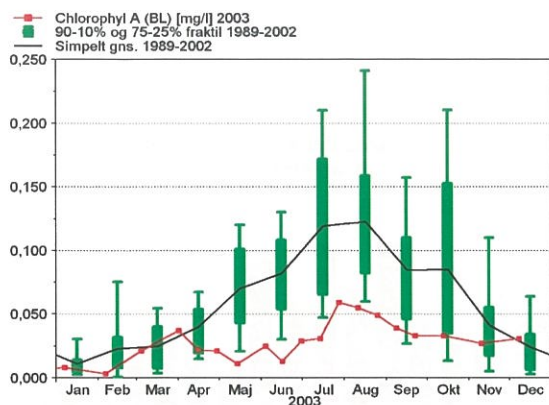
Set for perioden 1989-2003 kan der konstateres et signifikant fald i både års- og sommermiddelkoncentrationen af uorganisk kvælstof (lineær regressionsanalyse, henholdsvis $P < 0,05$ og $P < 0,01$).

8.2 Øvrige målinger i søvandet

Klorofyl

Søvandets indhold af klorofyl i 2003 sammenlignet med månedsgennemsnittet for 1989-2003 er vist i figur 33.

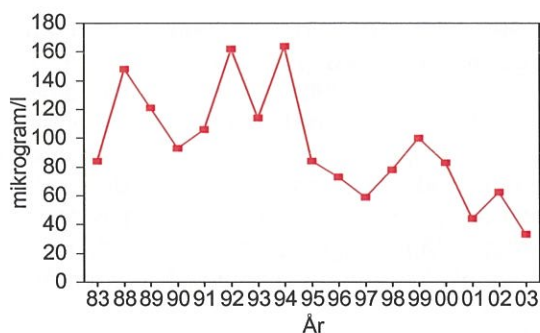
Klorofylindholdet i 2003 var generelt meget lavt. Bortset fra i marts og i december var klorofylindholdet således markant under gennemsnittet for perioden 1989-2002. Klorofylindholdet holdt sig på et meget lavt niveau helt hen til midt på sommeren, hvor der var en mindre stigning i juli måned, hvor årets højeste klorofylindhold på 59 $\mu\text{g chl-a/l}$ blev registreret.



Figur 33. Klorofylindholdet i søvandet i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Klorofylindholdet i søvandet beregnet som sommergennemsnit for 1983 og 1988-2003 er vist i figur 34. Det sommergennemsnitlige klorofylindhold i 2003 på 33 µg/l var periodens absolut laveste.

Klorofyl a, sommermidler

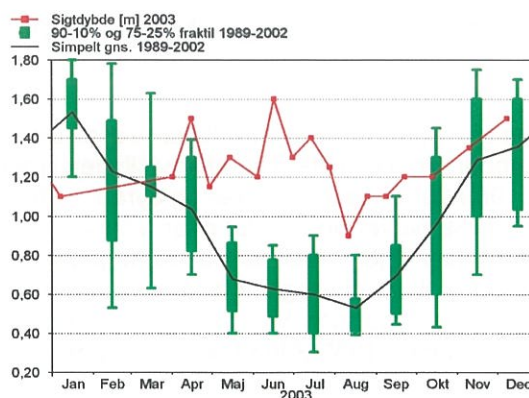


Figur 34. Den tidsvægtede sommermidlerkoncentration af klorofyl a i søvandet i 1983 og 1988-2003.

Selv om der er stor variation fra år til år, er der en tydelig tendens til et generelt lavere klorofylindhold i perioden siden 1995 sammenlignet med de foregående år. Betragtes udviklingen fra 1989 til 2003 kan der da også statistisk påvises et fald i sommermidlen (lineær regressionsanalyse, $P < 0,01$).

Sigtdybde

Figur 35 viser udviklingen i sigtdybden i 2003 sammenlignet med månedsgennemsnittet for 1989-2002. Bortset fra i årets første to måneder var sigtdybden i den resterende del af året markant over normalen. Laveste sigtdybde på 0,90 m blev målt i starten af august og var i øvrigt årets eneste måling under 1,10 m! Ved tre af tilsynene i sommerperioden var sigtdybden endvidere større end totaldybden.

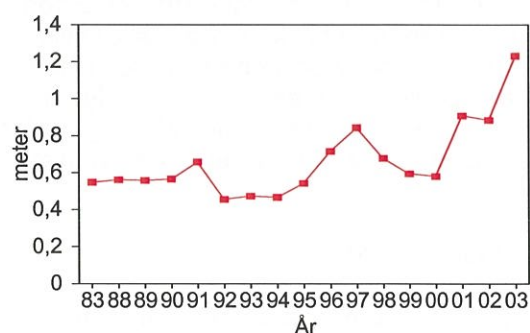


Figur 35. Udviklingen i sigtdybden i 2003 samt månedsgennemsnittet for 1989-2002 incl. 90-10% og 75-25% fraktiler.

Den gennemsnitlige sommersigtdybde i 1983 og 1988-2003 er vist i figur 36. I perioden op til 1990 lå sommersigtdybden meget konstant omkring 0,55 meter. I 1991 steg sigtdybden en smule til 0,66 meter for herefter at falde markant året efter. Sommersigtdybden lå i de følgende år omkring 0,45 meter, men steg herefter og nåede i 1997 op på 0,87 meter. Herefter faldt sommersigtdybden igen og nåede i 2000 ned på 0,58 meter.

I 2001 steg sigtdybden igen markant og var med 0,91 meter overvågningsperiodens hidtil bedste. Denne positive udvikling blev fastholdt i 2002 med en sigtdybde på 0,88 m. I 2003 steg den gennemsnitlige sommersigtdybde igen meget markant til 1,23 m, der udover at være periodens absolut bedste også for første gang er over målsætningskravet på 1 meter.

Sigtdybde, sommermidler



Figur 36. Den gennemsnitlige sommersigtdybde i 1983 og 1988-2003.

Betragtes perioden 1989-2003 kan der statistisk påvises en stigning i sommersigtdybden (lineær regressionsanalyse, $P < 0,01$).

9. Biologiske målinger i søen

I dette afsnit præsenteres resultaterne af de biologiske undersøgelser i 2003 samt udviklingen i perioden 1989-2003. Søens plante- og dyreplankton er siden 1989 blevet undersøgt efter Miljøstyrelsens retningslinier /8,9/. Hvert års undersøgelser med artslistor, volumenberegninger osv. er udarbejdet som interne rapporter. Vigtige nøgletal for planktonet i perioden 1989-2003 findes i bilag 9.

Årstidsvariationer inden for plante- og dyreplanktonets biomasser og artssammensætning er detaljeret beskrevet i tidligere rapporter. I det følgende er der derfor primært fokuseret på markante ændringer i perioden 1989-2003. Til vurderingen af hvorvidt der er sket signifikante ændringer, er anvendt lineær regressionsanalyse mellem tiden (år) og års- og sommergennemsnit af planktonbiomassen og -sammensætningen.

Søens fiskebestand er undersøgt i 1988, 1993 og 2000 efter retningslinierne angivet i vejledningen for fiskeundersøgelser fra DMU /10/. Undersøgelserne er særskilt rapporteret i /11,12,13/. Derudover er der årligt foretaget fiskeundersøgelser siden 1996 (nogle år dog efter et reduceret program) med henblik på at følge effekterne af den biomanipulation, der blev sat i værk i 1996. De foreløbige resultater af opfiskningen er ligeledes vurderet i dette afsnit.

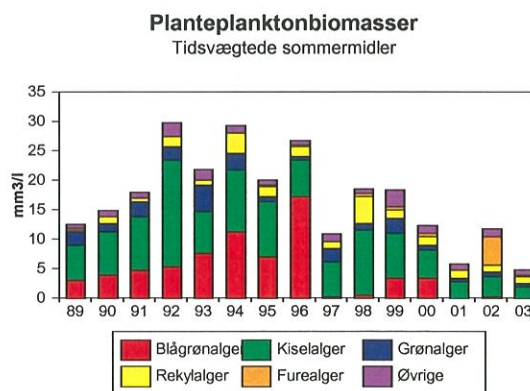
Endvidere er søens fiskeyngel siden 1998 undersøgt årligt efter retningslinierne i vejledningen for fiskeyngelundersøgelser fra DMU /14/.

Endelig er der i både 2002 og 2003 foretaget en undersøgelse af undervandsplanternes udbredelse i søen /15,16/. Undersøgelserne er udført efter retningslinierne angivet i den tekniske anvisning fra DMU om vegetationsundersøgelser i søer /17/. Undersøgelserne er foretaget som følge af, at der i 2000 for første gang siden overvågningsperiodens begyndelse blev observeret undervandsplanter i søen.

9.1 Planteplankton

Udvikling i biomasse og artssammensætning

Sommermiddelbiomassen af planteplankton steg i perioden 1989-91 jævnt, fra 12,4 til 15,0 mm³/l, for herefter i 1992 at stige brat til 29,7 mm³/l, dels som følge af et mindre græsningstryk dette år og dels som følge af en varm sommer, der gav algerne gode vækstbetingelser (figur 37). I 1993 faldt sommermiddelbiomassen dog igen som følge af en kølig sommer samt en stor gennemstrømning af søen allerede i september måned.



Figur 37. Tidsvægtede sommermiddelbiomasser af planteplankton 1989-2003.

Året efter steg sommermiddelbiomassen imidlertid atter bl.a. som følge af en varm sommer og et lavt græsningstryk og nåede med 29,2 mm³/l op på samme høje niveau som i 1992.

I 1995 faldt sommermiddelbiomassen igen som følge af dels en kølig forsommer og dels et øget græsningstryk. I 1996 steg sommermiddelbiomassen til 26,7 mm³/l trods lave planteplanktonbiomasser i maj og juni måned. Årsagen til den høje sommermiddelbiomasse i 1996 var den varme og tørre august måned, der skabte basis for en rekordstor blågrønalgbiomasse, der midt i måneden nåede et ekstremt højt niveau på 173 mm³/l.

I 1997 faldt sommermiddelbiomassen til 10,9 mm³/l, der var det hidtil laveste sommergennemsnit. Årsagen til dette fald var primært udeblivelsen af den massive blågrønalgopblomstring, der de senere år havde fundet sted omkring august måned. I 1998 steg sommermiddelbiomassen atter til 18,5 mm³/l. Denne forøgelse skyldtes primært en stigning i mængden af kiselalger og rekyalger i forhold til året før. I 1999 lå sommermiddelbiomassen med 18,3 mm³/l i niveau med biomassen året før.

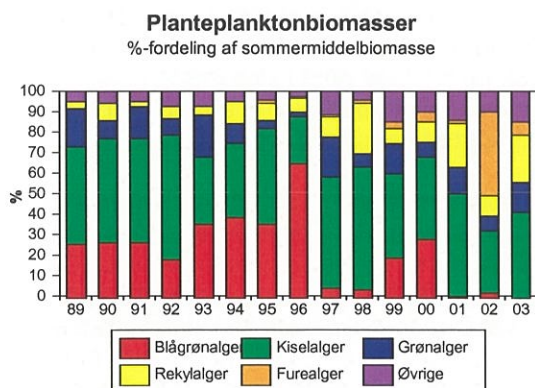
I 2000 faldt sommermiddelbiomassen igen i forhold til de seneste to år og var med 12,3 mm³/l i niveau med biomasserne i 1989 og 1997. Faldet var primært betinget af en mindre biomasse af kiselalger og grønalgler, mens biomassen af blågrønalgler var i niveau med 1999. I 2001 fortsatte faldet i algebiomassen og sommermiddelbiomassen på bare 5,7 mm³/l var den hidtil laveste i overvågningsperioden. Faktisk var sommermiddelbiomassen i 2001 kun godt det halve af den hidtil laveste sommermiddelbiomasse registreret i 1997.

I 2002 steg algebiomassen imidlertid atter og var med 11,7 mm³/l i niveau med biomassen i 2000. Stigningen i 2002 var betinget af en usædvanlig stor forekomst af furealger i søen.

I 2003 faldt algebiomassen så igen markant og var med blot 4,8 mm³/l samtidig overvågningsperiodens hidtil laveste.

Sammenfattende har algebiomassen varieret fra år til år med de største biomasser i perioden omkring 1992-96, hvor blågrønalgene typisk opbyggede en relativ stor biomasse. I den efterfølgende periode har sommermiddelbiomassen generelt været faldende.

Betragtes de enkelte algegrupperes procentvise andel af biomassen i vækstsæsonen ses blågrønalgernes skiftende betydning tydeligt (figur 38). Blågrønalgernes procentandel var jævnt stigende frem til 1996, hvor de udgjorde 65% af sommerbiomassen. I 1997-98 faldt blågrønalgernes betydning brat, men andelen var igen stigende i 1999-2000 for så stort set igen at være fraværende.



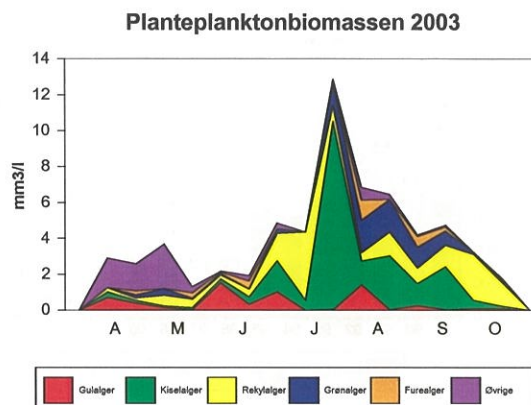
Figur 38. De enkelte algegrupperes procentandel af planteplanktonbiomassen i sommerperioderne 1989-2003.

Som noget helt usædvanligt var sommerbiomassen af alger i 2002 domineret af furealger, der tidligere kun har udgjort en meget lille andel af biomassen. Furealgernes store opblomstring dette år indikerede, at næringsforholdene i søen ikke længere var så gode. Furealger er nemlig på flere måder tilpasset ugunstige næringsforhold, bl.a. er de generelt langsomtvoksende og i stand til at oplagre næringen samt - udover at leve af fotosyntese - at kunne leve af organiske partikler ligesom dyr. Furealgernes størrelse gør dem derudover generelt tolerante overfor dyreplanktonets græsning /18,19/.

I 2003 var kiselalger igen dominerende algeart med rekyalger som næstvigtigste algegruppe.

Status 2003

Udviklingen i planteplanktonbiomassen i 2003 er vist i figur 39. I april dominerede stilkalgen *Chrysochromulina parva* sammen med ubestemte flagellater. *Chrysochromulina parva* regnes for potentielt toksisk for fisk og er i masseforekomst sat i forbindelse med fiskedød /20/.



Figur 39. Udviklingen i planteplanktonbiomassen i 2003.

I maj faldt algebiomassen igen noget med rekyalger efterfulgt af gulalger som dominerende algegruppe. I juni måned dominerede først gulalger efterfulgt af kiselalger og rekyalger. Årets største algebiomasse på 12,87 mm³/l blev nået i slutningen af juli, hvor biomassen var helt domineret af centrale kiselalger tilhørende *Stephanodiscus* spp.

I august-september faldt biomassen af alger jævnt med kiselalger, rekyalger og grønalgler som mest dominerende algegrupper.

Planteplanktonet var over sommeren karakteriseret ved i størstedelen af perioden at være domineret af flagellater, der er i stand til at leve delvist heterotroft, dvs. at de kan leve af organiske partikler på samme måde som dyr. Dette giver de heterotrofe flagellater en konkurrencemæssig fordel, når der er mangel på uorganiske næringsstoffer /18,19/.

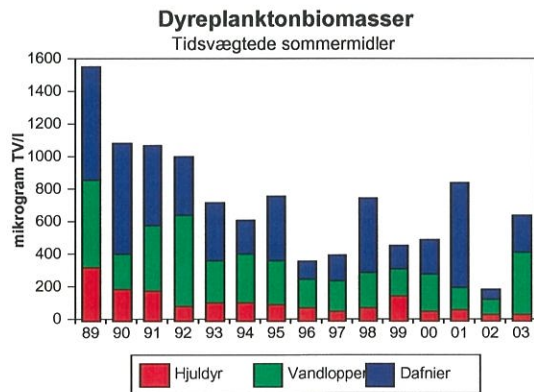
Denne udvikling i planteplanktonet henimod en dominans af arter, der er i stand til delvist at leve heterotroft tog som tidligere nævnt for alvor fart i 2002, hvor furealger for første gang dominerede planteplanktonet.

9.2 Dyreplankton

Udvikling i biomasse og artssammensætning

Dyreplanktonbiomassen var generelt faldende fra overvågningsperiodens start og frem til omkring 1996, hvor sommermiddelbiomassen var under en fjerdedel af biomassen i 1989 (figur 40).

Sommermiddelbiomassen begyndte så igen at stige og nåede med 837 µg tv/l i 2001 det højeste niveau siden 1992. Denne stigning tog dog en brat afslutning i 2002, hvor dyreplanktonbiomassen nåede et foreløbigt absolut minimum med blot 182 µg tv/l, hvilket var mere end en halvering i forhold til det hidtil lavest registrerede niveau i 1996.

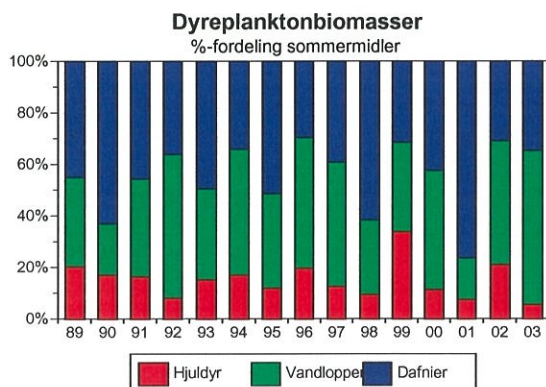


Figur 40. Udviklingen i den sommergennemsnitlige dyreplanktonbiomasse i 1989-2003.

Nedgangen i dyreplanktonets sommermiddelbiomasse i 2002 skyldtes først og fremmest en meget markant nedgang i biomassen af dafnier.

I 2003 steg biomassen af dyreplankton imidlertid atter til 638 µg tv/l, hvilket dog stadig er lidt under gennemsnittet for perioden 1989-2002 på 731 µg tv/l. Som det fremgår af figur 40, skyldes stigningen primært en stigning i biomassen af vandlopper og til dels dafnier, mens biomassen af hjuldyr stort set er uændret i forhold til 2002.

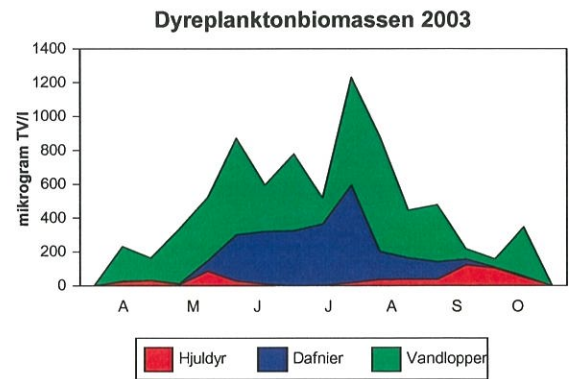
Betragtes de tre dyreplanktongruppers procentandel af sommermiddelbiomassen gennem overvågningsperioden, er der ikke sket signifikante ændringer. Der er således set for hele perioden tale om en generel tilbagegang for alle tre grupper (figur 41).



Figur 41. Udviklingen i de enkelte dyreplanktongruppers procentandel af sommermiddelbiomassen 1989-2003.

Status 2003

Udviklingen i dyreplanktonbiomassen over året i 2003 er vist i figur 42.



Figur 42. Udviklingen i dyreplanktonbiomassen i 2003.

Dyreplanktonbiomassen var beskedent i april, hvorefter biomassen steg støt og i begyndelsen af juni nåede et foreløbigt maksimum på 872 µg tv/l. Efter et mindre fald midt i juni steg biomassen igen lidt til 779 µg tv/l. Årets største biomassemaksimum på 1232 µg tv/l blev nået i slutningen af juli, hvorefter biomassen klingede af i august og september efterfulgt af en mindre top i oktober..

Dyreplanktonet var generelt domineret af cyclopoide vandlopper, der udgjorde 58,5% af biomassen regnet som et sommergennemsnit. Dafnierne udgjorde 29,8% af sommermiddelbiomassen og her var *Daphnia cucullata* den vigtigste art efterfulgt af den lille snabedafnie *Bosmina longirostris*. Endelig udgjorde hjuldyrene 8,8% af sommermiddelbiomassen.

Fødebegrænsning

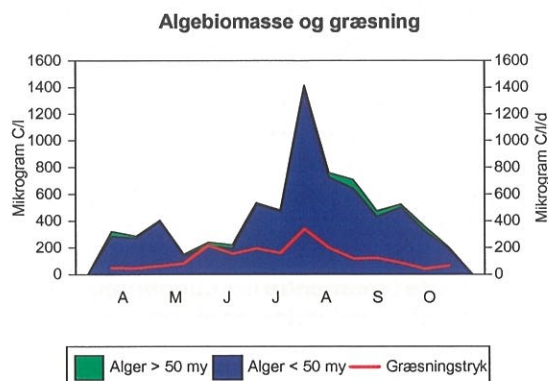
Mængden af umiddelbart tilgængelig føde for dyreplanktonet (alger mindre end 50 µm) var generelt ikke begrænsende for dyreplanktonets udvikling i 2003. Dafnierne kan dog potentielt have været fødebegrænset i maj, midten af juni og i november.

Græsning

Udviklingen i mængden af planteplankton og dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet i 2003 er vist i figur 43. Planteplanktonet er på figuren opsplittet i alger mindre end 50 µm, der er den del af algerne som umiddelbart er spiselige for dyreplanktonet, og alger større end 50 µm.

Græsningstrykket var generelt lavt i størstedelen af 2003 og kun i kortere perioder har dyreplanktonet været i stand til at kontrollere planteplanktonet. Dette har antageligt været tilfældet i begyndelsen og midten af juni, hvor det beregnede græsningstryk var henholdsvis 100% og 80%.

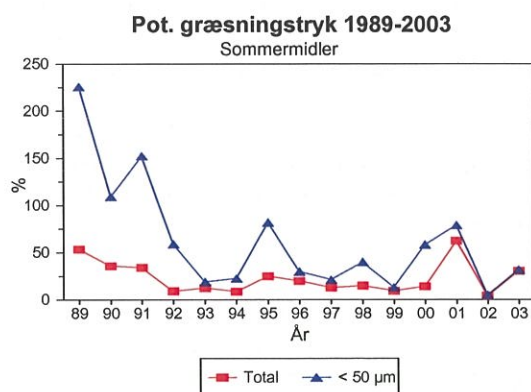
Midt i maj var græsningstrykket 59% og i slutningen af juni, midt i juli og i november mellem 30 og 40%. I den resterende del af perioden var græsningstrykket ikke over 30%.



Figur 43. Græsning (mg C//d) og mængden af planteplankton (mg C/l) i 2003.

Dyreplanktonet har i 2003 således antagelig kun kortvarigt haft en betydelig regulerende effekt på mængden af alger i søen.

Udviklingen i dyreplanktonets potentielle græsningstryk på planteplanktonet i hele perioden 1989-2003 er vist i figur 44. På figuren er dels angivet det potentielle græsningstryk på hele planteplanktonet og dels det potentielle græsningstryk på den del af algerne, der umiddelbart er spiselig for dyreplanktonet (alger < 50 µm). De viste værdier på figuren er sommermidler for de enkelte år.



Figur 44. Udviklingen i det sommergennemsnitlige græsningstryk 1989-2003.

Som det fremgår af figuren, var græsningstrykket faldende i de første år af overvågningsperioden. Herefter har græsningstrykket varieret fra år til år uden nogen tydelig udvikling. I 2000 og 2001 så det imidlertid ud til, at græsningstrykket atter var stigende, bl.a. var græsningstrykket i 2001 på den totale algemængde overvågningsperiodens hidtil højeste.

Denne udvikling fortsatte imidlertid ikke i 2002, hvor græsningstrykket blev overvågningsperiodens hidtil laveste. I 2003 steg græsningstrykket imidlertid igen. Det beregnede græsningstryk på hele planteplanktonet over sommeren var med 27% højere end gennemsnittet for 1989-2002 på 18%, mens græsningstrykket på alger mindre end 50 µm med 29% omvendt var mindre end gennemsnittet på 41%.

Set for hele perioden kan der konstateres et signifikant fald i græsningstrykket på den del af algerne, der er mindre end 50 µm (lineær regressionsanalyse, $P < 0,05$).

9.3 Undervandsplanter

Som følge af, at der i både 2000 og 2001 var observeret undervandsplanter i søen, blev der i august 2002 iværksat en egentlig undersøgelse af undervandsvegetationen.

Denne undersøgelse viste, at der nu fandtes både kruset vandaks (*Potamogeton crispus*) og tornfrøet hornblad (*Ceratophyllum demersum*) i søen. Kruset vandaks forekom sparsomt i søen, mens tornfrøet hornblad kun blev observeret som enkeltplanter få steder i søen. Det samlede areal med forekomst af undervandsplanter blev beregnet til 4.747 m².

For at følge udviklingen blev der også i 2003 foretaget en undersøgelse af undervandsvegetationen i søen. Denne undersøgelse viste, at antallet af kvadratmeter med undervandsplanter nu var steget til 13.378 m². Samtidig var tætheden af undervandsplanter øget markant. Endelig var tornfrøet hornblad nu den dominerende planteart. En sammenligning af resultaterne af de to undersøgelser er vist i tabel 7.

Tabel 7. Dækningsgrader og plantedækket areal i 2002 og 2003. Plantedækket areal er beregnet som produktet af bevokset areal og dækningsgrad.

	2002	2003
Plantedækket areal (m²)	270	1.684
Areal med bevoksning		
1-5 % dækning	2.795	4.667
5-10 % dækning	1.605	3.218
10-25 % dækning	213	4.037
25-50 % dækning	133	1.257
50-75 % dækning	-	198
75-100 % dækning	-	0,3
Samlet	4.747	13.378

Som det fremgår af tabellen, er dækningsgraden øget betydeligt i 2003 og i modsætning til året før forekommer der nu områder med en dækningsgrad over 50%.

Forekomsten af undervandsplanter i Borup Sø er endnu relativ beskedent, men et godt tegn på, at søens tilstand bedres. Kort over undervandsplanternes udbredelse i søen i 2003 kan ses i bilag 10.

9.4 Fiskebestand

Fiskeyngel

Søens fiskeyngel blev undersøgt i juli 2003 efter det standardiserede fiskeyngelundersøgelserprogram /14/. Resultaterne er medtaget i bilag 11.

Der blev konstateret yngel fra 3 arter; skalle, regnløje og brasen, hvortil kommer etårige skaller. Aborreyngel blev i modsætning til de foregående år ikke fundet ved yngelundersøgelsen i 2003.

Den samlede yngeltæthed (inklusive etårige) var 6,82 pr. m³ i littoralen og 1,91 pr. m³ i pelagiet (tabel 8), hvilket var i niveau med middeltætheden for de foregående år. Vægtmæssigt var tætheden 1,53 og 0,39 g vådvægt pr. m³ i henholdsvis littoralen og pelagiet (tabel 9). Skalleynglen var både antalmæssigt og vægtmæssigt dominerende over hele søen.

Tabel 8. Den beregnede tæthed af fiskeynglen i littoralen og pelagiet i juli 2003.

	Antal m ³		Procent	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Karpefisk	6,818	1,914	100	100
Aborrefisk	0	0	0	0
Laksefisk	0	0	0	0
Andre	0	0	0	0
Total	6,818	1,914	100	100

Tabel 9. Den beregnede biomassetæthed af fiskeynglen i littoralen og pelagiet i juli 2003.

	Vådvægt g/ m ³		Procent	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Karpefisk	1,528	0,388	100	100
Aborrefisk	0	0	0	0
Laksefisk	0	0	0	0
Andre	0	0	0	0
Total	1,528	0,388	100	100

Sammenlignet med 15 andre danske søer, hvor der er foretaget yngelundersøgelser de seneste seks år, var tætheden af karpefiskeyngel høj.

Fiskeynglens beregnede konsumptionsrate (inklusive etårige skaller) omkring 1. juli var med 40 mg tv/m³/d i niveau med konsumptionsraten i 2002.

Fiskeyngelundersøgelserne blev første gang foretaget i 1998 og har således nu været foretaget seks år i træk. Samtidig er der i søen hvert år foretaget en undersøgelse af hele fiskebestanden. Disse undersøgelser er udført i august-september. Sammenligninger mellem yngelundersøgelserne og de langt mere omfattende fiskeundersøgelser viser imidlertid, at yngelundersøgelserne er behæftet med en meget stor usikkerhed. Eksempelvis viste fiskeundersøgelsen i efteråret 2003, at mængden af aborreyngel ikke adskilte sig væsentligt fra de foregående år. Alligevel blev der ikke registreret aborreyngel ved yngelundersøgelsen.

Den samlede fiskebestand

Søens fiskebestand er undersøgt i 1988, 1993 og fra og med 1996, hvor der blev iværksat en biomaniipulation i søen, hvert år. Undersøgelserne er de fleste år udført efter det standardiserede program for fiskeundersøgelser i søer, men der er enkelte år anvendt et reduceret program. Formålet med fiskeundersøgelserne er løbende at kunne følge udviklingen i fiskebestanden under opfiskningen.

Udviklingen i fiskebestanden fra 1988 og frem til 1996 er udførligt beskrevet i temarapporten fra 1997 /6/ og fiskebestandens sammensætning og udvikling i 1997-2003 er på baggrund af de udførte fiskeundersøgelser beskrevet i interne notater. Resultaterne fra fiskeundersøgelsen i 2000 er endvidere beskrevet i en særskilt rapport /13/.

I det følgende gives et resume af fiskebestandens udvikling i perioden 1988-2003 samt en beskrivelse af fiskebestandens aktuelle størrelse og sammensætning. CPUE-værdier for fiskeriet i 2003 kan findes i bilag 12.

Søen rummer i alt 10 arter: Skalle, brasen, aborre, hork, regnløje, rudskalle, gedde, suder, ål og spejlkarpe, hvoraf sidstnævnte første gang er registreret i søen i 1996 og hork i 2000. Sandart er tidligere forekommet i søen, men er ikke registreret siden 1996.

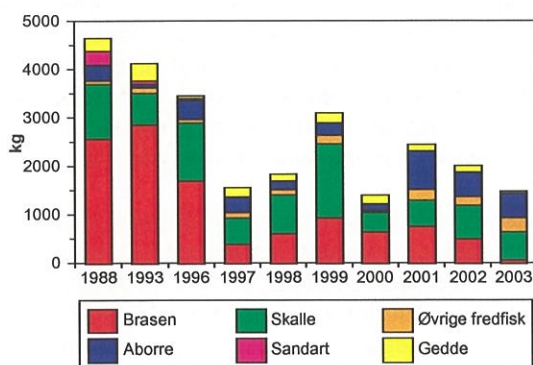
Fiskebestanden var både i 1988 og 1993 karakteristisk for en mindre, lavvandet og næringsrig sø med en ringe sigtdybde, dvs. med en udpræget dominans af småskaller og mindre brasener, en til tider talrig bestand af regnløjer og med gedden som dominerende rovfisk.

Fiskebiomassen var med skønsmæssigt 40-50 g vådvægt/m³ forholdsvis høj i overensstemmelse med søens høje næringsniveau og rovfisk udgjorde med 9-12% kun en beskedne andel af fiskebiomassen.

I foråret 1996 indledtes opfiskningen af skaller og brasener og siden starten i 1996 er der i alt opfisket ca. 10 ton fisk i søen fordelt på ca. 4,1 ton skaller, 5,8 ton brasener og 0,1 ton øvrige fredfisk.

Udviklingen i fiskebestandens skønnede biomasse i perioden 1988-2003 er vist i figur 45. De beregnede biomasser for de enkelte år er eksklusiv ål, da der ikke er elektrofisket ved alle fiskeundersøgelserne.

Skønnet fiskebiomasse 1988-2003



Figur 45. Skønnet biomasse af rovfisk og fredfisk (excl. ål) i søen 1988, 1993 og 1996-2003.

Fra en meget betydelig tæthed i 1988 på knap 500 kg/ha, svarende til en samlet biomasse af fisk på godt 4,6 ton i søen, var tætheden af fisk i sensommeren 1997 nede på ca. 160 kg/ha, svarende til en samlet fiskebiomasse i søen på knap 1,6 ton.

På trods af den betydelige nedfiskning formåede fredfiskebestanden imidlertid hurtigt at gendanne en væsentlig del af den opfiskede biomasse i løbet af 1998 og 1999, hvor fiskeritrykket ikke var tilstrækkeligt stort. Fiskeritrykket blev derfor øget i 2000 og i sensommeren samme år var biomassen af fisk igen nede i niveau med biomassen i 1997.

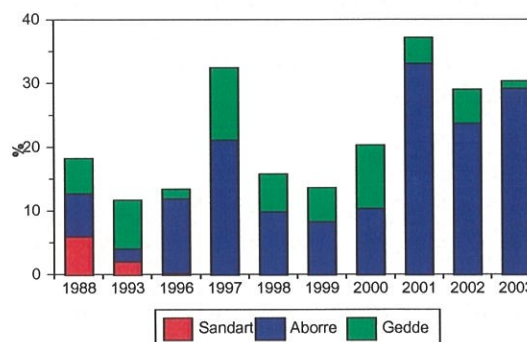
I 2001 blev der gjort et forsøg på at styrke søens aborrebestand. Fiskeundersøgelserne i de foregående år havde nemlig vist, at aborrebestanden endnu ikke havde reageret på den massive opfiskning af skaller og brasener. Når hovedparten af skallerne og brasenerne fjernes fra en sø, kan aborren normalt i kraft af et stort vækstpotentiale hurtigt opbygge en stor bestand af rovlevende aborrrer. Dette var imidlertid endnu ikke sket i søen.

I løbet af 2001 blev der derfor udsat ca. 600 kg store aborrrer. På grund af leveringsvanskeligheder, blev kun en mindre del af aborrrerne udsat i foråret (ca. 160 kg), mens de resterende ca. 440 kg først blev udsat i november måned.

Samtidig fortsatte opfiskningen i 2001-2003, hvor der samlet er opfisket yderligere ca. 1,4 ton skaller og brasener, heraf langt hovedparten brasener.

I september 2003 er biomassen af fisk skønnet til 150 kg/ha, hvilket svarer til ca. 1,5 ton. Samtidig med at fredfiskebestanden er blevet mindre, er rovfiskenes relative andel af fiskebestanden blevet øget, som det fremgår af figur 46, der viser udviklingen i søens rovfiskebestand siden 1988.

Andel af rovfisk 1988-2003



Figur 46. Rovfiskenes procentandel af den samlede fiskebiomasse (excl. ål) i perioden 1988-2003.

I 1988 udgjorde rovfiskene skønsmæssigt knap 20% af søens samlede fiskebiomasse (eksklusiv ål). Tidligere udsatte sandarter udgjorde dengang en væsentlig del af rovfiskebestanden. I 1993 var rovfiskenes andel reduceret til godt 10% som følge af en markant nedgang i både sandarternes og aborrrernes biomasse.

Efter biomanipulationen blev iværksat i 1996 steg rovfiskenes andel af fiskebestanden igen som følge af en stor reduktion i mængden af skaller og brasener. Fra at udgøre knap 33% af den samlede biomasse af fisk i søen i 1997 faldt rovfiskenes andel imidlertid igen de følgende par år, dels som følge af at fredfiskebestanden påny øgede dens biomasse og dels fordi aborrebestanden ikke voksede. I 1999 udgjorde rovfiskene således kun knap 14% af fiskebestandens samlede biomasse.

Efter intensivering af opfiskningen i 2000 steg aborrrernes andel og denne gang så det ud til, at aborrebestanden reagerede på den mindskede fødekonekurrence, idet både bestandens biomasse og størrelsesstruktur ændrede sig væsentligt.

I sensommeren 2001 udgjorde aborrerne således omkring en tredjedel af den samlede fiskebestands biomasse og i modsætning til tidligere var vækst og overlevelse markant bedre. Aborrebestanden blev så yderligere styrket gennem udsætning af 440 kg store aborrrer i november 2001.

Fiskeundersøgelsen i efteråret 2002 viste imidlertid, at aborrerne igen var i tilbagegang i søen. Fra en beregnet biomasse i 2001 på godt 800 kg faldt biomassen af aborrrer i 2002 til omkring 500 kg.

I 2003 er biomassen af aborrrer ligeledes skønnet til omkring 500 kg. Den forventede vækst i aborrebestanden er således heller ikke slået igennem i 2003. Bestanden er stadig domineret af årsyngel og etårige fisk, med få individer over 15 cm. Samtidig viser aborrernes vækst- og konditionsforhold, at der stadig er hård fødekoneurrence i søen. Aborrebestandens struktur tyder desuden på en ringe overlevelse, hvilket muligvis bl.a. skyldes geddernes prædation.

9.5 Bundfauna

Søens bundfauna er gennem en årrække undersøgt med ca. 2 års mellemrum. Ved alle undersøgelserne er der udtaget 10 kajakprøver (diameter 52 mm) på 3 faste stationer i søen, dvs. i alt 30 prøver. Prøverne er efterfølgende sigtet gennem en 212 µm sigte hvorefter dyrene er udsorteret, optalt og bestemt til bedst muligt bestemmelsesniveau.

Resultaterne af bundfaunaundersøgelserne i perioden 1994-2003 er summeret i tabel 10. Da langt fra alle dyr er bestemt ned til art og da bestemmelsesniveauet ikke nødvendigvis er det samme i alle årene, er antallet af forskellige dyr angivet som "taxa", der dækker over et bestemmelsesniveau typisk fra familie til art.

Tabel 10. Bunddyr i Borup Sø 1994-2003. Antal taxa og antal individer pr. m².

	Antal taxa	Antal individer pr. m ²
1994	2	176
1996	1	14
1998	7	1.238
2000	18	3.819
2002	12	2.605
2003	18	24.381

I 1994 og 1996 var tætheden af bunddyr meget lille og der blev kun fundet børsteorm og dansemygglarver. Herefter er antallet af taxa - og især antallet af individer steget meget kraftigt. Årsagen til denne

stigning er antagelig primært et stærkt reduceret prædationstryk på bunddyrene fra især brasenbestanden, der i samme periode er blevet stærkt decimeret. Dertil kommer indvandringen af undervandsplanter i søen, der dels har skabt såvel levebetingelser for flere arter af smådyr som basis for en større individtæthed.

9.6 Samspejlet mellem næringsstoffer, plante- og dyreplankton, bunddyr og fisk

I dette afsnit er udviklingen gennem perioden og de vigtigste styrende faktorer kort resumeret og mulige effekter af den igangværende opfiskning er vurderet.

Sommermiddelbiomassen af planteplankton var i perioden 1989-1992 kraftigt stigende, primært som følge af en stigning i biomassen af kiselalger. I perioden 1993-96 varierede biomassen en del, men forblev generelt på et højt niveau. Gennem hele perioden 1989-96 steg blågrønalgenes biomasse og nåede et foreløbigt maksimum i 1996, hvor de helt dominerede biomassen af alger i søen.

Sideløbende faldt sommermiddelbiomassen af dyreplankton markant, hovedsageligt som følge af et fald i biomassen af dafnier, der i 1996 nåede ned på en syvendedel af biomassen i 1989. Dyreplanktonets tilbagegang resulterede i at græsningstrykket på algerne faldt ligeså markant. I takt hermed fik tilgængeligheden af næringsstoffer større og større betydning som regulerende faktor for algebiomassen i søen.

For at vende den negative udvikling i søen blev der som tidligere nævnt iværksat en opfiskning i 1996 af søens meget store bestand af skaller og brasener.

Samme år steg sigtdybden på trods af en stor mængde blågrønalger og denne udvikling fortsatte i 1997, hvor biomassen af planteplankton - primært som følge af en beskedent blågrønalgebiomasse dette år - faldt markant. Denne forbedring kunne imidlertid ikke tilskrives et større græsningstryk på planteplanktonet, idet biomassen af dyreplankton i disse år nåede et absolut minimum.

I 1998 og 1999 fortsatte opfiskningen i søen, men fiskeritrykket var ikke tilstrækkeligt stort til at reducere mængden af skaller og brasener yderligere. Tværtimod begyndte mængden af skaller og brasener at stige som følge af en usædvanlig god rekruttering hos begge arter.

I 1998 steg algebiomassen igen, men masseopblomstringen af blågrønalger udeblev for andet år i træk. Samtidig steg dyreplanktonbiomassen markant i kraft af en væsentlig større dafniebiomasse.

At mængden af dafnier steg i både 1997 og 1998 hang sandsynligvis sammen med blågrønalgenes tilbagegang. Blågrønalger udgør nemlig generelt et dårligt fødegrundlag for dafnierne. Selv om dyreplanktonbiomassen steg kraftigt i 1998, forblev græsningstrykket på algerne lavt.

Planteplanktonbiomassen var i 1999 i niveau med 1998, men modsat de forgående par år skete igen en masseopblomstring af blågrønalger i september/oktober, antagelig som følge af en usædvanlig varm sensommer. Dyreplanktonbiomassen var lavere end i 1998 og specielt biomassen af dafnier og vandlopper var blandt de lavest registrerede i overvågningsperioden. Græsningstrykket på algerne var derfor lavt gennem hele året.

I 2000 faldt sommermiddelbiomassen af planteplankton igen til et niveau svarende til i 1997, der var overvågningsperiodens hidtil laveste. Samtidig steg dyreplanktonbiomassen og modsat de foregående par år var græsningstrykket så stort, at dyreplanktonet antagelig i perioder har kunnet regulere mængden af de små algeformer i søen.

Fiskeyngelundersøgelsen i juli 2000 viste samstemmende et væsentligt mindre prædationstryk på dyreplanktonet end i de foregående par år og fiskeynglen var næppe i stand til at begrænse dyreplanktonet i 2000. Samtidig medførte den intensiverede opfiskning af skaller og brasener, at fredfiskebestanden nu var nede på det hidtil laveste niveau siden starten af overvågningsperioden.

I 2001 fortsatte den positive udvikling i søen. Sommermiddelbiomassen af planteplankton nåede ned på det hidtil absolut laveste niveau og sigt dybden var med et sommergennemsnit på 0,91 meter ikke bare overvågningsperiodens hidtil højeste, men også meget tæt på målsætningskravet på 1 meter. Dyreplanktonbiomassen steg markant i forhold til i 2000 og dafnier var igen dominerende blandt dyreplanktonet. Græsningstrykket var i perioder højt og dyreplanktonet kunne i disse perioder antagelig regulere mængden af de små alger i søen.

Denne positive udvikling fortsatte ikke i 2002. Biomassen af planteplankton steg igen til et niveau svarende til i 2000 og samtidig ændrede planteplanktonet karakter. For første gang siden overvågningsperiodens start var furealger nu dominerende i søen. Den positive udvikling i dyreplanktonbiomassen stoppede brat og årets sommergennemsnitlige biomasse af dyreplankton blev overvågningsperiodens absolut laveste. Samtidig faldt græsningstrykket til et meget lavt niveau og dyreplanktonet formåede ikke længere at regulere mængden af alger i søen.

I 2003 faldt biomassen af planteplankton atter brat til overvågningsperiodens hidtil laveste niveau og som i 2002 var planteplanktonet domineret af arter, der er tilpasset ugunstige næringsforhold. Samtidig steg biomassen af dyreplankton igen. Græsningstrykket var dog generelt lavt i 2003 og dyreplanktonet var antageligt kun i korte perioder i stand til at regulere mængden af alger.

Betragtes udviklingen i fiskebestanden, steg aborrernes biomasse i takt med opfiskningen af skaller og brasener og i 2001 udgjorde aborrerne omkring en tredjedel af hele fiskebestandens biomasse. Der var således et velbegrundet håb om, at aborrerne ville være i stand til at regulere mængden af fredfiskeyngel og dermed på sigt fredfiskebiomassen i søen.

Fiskeundersøgelserne i både 2002 og 2003 viser imidlertid, at aborrebestandens biomasse tilsyneladende er faldet fra godt 800 kg i 2001 til godt 500 kg. Den primære årsag til aborrernes ringe overlevelse i søen er muligvis geddernes prædation.

Fiskeundersøgelserne viser også, at vækst og konditionsforhold generelt er ringe for hele fiskebestanden hvilket indikerer, at fiskebestanden stadig udøver et højt prædationstryk på søens dyreplankton.

Når der alligevel kan konstateres markante forbedringer i søens tilstand i form af mindre algebio-masser, større sigt dybde og ikke mindst indvandring af undervandsplanter hænger dette antagelig bl.a. sammen med den reduktion i søvandets indhold af uorganisk kvælstof, der har fundet sted i de senere år.

At planteplanktonet især i de sidste par år kan have været næringsbegrænset understøttes af det pludselige skifte, der er sket i planteplanktonets sammensætning mod en dominans af arter, der er tilpasset ugunstige næringsforhold.

Undervandsplanternes indtog og efterfølgende hastige fremmarch i søen spiller uden tvivl en nøglerolle fremover for hvorvidt de forbedringer i søens tilstand, der har været de seneste år, også kan fastholdes. Først og fremmest kan undervandsplanterne via en næringskonkurrence med algerne stabilisere den opløring i søen, der har fundet sted. Dernæst skaber undervandsplanterne levested for en mængde smådyr, der tjener som føde for fiskene. Især aborrebestanden må forventes at få gavn af dette, da de opvoksende aborrers vækst- og konditionsforhold tyder på en hård fødekongurrence i søen. En styrkelse af aborrebestanden vil så igen kunne medvirke til at holde fredfiskebestanden nede.

10. Søsedimentets fosforpulje

Søens sediment blev i oktober 2003 analyseret for tørstof, glødetab, totalfosfor, jern og fosforfraktionering. Formålet med undersøgelsen var bl.a. at kvantificere den mobile (udvekselige) fosforpulje.

Prøvetagningen blev foretaget efter retningslinierne fra DMU /21/. Der blev udtaget 3 prøver med kajakrør på 3 forskellige stationer i søen (9 prøver i alt). Sedimentsøjlerne blev opskåret i dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm og 30-40 cm. Alle resultater fra undersøgelsen er vedlagt i bilag 13.

Den potentielt mobile fosforpulje er ved beregningerne antaget primært at være knyttet til den adsorberede fosfor (Ads-P) og den letomsættelige organisk bundne fosfor. Ved de to seneste undersøgelser (1997 og 2003) er der ikke analyseret for organisk bundet fosfor, der repræsenterer den svært omsætteligt organisk bundne fraktion, hvorfor fraktionen residual fosfor (Residual-P) omfatter både den letomsættelige og den svært omsættelige organisk bundne fosfor. I undersøgelsen i 1990 udgjorde svært omsætteligt organisk bundet fosfor ca. 90% af summen af organisk og residual fosfor. Det er derfor, i lighed med ved undersøgelsen i 1997, antaget, at 10% af residual fosfor i 2003 bestod af letomsætteligt organisk bundet fosfor, der er mobil.

Jern-P henregnes ligeledes til den mobile fosforpulje, men fosforfrigivelsen fra denne pulje afhænger af redoxforholdene i og ved sedimentoverfladen. Redoxforholdene er ikke nærmere undersøgt, så derfor er der opstillet to alternative beregninger for mængden af fosfor, der potentielt vil kunne frigives fra sedimentet (tabel 11).

Tabel 11. Den mobile fosforpulje i Borup Sø 2003 beregnet efter 3 alternativer: 1) Den jernbundne fosfor er ikke mobil, 2) den jernbundne fosfor er mobil og 3) hele puljen af fosfor, større end baggrundskoncentrationen, er mobil.

Dybde (cm)	Alternativ 1 (g/m ²)	Alternativ 2 (g/m ²)	Alternativ 3 (g/m ²)
0 - 2	0,2	0,5	1,6
0 - 5	0,5	1,2	4,3
0 - 10	1,2	2,7	9,6
0 - 15	1,9	4,1	14,9
0 - 20	2,7	5,3	21,1
0 - 30	4,4	7,9	32,2
0 - 40	6,0	10,5	43,8

I alternativ 1 er det antaget, at den jernbundne fosforpulje ikke er mobil, mens det i alternativ 2 er antaget, at den jernbundne fosforpulje er mobil. Endelig er der i tabellen opstillet et tredje teoretisk alternativ til beregning af den mobile fosforpulje. Her er det antaget, at fosforkoncentrationer større end baggrundsniveauet på 0,7 mg P/g TV (den fosforkoncentration, der er fundet under det "kulturpåvirkede" øverste sedimentlag) er potentielt frigiveligt.

Erfaringer fra en række søer viser, at fosforfrigivelsen hovedsageligt finder sted i de øverste 5-10 cm af sedimentet /22/. I Borup Sø vil frigivelsen dog muligvis kunne ske fra en større dybde, da sedimentet generelt har et højt vandindhold, dvs. er meget løst.

Den udvekselige (mobile) fosforpulje kan ud fra alternativ 1 og 2 beregnes til mellem 0,5 og 1,2 g/m² i de øverste 5 cm af sedimentet og mellem 1,2 og 2,7 g/m² i de øverste 10 cm af sedimentet. Som det fremgår heraf, har det stor betydning, om den jernbundne fosfor medregnes i den mobile fosforpulje eller udelades. Med et søareal på 9,5 ha kan den samlede potentielt frigivelige fosforpulje beregnes til mellem 50 og 120 kg fosfor i de øverste 5 cm af sedimentet og mellem 110 og 250 kg i de øverste 10 cm af sedimentet, afhængigt af om den jernbundne fosfor henregnes til den mobile fosforpulje.

Anvendes den sidste noget mere teoretiske beregningsmetode, er den udvekselige fosforpulje (alternativ 3) væsentligt større.

Den totale fosforpulje i søsedimentet er beregnet til ca. 600 og 1400 kg i henholdsvis de øverste 5 og 10 cm af sedimentet.

Jern-fosforindholdet i overfladesedimentet er lavt (Fe:P ca. 6-8) og har ikke ændret sig væsentligt siden 1990. Der er således stadig lang vej op til det jern-fosfor forhold på over 15:1, hvor jernindholdet under iltede forhold i sedimentet kan spille en væsentlig rolle for fosforfrigivelsen /22/.

Ved de tidligere undersøgelser af sedimentet blev den mobile fosforpulje ned til 10 cm's dybde beregnet til henholdsvis 164-322 og 186-361 kg fosfor, mens den i 2003 som nævnt er beregnet 110-250 kg fosfor. Dette fald i den mobile fosforpulje skyldes næppe frigivelse fra sedimentet, da der i alle årene på nær 1993 har været en nettotilbageholdelse af fosfor i søen. Forklaringen er sandsynligvis den, at der er sket en øget forekomst af fosfor i de puljer, der ikke er mobile.

11. Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

Ved revisionen af overvågningsprogrammet i 1998 indgik som noget nyt målinger af indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i vandfasen i 8 af NOVA søerne, bl.a. Borup Sø. Målingerne udføres hvert andet år, hvor der udtages 6 vandprøver fordelt på to i juni, to i juli, én i august og én i september /23/. På grund af bl.a. analysetekniske problemer er der imidlertid kun målt for tungmetaller i 1998 og 2001, mens der kun er målt for miljøfremmede stoffer i 2001 og 2003.

I dette afsnit præsenteres resultaterne af målingerne af miljøfremmede stoffer i 2003. En liste over de undersøgte stoffer samt analyseresultater findes i bilag 14. Da denne rapport som tidligere nævnt er den foreløbig sidste i rækken om Borup Sø, er resultaterne fra tungmetalundersøgelsen i 1998 og 2001 medtaget (gengivet uændret fra /24/).

11.1 Tungmetaller

Der er i 2001 analyseret for følgende stoffer: Arsen, bly, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel og zink. En tilsvarende undersøgelse af indholdet af tungmetaller i vandfasen blev foretaget i 1998 og resultaterne herfra er medtaget i tabel 12, der viser gennemsnitskoncentrationen af de enkelte tungmetaller i vandfasen i henholdsvis 1998 og 2001 samt kvalitetskrav for stofferne.

Tabel 12. Gennemsnitskoncentrationer af tungmetaller i vandfasen i 1998 og 2001 samt kvalitetskrav i henhold til /25/. Alle værdier angivet i µg/l.

Tungmetal	1998	2001	Kvalitetskrav
Arsen (As)	0,242	0,753	4
Bly (Pb)	0,583	0,433	3,2
Cadmium (Cd)	0,032	0,007	5
Chrom (Cr)	0,340	0,222	10
Kobber (Cu)	0,633	0,567	2 (12)
Kviksølv (Hg)	0,002	0,018	1
Nikkel (Ni)	0,860	0,783	160
Zink (Zn)	-	1,383	110

Indholdet af tungmetaller i søvandet i Borup Sø er generelt lavt, hvilket også er forventeligt, da der ikke er udledninger fra industri og renseanlæg i oplandet til søen.

Sammenlignet med kvalitetskravene angivet i tabel 12 er indholdet af samtlige målte tungmetaller i søvandet da også væsentligt under kravene.

Tungmetalindholdet i søvandet samt eventuel

bioakkumulerende effekt hos fisk er tidligere detaljeret beskrevet i /26/. Heri blev det konkluderet, at koncentrationerne af tungmetaller i Borup Sø generelt ligger væsentligt under grænsen for akutte effekter på dyre- og plantelivet i søen. Med hensyn til bioakkumulation af tungmetaller i fisk er det kun bly, der kommer i nærheden af koncentrationer, der kan medføre kroniske effekter hos fiskene.

11.2 Miljøfremmede stoffer

Der er i 2003 analyseret for 75 miljøfremmede stoffer indenfor følgende grupper: Polyaromatiske kulbrinter (PAH'er), pesticider, aromatiske kulbrinter, phenoler, blødgørere, anioniske detergenter samt MTBE.

Der blev fundet 9 miljøfremmede stoffer, defineret som stoffer der forekom i koncentrationer over detektionsgrænsen. Af disse stammede de 6 fra pesticider - enten som aktivstof eller nedbrydningsprodukt heraf, mens de resterende 3 tilhørte gruppen af PAH'er. Fundne stoffer, højeste koncentrationer og antallet af fund er vist i tabel 13.

Tabel 13. Fundne miljøfremmede stoffer i 2003. Gennemsnitlig koncentration ved fund, max. koncentration samt antallet af fund ud af 6 målerunder i 2003.

Stof	Gns. (µg/l)	Max. (µg/l)	Antal fund
<i>PAH'er:</i>			
Fluoren	0,012	0,012	1
Naphtalen	0,042	0,064	2
Phenanthren	0,026	0,026	1
<i>Pesticider:</i>			
AMPA	0,065	0,110	6
DNOC	0,012	0,012	1
Glyphosat	0,038	0,049	6
MCPA	0,212	0,440	4
4-nitrophenol	0,051	0,077	2
Trichloreddikesyre (TCA)	0,016	0,019	2

Hyppigst forekommende stof var glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA (aminomethylphosphorsyre), der begge blev fundet ved alle seks målerunder. Glyphosat er det aktive stof i totalukrudtsmidlet "Roundup", der er tilladt at anvende på såvel marker som i haver.

MCPA, der blev fundet ved fire af de seks målerunder i 2003, indgår som aktivstof i en række ukrudtsmidler og anvendes både landbrugsmæssigt og i private haver (plænerens). MCPA var det stof, der blev fundet i den største koncentration ved undersøgelsen i 2003.

Af de øvrige fundne pesticider forekom TCA og 4-nitrophenol i 2 ud af 6 prøver, mens DNOC blev fundet i én prøve.

TCA (trichloreddikesyre) er aktivstof i nogle herbicider. TCA har ikke været godkendt til brug herhjemme siden sidst i 1980'erne. DNOC og 4-nitrophenol er aktivstof i nogle insekticider. Ingen af stofferne er godkendt til brug i Danmark.

Udover pesticider blev følgende tre PAH'er fundet i 2003: Fluoren, naphthalen og phenanthren.

I forhold til undersøgelsen i 2001 er der fundet 5 nye stoffer: De 3 ovennævnte PAH'er samt pesticiderne DNOC og 4-nitrophenol.

I 2001 blev der fundet 13 miljøfremmede stoffer, altså fire mere end i 2003. En oversigt over fundne stoffer, højeste koncentrationer og antallet af fund i 2001 er vist i tabel 14.

Tabel 14. Fundne miljøfremmede stoffer i 2001. Gennemsnitlig koncentration ved fund, max. koncentration samt antallet af fund ud af 6 målerunder i 2001.

Stof	Gns. (µg/l)	Max. (µg/l)	Antal fund
<i>Nonylphenoler:</i>			
Nonylphenoethoxylater	0,012	0,012	1
<i>Pesticider:</i>			
AMPA	0,084	0,130	6
Glyphosat	0,041	0,110	6
MCPA	0,010	0,010	2
Trichloreddikesyre (TCA)	0,017	0,021	2
Dichlorprop	0,016	0,027	4
Hydroxysimazin	0,012	0,014	4
Terbuthylazin	0,023	0,031	4
BAM	0,016	0,022	3
Simazin	0,023	0,032	2
3-hydroxycarbofuran	0,038	0,043	2
Hydroxyatrazin	0,011	0,012	1
Bentazon	0,016	0,016	1

Af de 13 fundne stoffer i 2001 er 4 gengangere i 2003: AMPA, Glyphosat, MCPA og TCA, mens de resterende 9 ikke er genfundet i 2003. Disse 9 stoffer fra undersøgelsen i 2001 er kort resumeret i det følgende.

Terbuthylazin, dichlorprop og hydroxysimazin blev fundet i 4 ud af 6 prøver. Terbuthylazin er det aktive stof i et herbicid i gruppen af triaziner, der bl.a. rummer simazin og atrazin. Sidstnævnte stof blev tidligere ofte anvendt langs veje og jernbaner inden det blev forbudt i 1994. Dichlorprop er det aktive stof i et herbicid af phenoxysyregruppen. Stoffet er tilladt at anvende med en række begrænsninger på korn- og frøgræsmarker samt på plæner. Hydroxy-

simazin er et nedbrydningsprodukt af herbicidet simazin, der også er tilladt at anvende ligeledes med en række begrænsninger.

BAM (2,6-dichlorbenzamid) er et nedbrydningsprodukt af herbicidet dichlorbenil, der især er anvendt i haver og på befæstede arealer. Stoffet er i dag forbudt. BAM blev fundet i 3 ud af 6 målerunder.

3-hydroxycarbofuran og simazin blev fundet i 2 ud af 6 målerunder. 3-hydroxycarbofuran er et nedbrydningsprodukt af insekticidet carbofuran, der bl.a. er anvendt som middel mod skadedyr på planter. Simazin er et herbicid med en række begrænsninger på anvendelsen.

Hydroxyatrazin og bentazon blev begge fundet ved en enkelt målerunde. Hydroxyatrazin er et nedbrydningsprodukt fra herbicider med atrazin som aktivstof. Atrazin blev som tidligere nævnt allerede forbudt i 1994. Bentazon er et herbicid med begrænset anvendelse på marker.

Udover ovennævnte biocider blev der ved én af målerunderne fundet nonylphenoethoxylat, der er et overfladeaktivt stof i bl.a. vaske- og rengøringsmidler, maling og lak, kosmetik samt hjælpestof i bekæmpelsesmidler. Nonylphenoler virker som kønshormonet østrogen hos pattedyr, fisk og krebsdyr.

Sammenfattes resultaterne fra 2001 og 2003 viser det sig ikke overraskende, at Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA er det hyppigst forekommende stof (fundet ved samtlige 12 målerunder). Glyphosat er som tidligere nævnt aktivstof i bl.a. "Roundup", der i stort omfang anvendes som ukrudtsmiddel såvel privat som på marker etc.

De højest målte koncentrationer af såvel glyphosat og AMPA ligger lige akkurat over grænseværdien for indholdet i drikkevand, der er på 0,1 µg/l for begge stoffers vedkommende /27/.

Glyphosat er vurderet til at have en lav akut giftighed overfor dafnier, mens det er giftigt overfor fisk og alger. AMPA er vurderet til at have en lav akut giftighed overfor fisk og dafnier, mens det er moderat giftigt overfor alger /28/.

De koncentrationer, hvor glyphosat og AMPA har en effekt er imidlertid betydeligt højere end de koncentrationer, der er målt i vandfasen i søen. De koncentrationer af stofferne, hvor der ikke er observeret en effekt (NOEC koncentrationer) er således adskillige mg pr.liter vand.

MCPA er med 6 fund ud af de 12 målerunder det næsthyppest forekommende stof. MCPA er som tidligere nævnt aktivstof i en række ukrudtsmidler bl.a. til plænerens. MCPA er samtidig det stof, der

er målt i den største koncentration (0,44 µg/l). Grænseværdien for MCPA i drikkevand er 0,1 µg/l, hvilket ligeledes er kvalitetskriteriet for overfladevand. NOEC koncentrationen er dog væsentligt højere.

For de øvrige stoffer gælder det generelt, at de kun er fundet ved enkelte af målerunderne og typisk i lave koncentrationer.

12. Konklusion

Set for hele perioden 1989-2003 kan der ikke konstateres et fald i hverken fosfor- eller kvælstoftilførslen til Borup Sø. De betydelige variationer fra år til år i tilførslen af fosfor og kvælstof er først og fremmest betinget af store variationer i vandtilførslen til søen i de enkelte år.

Der har dog i de seneste 4-5 år været en tendens til et fald i den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor, mens der for kvælstofs vedkommende reelt kan påvises et fald i indløbskoncentrationen.

Mængden af tilført fosfor er fortsat større end den fosformængde, der fraføres søen, hvorfor søens interne fosforpulje stadig øges.

I perioden 1989-96 var søen inde i en negativ udvikling, med stigende algebiomasser og med en større og større dominans af blågrønalger. Samtidig faldt mængden af dyreplankton i form af en nedgang i mængden af dafnier.

For at vende denne udvikling blev der i 1996 iværksat en opfiskning af søens meget store bestand af skaller og brasener. I 1996 og 1997 var tilstanden i søen bedre, men dyreplanktonet formåede stadig ikke at kontrollere mængden af alger i søen og i 1998-99 gik udviklingen igen den gale vej med stigende algebiomasser. For igen at vende udviklingen blev opfiskningen intensiveret i 2000.

De sidste par års målinger viser, at søen igen er på ret kurs. Sigtdybden er steget markant, hvilket har medført, at der igen er kommet undervandsplanter i søen.

Resultaterne fra de sidste års målinger viser imidlertid også, at dyreplanktonet stadig ikke formår at regulere mængden af alger, der antagelig primært har været næringsbegrænset de seneste år.

Selv om fiskebestanden er reduceret væsentligt, er fiskenes vækst- og konditionsforhold ikke forbedret i takt hermed hvilket tyder på, at fiskenes prædationstryk på dyreplanktonet stadig er højt. Samtidig er aborrerne endnu ikke i stand til at regulere mængden af fredfisk i søen.

Borup Sø er generelt målsat (B) hvilket bl.a. indebærer krav til en gennemsnitlig fosforkoncentration mindre end 100-150 µg P/l og en sigtdybde ikke under 1 meter, begge beregnet som sommergennemsnit. Desuden er der krav om en udbredt undervandsvegetation og en varieret og alsidig fiskebestand uden masseforekomst af fredfisk.

I 2003 var såvel kravet til fosforindhold som sigtdybde for første gang i mange år opfyldt.

Søens tilstand er dog langt fra stabil endnu. Af afgørende betydning for søens udvikling i de kommende år er det, at næringsstofftilførslen til søen reduceres yderligere. Lykkes dette ikke, er der risiko for, at søen igen udvikler sig i en negativ retning.

13. Referencer

- 1/ Miljøstyrelsen (2000). NOVA 2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1.
- 2/ Danmarks Miljøundersøgelser (2004). Det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1 og 2. www.dmu.dk.
- 3/ Danmarks Miljøundersøgelser (2003). Paradigma 2003. www.dmu.dk.
- 4/ Høy, T. og J. Dahl (1995). Danmarks søer. Søerne i Roskilde Amt, Københavns Kommune og Københavns Amt. Strandbergs Forlag.
- 5/ Danmarks Miljøundersøgelser (1999). Oplandsanalyse af vandløbs- og søoplande 1998-2003. Vandløb og søer. Teknisk anvisning fra DMU nr. 15.
- 6/ Roskilde Amt (1997). Vandmiljøovervågning. Overvågning af søer 1996 samt temarapportering regionale søer.
- 7/ Danmarks Miljøundersøgelser (1994). Notat fra arbejdsgruppe vedrørende beregning af den diffuse tilførsel af total N og total P fra umålte oplande i overvågningsprogrammet.
- 8/ Olrik, K. (1991). Planteplankton-metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt nr. 187. Miljøstyrelsen.
- 9/ Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann & P. Andersen (1992). Zooplankton i søer - metoder og artslistes. Miljøprojekt 205. Miljøstyrelsen.
- 10/ Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann (1990). Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram, fiskeredskaber og metoder. Danmarks Miljøundersøgelser. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.
- 11/ Roskilde Amt (1989). Fiskeribiologisk undersøgelse af Borup Sø, august 1988. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Roskilde Amt.
- 12/ Roskilde Amt (1994). Fiskebestanden i Borup Sø, August 1993. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Roskilde Amt.
- 13/ Roskilde Amt (2000). Fiskebestanden i Borup Sø, september 2000. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium for Roskilde Amt.
- 14/ Lauridsen T.L. (1998). Fiskeyngelundersøgelser i søer. - Danmarks Miljøundersøgelser. Teknisk anvisning fra DMU.
- 15/ Hedeselskabet (2003). Vegetationsundersøgelse i Borup Sø 2002.
- 16/ Hedeselskabet (2004). Vegetationsundersøgelse i Borup Sø 2003.
- 17/ Danmarks Miljøundersøgelser (1996). Vegetationsundersøgelser i søer - metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU nr 12 (2. udg.).
- 18/ Olrik, K. (1993). Planteplankton-økologi. Miljøprojekt nr. 243. Miljøstyrelsen.
- 19/ Olrik, K. (1997). Danmarks planteplankton. Gads Forlag.
- 20/ Hansen, L.R., J. Kristiansen & J.V. Rasmussen (1994). Potential toxicity of the freshwater *Chrysochromulina* species *C. parva* (Prymnesiophyceae). Hydrobiologia 287: 157-159.
- 21/ Danmarks Miljøundersøgelser (1990). Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU.
- 22/ Miljøstyrelsen (1990). Eutrofieringsmodeller for søer. NPo forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C9.
- 23/ Danmarks Miljøundersøgelser (1999). Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand. Teknisk anvisning fra DMU nr. 17.
- 24/ Roskilde Amt (2002). Vandmiljøovervågning. Borup Sø 1989-2001.

- 25/ Miljø- og Energiministeriet (1996). Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996.
- 26/ Roskilde Amt (1999). Vandmiljøovervågning. Borup Sø 1989-1998.
- 27/ Danmarks Miljøundersøgelser (1999). Miljøfremmede stoffer. Datablade af 23. marts 1999.
- 28/ Miljøstyrelsen (2000). Udleveret baggrundsmateriale om Roundup.

14. Bilagsfortegnelse

1. Klimadata.
2. Søkort og morfometriske data.
3. Oplandsstørrelse, areal- og jordtypefordeling.
4. Samleskema for vandføring og stofkoncentrationer i tilløbet Borup Bæk, station 948, i perioden 1989-2003.
5. Vand- og stofbalanceberegninger for 2003 opgjort på månedsbasis.
6. Samleskemaer for vand og stof 1989-2003. Års- og sommerværdier.
7. Kildeopsplitning.
8. Samleskema for fysisk-kemiske målinger 1989-2003.
9. Samleskemaer for plankton.
10. Oversigt over undervandsvegetationens udbredelse i 2003.
11. Fiskeyngelundersøgelse 2003.
12. Fiskeundersøgelse 2003 - CPUE-værdier.
13. Sedimentundersøgelse 2003.
14. Miljøfremmede stoffer 2003.
15. Oversigt over udførte undersøgelser i søen.

Bilag 1

KLIMADATA - Borup Sø

Temperatur (grader C)

Måned	Normal 1961-90	2003
Jan	-0,4	0,1
Feb	-0,3	-1,8
Mar	2,0	3,3
Apr	6,0	6,5
Maj	11,2	11,8
Jun	15,1	15,6
Jul	16,1	18,1
Aug	16,0	17,8
Sep	12,9	13,8
Okt	9,0	5,9
Nov	4,7	6,5
Dec	1,4	3,5
År	7,8	8,4
Sommer	14,3	15,4

Solskinstimer

Målestation: Københavns Lufthavn

Måned	Normal 1961-90	2003
Jan	43	33
Feb	68	84
Mar	117	186
Apr	185	249
Maj	249	261
Jun	259	292
Jul	244	295
Aug	233	304
Sep	158	216
Okt	103	125
Nov	57	27
Dec	38	48
År	1754	2120
Sommer	1143	1368

Globalindstråling (MJ/m2)

Måned	Normal	2003
Jan		47
Feb		118
Mar		323
Apr		478
Maj		558
Jun		634
Jul		585
Aug		518
Sep		363
Okt		201
Nov		49
Dec		36
År		3910
Sommer		2657

Hård vind målt ved Ledreborg Alle (DMI 30421 Ledreborg Alle II)

% vindhastigheder lig med eller over 10,8 m/s

Måned	Normal 1989 - 98	2003
jan	5,7	4,14
feb	5,2	1,29
mar	5,2	2,22
apr	1,6	2,33
maj	0,5	0,60
jun	0,2	1,08
jul	0,0	0,14
aug	0,1	0,56
sep	0,3	0,23
okt	1,2	1,38
nov	1,3	0,73
dec	2,0	1,98

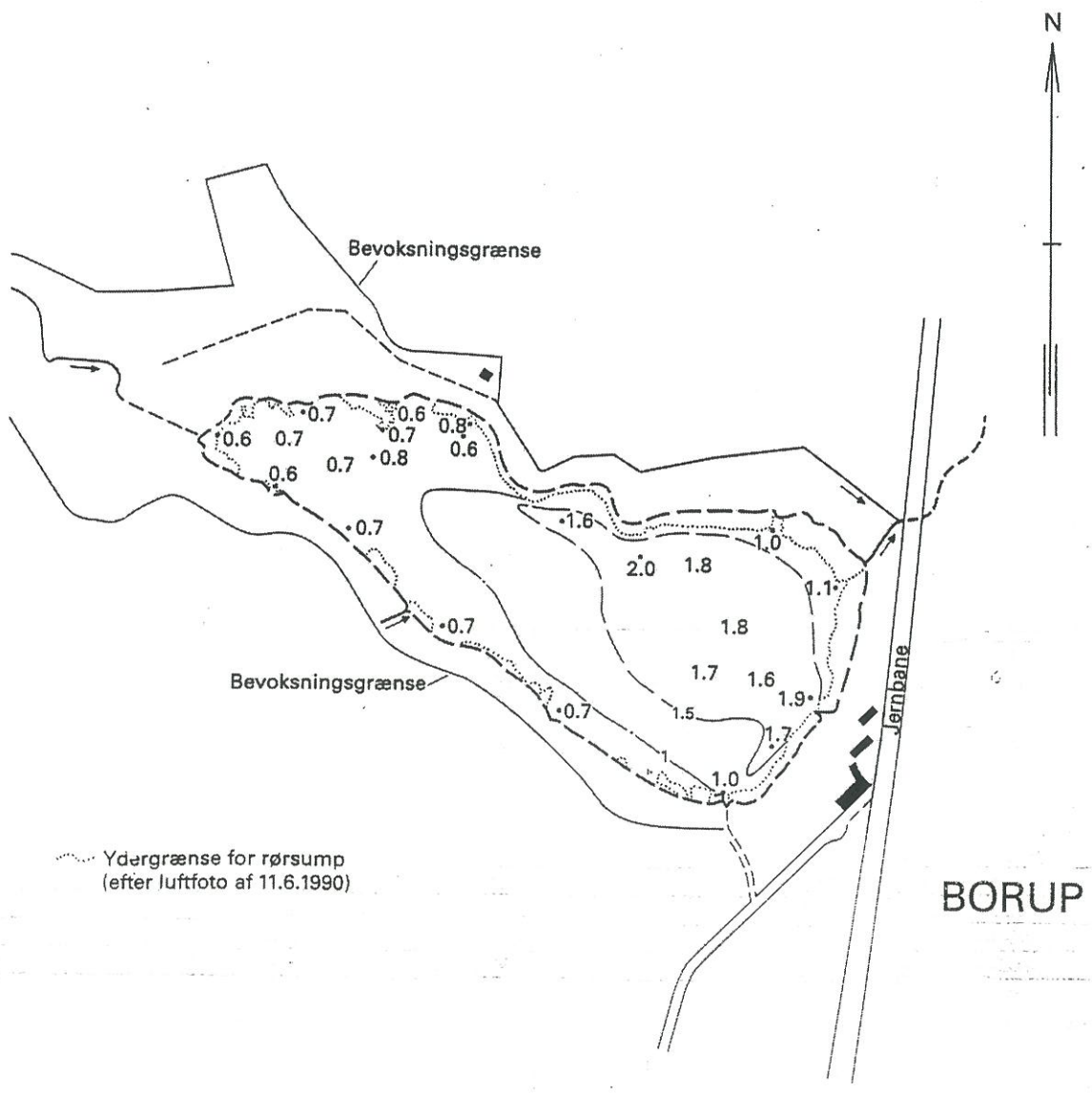
Potentiel fordampning (mm)

Måned	Normal 1961-90	2003
Jan	5	5
Feb	11	13
Mar	30	42
Apr	56	69
Maj	87	92
Jun	102	114
Jul	104	110
Aug	83	98
Sep	51	63
Okt	27	28
Nov	10	7
Dec	4	4
År	570	646
Sommer	427	477

Nedbør (mm)

Måned	Normal 1961-90	2003
Jan	49	60
Feb	32	7
Mar	41	9
Apr	40	50
Maj	44	63
Jun	51	48
Jul	64	79
Aug	63	39
Sep	62	50
Okt	59	43
Nov	65	42
Dec	60	50
År	630	539
Sommer	284	278

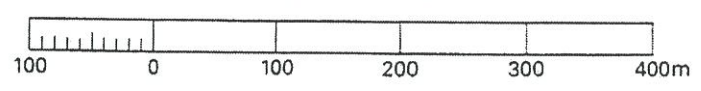
Bilag 2



BORUP SØ

SKOVBO KOMMUNE, ROSKILDE AMT

1:5000



Ekkolodning foretaget maj 1991
 ved vandspejl 40,0 m over DNN (GI)
 Måling og udarbejdelse: Landinspektør Thorkild Høy
 2. udg. juni 1991 på basis af fuldstændig nymåling.

©THORKILD HØY

BORUP SØ

Morfometriske data bestemt efter kort i 1:5000 udarbejdet af Thorkild Høy i 1991.

Areal: 9,5 ha

Volumen:

I dybdeintervallet 0 - 1 meter: 74.000 m³

I dybdeintervallet 1 - 1,5 meter: 20.000 m³

I dybdeintervallet 1,5 - 2,0 meter: 6.000 m³

Volumen i alt: 100.000 m³

Middeldybde: 1,05 meter

Bilag 3

BORUP SØ. Topografisk opland, jordtypefordeling og arealudnyttelse.

OPLAND TIL:	Delopland til Borup Bæk, st. 948		Delopland direkte til sø		Samlet opland	
	ha	%	ha	%	ha	%
TOTAL AREAL:	420	100	337	100	757	100
JORDTYPEFORDELING:						
1) Grovsandet jord	-	-	-	-	-	-
2) Finsandet jord	-	-	-	-	-	-
3) Lerblandet sandjord	3	1.4	-	-	3	0.6
4) Sandblandet lerjord	202	91.8	200	81.3	402	86.3
5) Lerjord	15	6.8	46	18.7	61	13.1
6) Svær lerjord	-	-	-	-	-	-
7) Humus	-	-	-	-	-	-
8) Kalkrig jord	-	-	-	-	-	-
AREALUDNYTTELSE:						
Dyrket areal	220	52.4	246	73.0	466	61.6
Skovareal	192	45.7	91	27.0	283	37.4
Ferskvandsareal	7	1.7	-	-	7	0.9
Byzoneareal	-	-	-	-	-	-
Befæstet areal	1	0.2	-	-	1	0.1
Andre arealer	-	-	-	-	-	-
CORINE:						
2110 Dyrket areal	225	53.6	251	74.5	476	62.9
3130 Blandet skov	195	46.4	86	25.5	281	37.1

Bilag 4

Borup Bæk, station 948		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Vandføring																
Årsmiddel (l/s)		20,3	29,8	29,5	23,3	46	62,1	33,5	9,3	10,0	35,5	36,8	24,1	23,8	44,3	18,7
Sommermiddel (l/s)		6,6	5,7	11,3	2,2	32,7	28,9	5,2	7,7	1,9	3,0	5,1	1,5	13,5	8,4	5,1
Total-P																
Årsmiddelkoncentration (mg/l)		0,346	0,305	0,206	0,300	0,154	0,242	0,303	0,395	0,337	0,203	0,176	0,156	0,188	0,145	0,215
Sommermiddelkoncentration (mg/l)		0,504	0,588	0,339	0,501	0,278	0,441	0,476	0,462	0,388	0,284	0,272	0,227	0,282	0,234	0,326
Vandføringsvægtet årsmiddelkonc. (mg/l)		0,221	0,113	0,118	0,074	0,095	0,130	0,084	0,188	0,161	0,138	0,089	0,066	0,120	0,091	0,128
Vandføringsvægtet sommermiddelkonc. (mg/l)		0,653	0,380	0,174	0,117	0,162	0,277	0,128	0,179	0,258	0,190	0,193	0,155	0,167	0,185	0,300
Årlig stofftransport (kg)		141,3	105,9	109,5	54,7	138,1	254,5	89,0	55,2	50,9	153,9	102,8	50,7	89,8	127,4	75,8
Sommer stofftransport (kg)		57,3	28,8	25,9	3,4	69,8	106,1	8,7	18,3	6,3	7,4	13,0	3,1	29,9	20,4	20,2
Opløst fosfor																
Årsmiddelkoncentration (mg/l)		0,182	0,217	0,109	0,246	0,117	0,186	0,238	0,332	0,269	0,127	0,104	0,100	0,101	0,068	0,107
Sommermiddelkoncentration (mg/l)		0,325	0,440	0,180	0,435	0,227	0,375	0,378	0,404	0,309	0,221	0,175	0,156	0,182	0,111	0,170
Vandføringsvægtet årsmiddelkonc. (mg/l)		0,103	0,066	0,062	0,040	0,060	0,078	0,044	0,136	0,117	0,050	0,043	0,034	0,055	0,040	0,055
Vandføringsvægtet sommermiddelkonc. (mg/l)		0,339	0,247	0,088	0,083	0,111	0,217	0,094	0,128	0,200	0,132	0,121	0,107	0,094	0,098	0,133
Årlig stofftransport (kg)		66,0	62,4	57,9	29,4	87,6	152,2	46,0	40,0	37,0	56,5	49,5	25,9	41,4	55,2	32,4
Sommer stofftransport (kg)		29,4	18,5	13,1	2,4	47,9	82,4	6,4	13,0	5,0	5,2	8,1	2,1	16,6	10,8	8,9
Part-P																
Årsmiddelkoncentration (mg/l)		0,164	0,088	0,097	0,054	0,037	0,056	0,065	0,063	0,068	0,076	0,072	0,057	0,087	0,077	0,108
Sommermiddelkoncentration (mg/l)		0,179	0,148	0,159	0,066	0,051	0,066	0,098	0,058	0,079	0,063	0,097	0,071	0,101	0,124	0,156
Vandføringsvægtet årsmiddelkonc. (mg/l)		0,118	0,046	0,055	0,034	0,035	0,052	0,041	0,051	0,044	0,087	0,046	0,032	0,065	0,052	0,074
Vandføringsvægtet sommermiddelkonc. (mg/l)		0,322	0,138	0,086	0,035	0,051	0,062	0,034	0,049	0,040	0,053	0,072	0,048	0,074	0,087	0,167
Årlig stofftransport (kg)		75,4	43,5	51,6	25,3	50,5	102,3	43,0	15,0	14,0	97,3	53,3	24,8	48,4	72,2	43,4
Sommer stofftransport (kg)		27,9	10,3	12,8	1,0	21,9	23,6	2,3	5,0	1,0	2,1	4,8	1,0	13,3	9,6	11,3
Total-N																
Årsmiddelkoncentration (mg/l)		6,417	6,651	6,067	7,829	7,274	5,108	4,617	5,909	6,260	6,672	5,080	4,873	5,131	4,223	4,167
Sommermiddelkoncentration (mg/l)		4,345	5,024	4,684	5,283	5,416	4,635	3,747	4,745	4,463	5,049	4,657	4,303	4,700	3,497	3,774
Vandføringsvægtet årsmiddelkonc. (mg/l)		8,108	8,222	7,228	10,294	7,164	5,637	5,404	6,310	7,857	8,624	6,129	6,018	5,830	4,856	4,781
Vandføringsvægtet sommermiddelkonc. (mg/l)		3,683	7,014	4,605	4,812	5,240	5,154	3,439	4,198	3,738	5,451	4,098	4,485	6,006	3,320	3,380
Årlig stofftransport (kg)		5,195	7,736	6,729	7,573	10,391	11,044	5,715	1,848	2,490	9,646	7,113	4,590	4,370	6,786	2,821
Sommer stofftransport (kg)		323	532	685	138	2,264	1,971	235	429	92	213	277	90	1,073	367	228

Bilag 5

Vandbalance Borup Sø 2003

Alle værdier i 1000m3

	Nedbør x søareal	Fordampn. x søareal	Direkte tilførsel	Målt tilløb	Umålt opland	Samlet eksternt tilførsel	Fraførsel (i søafløb)	Magasin	"Grundvand" (+ indsvivning - udsivning)	Samlet tilførsel (eksternt + indsivning)	Samlet fraførsel (søafløb + udsivning)
Jan	7	1		204	161	371	337	-7	-41	371	378
Feb	1	1		120	95	215	148	-2	-69	215	217
Mar	1	4		74	59	130	112	-2	-20	130	132
Apr	6	7		33	26	58	51	-3	-11	58	62
Maj	7	9		36	29	63	111	-4	44	107	111
Jun	5	11		9	7	11	24	-7	6	17	24
Jul	9	11		5	4	7	14	-5	2	9	14
Aug	4	9		13	10	19	2	-5	-22	19	24
Sep	6	6		4	3	6	3	1	-2	6	5
Okt	5	3		27	21	50	2	4	-45	50	46
Nov	5	1		12	9	25	12	14	2	27	12
Dec	6	0		53	42	101	99	7	6	106	99
År	59	61		590	468	1056	913	-9	-152	1056	1065
Sommer	31	45		67	53	106	153	-20	27	133	153

Stofbalance Borup Sø 2003

TOTAL FOSFOR

Alle værdier i kg

	Atm. deposition (kg)	Umålt opland (kg)	Målt tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)
Jan	0	13	17	30	-3	-3	-0	-3
Feb	0	9	12	8	-3	-3	13	10
Mar	0	4	6	6	-1	2	1	3
Apr	0	2	3	3	-1	-0	2	2
Maj	0	8	9	8	12	5	17	21
Jun	0	2	2	3	2	4	-1	3
Jul	0	1	2	2	1	2	-1	1
Aug	0	5	6	0	-4	-6	12	6
Sep	0	1	1	1	-0	-3	4	1
Okt	0	4	5	0	-4	-1	7	6
Nov	0	2	2	1	0	1	2	3
Dec	0	9	11	7	1	1	15	15
År	1	60	76	68	-1	-2	70	68
Sommer	0	16	20	14	9	1	31	33

Stofbalance Borup Sø 2003

TOTAL KVÆLSTOF

Alle værdier i kg

	Atm. deposition (kg)	Umålt opland (kg)	Målt tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)
Jan	12	858	1.082	1.913	-251	28	-240	-213
Feb	12	516	650	809	-411	-204	161	-43
Mar	12	253	320	437	-74	-168	242	74
Apr	12	88	110	99	-23	-158	246	88
Maj	12	91	115	131	137	20	203	223
Jun	12	26	33	34	23	14	45	60
Jul	12	17	22	23	8	-34	70	36
Aug	12	31	38	3	-33	1	45	45
Sep	12	16	20	5	-4	-11	49	38
Okt	12	86	108	3	-65	9	128	137
Nov	12	31	39	25	7	77	-14	63
Dec	12	226	285	236	30	37	279	316
År	143	2237	2821	3719	-657	-389	1213	824
Sommer	60	180	228	197	131	-10	411	402

Stofbalance Borup Sø 2003

JERN

Alle værdier i kg

	Atm. deposition (kg)	Umålt opland (kg)	Målt tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)
Jan	0	76	96	165	-12	1	-6	-5
Feb	0	57	72	35	-16	-21	98	78
Mar	0	19	23	12	-1	-1	30	29
Apr	0	11	13	3	-1	0	19	20
Maj	0	51	64	10	76	-2	182	181
Jun	0	6	8	2	5	-1	18	17
Jul	0	4	6	2	2	1	9	10
Aug	0	6	8	1	-1	-2	14	12
Sep	0	3	3	1	-0	-2	7	5
Okt	0	20	26	0	-2	2	42	44
Nov	0	8	10	0	1	-2	21	19
Dec	0	13	17	1	2	-1	33	31
År	0	273	345	231	53	-27	467	440
Sommer	0	70	88	15	81	-6	231	225

Bilag 6

Borup Sø - Vand- og stofbalanceberegninger

Vand- og stofbalanceberegningerne er for 1989-97 udført ved hjælp af EDB-programmet STOQ-sømodul vers. 3.30, i 1998-2001 er anvendt vers. 4.4 - 4.6. I 2002-03 er anvendt STOQ SQL sømodul vers. 2.07.

De anvendte beregningsmetoder er udførligt beskrevet i de tidligere års rapporter, eksempelvis i rapporten "Borup Sø 1989-95". For en gennemgang af programmets beregningsmetoder henvises der derfor til eksempelvis nævnte rapport.

Til de beregnede værdier i samleskemaerne knytter sig følgende forklaringer:

Vandbalancer

1. Vandbalancer for perioden 1989-2003 er beregnet under hensyntagen til vandstandsændringer, nedbør og fordampning.
2. Opholdstiden er beregnet på grundlag af fraførte vandmængder.

Stofbalancer

1. Indsivet stofmængde via grundvandsindsivning lagt til tilførslen; udsivet stofmængde via grundvandsudsivning er lagt til fraførslen. Dette som følge af, at den beregnede ind- eller udsivning stammer fra usikkerheden på vandbalancen.
2. Retentionen (tilbageholdelsen) er beregnet som:
$$\text{tilført stofmængde} - \text{fraført stofmængde},$$

hvor tilført stofmængde er:
$$\text{transport fra målt opland} + \text{transport fra umålt opland} + \text{atm. deposition} - \text{magasinering} + \text{transport i grundvand}$$
3. Vandføringsvægtet indløbskoncentration er beregnet som periodens stoftilførsel i målt opland / periodens vandtilførsel ligeledes i målt opland.

Årsoppgørelse Vandbalance

Borup Sø

Nedbør (1000m ³)	For- dampning opland (1000m ³)	Umålt Tilløb (1000m ³)	Afløb (1000m ³)	"Grundvand" (1000m ³)	Magasin (1000m ³)	Samlet overfladetilførsel (1000m ³)	Samlet tilførsel incl. indsviwing (1000m ³)	Samlet fraførsel incl. udsviwing (1000m ³)	Stighøjde overfladetilførsel (m/år)	Stighøjde Opholdstid Ar (dage)	Stighøjde Opholdstid Ar (år)	Stighøjde Opholdstid Ar (dage)
1983			2.256			2.958	2.958	2.256	31,1	23,7	31,1	23,7
1988			1.569			2.214	2.214	1.569	23,3	16,5	23,3	16,5
1989	51	59	641	-54	2	1.144	1.144	1.143	12,0	11,5	12,0	0,082
1990	62	58	753	452	24	1.697	2.149	2.125	17,9	22,4	17,9	0,044
1991	64	54	745	138	-12	1.686	1.824	1.836	17,7	19,3	17,7	0,058
1992	50	61	589	736	2	1.313	1.382	1.380	13,8	14,5	13,8	0,060
1993	74	52	1.160	2.651	6	2.633	2.656	2.651	27,7	27,9	27,7	0,041
1994	75	56	1.568	3.302	-12	3.545	3.545	3.558	37,3	34,8	37,3	0,027
1995	50	57	846	2.091	-21	1.897	2.070	2.091	20,0	22,0	20,0	0,041
1996	49	62	234	617	12	513	629	617	5,4	6,5	5,4	0,144
1997	70	62	254	760	9	578	768	760	6,1	8,0	6,1	0,124
1998	82	47	897	1.118	13	2.051	2.051	2.038	21,6	20,9	21,6	0,045
1999	77	54	920	-148	0	2.104	2.104	2.104	22,1	20,6	22,1	0,042
2000	59	46	605	372	-11	1.381	1.752	1.763	14,5	18,6	14,5	0,052
2001	78	62	594	750	-3	1.359	1.803	1.806	14,3	19,0	14,3	0,051
2002	86	60	1.108	1.397	-3	2.532	2.725	2.728	26,7	28,7	26,7	0,032
2003	60	61	468	913	-9	1.056	1.056	1.065	11,1	9,6	11,1	0,071

Sommeropgørelse Vandbalance

Borup Sø

Nedbør (1000m ³)	For- dampning opland (1000m ³)	Umålt Tilløb (1000m ³)	Afløb (1000m ³)	"Grundvand" (1000m ³)	Magasin (1000m ³)	Samlet overfladetilførsel (1000m ³)	Samlet tilførsel incl. indsviwing (1000m ³)	Samlet fraførsel incl. udsviwing (1000m ³)	Stighøjde overfladetilførsel (m/år)	Stighøjde Opholdstid Sommer (dage)	Stighøjde Opholdstid Sommer (år)	Stighøjde Opholdstid Sommer (dage)
1983						138	138	150	1,5	0,9	1,5	0,411
1988						123	123	177	1,3	1,9	1,3	0,184
1989	25	45	88	-68	-12	261	275	282	2,7	3,0	2,7	0,140
1990	29	43	76	72	17	18	18	66	0,2	0,6	0,2	0,499
1991	34	40	119	14	-7	781	781	738	8,2	6,4	8,2	0,060
1992	15	48	23	-6	-48	675	675	676	7,1	4,1	7,1	0,076
1993	41	37	346	-131	43	98	98	135	1,0	1,2	1,0	0,267
1994	30	44	382	-282	-1	159	159	185	1,7	1,9	1,7	0,203
1995	19	44	55	-18	-37	30	30	90	0,3	0,9	0,3	0,408
1996	23	48	82	-6	-26	64	64	81	0,7	0,7	0,7	0,286
1997	34	48	20	30	-30	114	114	217	1,2	2,3	1,2	0,135
1998	31	37	31	-12	-16	22	22	92	0,2	1,0	0,2	0,271
1999	35	42	54	96	-7	316	316	416	3,3	4,4	3,3	0,076
2000	22	36	16	55	-15	192	192	200	2,0	2,0	2,0	0,286
2001	43	47	142	108	8	106	133	153	1,1	1,6	1,1	0,345
2002	39	45	88	-9	-7							
2003	31	45	53	27	-20							

Årsopgørelse TOTAL-P

Borup Sø

År	Atm. dep. (kg)	Umålt opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (g/m2/år)	Retention (g/m2/år)	Retention (mg/m2/dag)	Magasin + retention (g/m2/år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
1983																	
1988																	0,235
1989																	0,120
1990																	0,221
1991																	0,113
1992																	0,118
1993																	0,074
1994																	0,095
1995																	0,130
1996																	0,084
1997																	0,188
1998																	0,161
1999																	0,138
2000																	0,089
2001																	0,066
2002																	0,120
2003																	0,091
																	0,128

Sommeropgørelse TOTAL-P

Borup Sø

År	Atm. dep. (kg)	Umålt opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (g/m2/år)	Retention (g/m2/år)	Retention (mg/m2/dag)	Magasin + retention (g/m2/år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
1983																	
1988																	0,101
1989																	0,260
1990																	0,653
1991																	0,380
1992																	0,174
1993																	0,117
1994																	0,162
1995																	0,277
1996																	0,128
1997																	0,179
1998																	0,258
1999																	0,190
2000																	0,193
2001																	0,155
2002																	0,167
2003																	0,185
																	0,300

Borup Sø

Årsoppgørelse TOTAL-N

Borup Sø

År	Atm. dep. opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (kg)	Retention (g/m ² /år)	Retention (mg/m ² /dag)	Magasin + retention (g/m ² /år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
1983					13.951					40,0	34.879	20.928	367,15			
1988					7.176					44,5	16.139	8.963	169,88			
1989	131	4.156	5.195	5.391	72	-37	4.200	44,0	44,0	43,6	9.554	5.391	100,56	44,21	121,12	43,82
1990	131	6.189	7.736	15.716	3.758	719	1.379	7,7	7,7	43,6	9.554	5.391	100,56	44,21	121,12	43,82
1991	131	5.383	6.729	11.233	1.046	-487	2.544	19,1	19,1	15,5	13.290	11.233	139,90	26,78	73,38	22,09
1992	143	6.058	7.573	10.644	1.086	585	3.631	24,4	24,4	28,4	14.859	10.644	156,41	38,22	104,72	21,66
1993	142	8.313	10.391	19.511	758	-621	715	9,4	3,6	0,5	19.605	19.511	206,37	7,53	20,62	44,37
1994	190	8.836	11.044	19.678	-564	18	-171	-0,9	-0,9	-0,9	20.070	20.242	211,26	-2,00	-5,47	0,99
1995	190	4.572	5.715	11.826	989	-459	100	0,9	0,9	3,1	11.466	11.826	120,70	1,05	2,88	7,164
1996	190	1.479	1.848	2.721	853	187	1.463	1,650	33,5	37,8	4.370	2.721	46,00	15,40	42,19	5,637
1997	190	1.992	2.490	4.313	1.513	552	1.320	21,3	21,3	30,3	6.186	4.313	65,11	13,90	38,07	5,404
1998	143	7.740	9.646	15.698	-179	-267	1.918	10,9	10,9	9,4	17.528	15.877	184,50	20,19	55,31	17,37
1999	143	5.640	7.113	10.344	-1.551	-28	1.030	8,0	8,0	7,8	12.896	11.895	135,75	10,84	29,69	8,624
2000	143	3.639	4.590	8.464	2.069	-172	2.149	20,6	20,6	18,9	10.441	8.464	109,90	22,62	61,98	6,129
2001	143	3.465	4.370	7.911	2.442	74	2.435	23,4	23,4	24,1	10.420	7.911	109,68	25,63	70,23	6,018
2002	143	5.381	6.786	14.487	1.316	-46	-816	-6,0	-6,0	-6,3	13.625	14.487	143,42	-8,59	-23,54	5,830
2003	143	2.237	2.821	3.719	-657	-399	1.213	82,4	23,3	15,8	5.200	4.376	54,74	12,77	34,98	4,856
																8,67

Sommeroppgørelse TOTAL-N

Borup Sø

År	Atm. dep. opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (kg)	Retention (g/m ² /år)	Retention (mg/m ² /dag)	Magasin + retention (g/m ² /år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
1983					1.359					31,3	4.338	2.979	45,66			
1988					843					89,1	946	103	9,96			
1989	55	258	323	250	-132	-163	-67	-10,6	-10,6	39,8	636	383	6,70	-0,71	-1,94	2,67
1990	55	426	532	868	605	460	290	17,9	17,9	46,3	1.618	868	17,03	3,05	8,36	7,89
1991	55	548	685	694	164	-118	877	60,4	60,4	52,2	1.452	694	15,29	9,23	25,29	7,99
1992	60	110	138	169	19	-299	457	140,0	140,0	48,3	326	169	3,44	4,81	13,18	1,66
1993	60	1.811	2.264	3.625	-442	529	-461	-11,2	-11,2	1,6	4.134	4.067	43,52	-4,85	-13,30	0,71
1994	80	1.576	1.971	1.781	-925	96	823	22,7	22,7	25,4	3.627	2.707	38,18	8,67	23,75	9,68
1995	80	188	235	286	-53	-126	289	57,6	57,6	32,5	502	339	5,29	3,05	8,34	5,154
1996	79	343	429	435	22	-160	598	68,5	68,5	50,2	873	435	9,19	6,30	17,26	1,72
1997	80	73	92	155	250	-50	389	78,6	78,6	68,6	494	155	5,20	4,09	11,21	4,61
1998	80	171	213	216	-19	-286	494	111,5	111,5	46,9	443	235	4,66	5,20	14,24	3,57
1999	60	219	277	438	230	49	298	38,0	38,0	44,2	786	438	8,27	3,14	8,61	2,19
2000	60	71	90	190	256	-66	352	74,0	74,0	60,1	476	190	5,01	10,15	10,15	3,66
2001	60	851	1073	984	651	42	1609	61,1	61,1	62,7	2.635	984	27,74	16,93	46,39	4,085
2002	60	291	367	307	107	-27	544	66,0	66,0	62,8	824	307	8,67	15,69	17,38	6,006
2003	60	180	228	197	131	-10	411	68,7	68,7	67,1	599	197	6,30	11,86	11,86	5,45
																4,23

Borup Sø

Årsoppgørelse TOTAL-JERN

Borup Sø

1983	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Atm. dep. (kg)	Urmålt opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (kg)	Retention (g/m2/år)	Retention (mg/m2/dag)	Magasin + retention (g/m2/år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
0	256	320	504	463	-3	538	534	51,8	51,4	1.039	504	10,93	5,66	15,51	5,62	0,340
0	202	252	436	-16	-3	5	2	1,1	0,4	454	452	4,78	0,05	0,14	0,02	0,343
0	381	476	481	15	29	361	390	41,5	44,8	871	481	9,17	3,80	10,42	4,11	0,328
0	813	1.016	946	29	-4	916	911	49,1	49,1	1.857	946	19,55	9,64	26,40	9,59	0,518
0	425	532	578	98	-44	521	477	49,4	45,2	1.055	578	11,10	5,48	15,03	5,02	0,503
0	72	90	83	45	-1	125	124	60,5	60,1	207	83	2,18	1,32	3,61	1,31	0,307
0	57	71	87	43	0	84	84	49,2	49,0	171	87	1,80	0,89	2,43	0,88	0,225
0	927	1.156	427	31	37	1.650	1.687	78,0	79,8	2.114	427	22,25	17,37	47,58	17,76	1,033
0	431	544	669	-82	-12	217	204	22,2	21,0	975	771	10,27	2,28	6,25	2,15	0,469
0	179	225	292	132	6	237	243	44,2	45,4	535	292	5,64	2,49	6,83	2,56	0,295
0	366	461	346	319	-6	807	800	70,4	69,8	1.146	346	12,07	8,49	23,26	8,43	0,615
0	553	697	1.088	187	-8	357	349	24,8	24,3	1.437	1.088	15,13	3,75	10,29	3,67	0,499
0	273	345	231	53	-27	467	440	69,7	65,6	671	231	7,06	4,92	13,48	4,63	0,584

Sommeroppgørelse TOTAL-JERN

Borup Sø

1983	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Atm. dep. (kg)	Urmålt opland (kg)	Tilløb (kg)	Fraløb (kg)	"Grundvand" (kg)	Magasin (kg)	Retention (kg)	Magasin + retention (kg)	Retention %	Magasin + retention %	Samlet tilførsel (kg)	Samlet fraførsel (kg)	Samlet tilførsel (kg)	Retention (g/m2/år)	Retention (mg/m2/dag)	Magasin + retention (g/m2/år)	Vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg/l)
0	61	76	212	74	30	-31	-1	-14,7	-0,3	211	212	2,22	-0,33	-0,89	-0,01	1,004
0	5	6	11	-12	101	-113	-12	-1,011,1	-103,4	11	23	0,12	-1,19	-3,25	-0,12	0,216
0	93	117	99	-32	27	51	79	24,4	37,5	210	131	2,21	0,54	1,48	0,83	0,270
0	83	103	98	-45	3	40	43	21,2	23,1	186	143	1,96	0,42	1,14	0,45	0,271
0	13	16	25	-4	-0	-0	-1	-0,9	-2,1	28	29	0,30	-0,00	-0,01	-0,01	0,230
0	16	21	23	1	-6	21	15	54,1	38,6	38	23	0,40	0,22	0,60	0,16	0,202
0	6	7	10	7	-6	15	10	76,8	48,2	20	10	0,21	0,16	0,44	0,10	0,299
0	9	11	5	-0	-8	22	14	112,6	72,8	19	5	0,20	0,23	0,62	0,15	0,272
0	21	27	21	11	-5	44	38	73,2	64,1	59	21	0,63	0,46	1,25	0,40	0,397
0	5	6	11	18	-8	26	19	89,2	62,8	30	11	0,31	0,28	0,76	0,20	0,320
0	117	147	61	92	-2	297	295	83,5	83,0	356	61	3,74	3,12	8,56	3,11	0,823
0	59	74	18	28	-2	145	143	90,0	89,0	161	18	1,69	1,52	4,17	1,51	0,672
0	70	88	15	81	-6	231	225	96,3	93,9	240	15	2,52	2,43	6,65	2,37	1,311

Borup Sø

Borup Sø - kildeopsplitning af kvælstof (N) og fosfor (P)

Forklaring til kildeopsplitningen:

Naturbidraget er beregnet ved multiplikation af den årlige vandtilførsel til søen og vandføringsvægtede mediankoncentrationer, anbefalet af DMU. De anvendte værdier siden 1989 er vist i tabellen nedenunder:

År	Total-P (mg/l)	Total-N (mg/l)
1989	0,055	1,60
1990	0,055	1,80
1991	0,052	1,50
1992	0,050	1,61
1993	0,052	2,77
1994	0,051	1,60
1995	0,048	1,40
1996	0,048	1,40
1997	0,048	1,40
1998	0,050	1,52
1999	0,054	1,49
2000	0,044	1,35
2001	0,049	1,27
2002	0,051	1,56
2003	0,048	1,18

For årene 1989-91 blev antal enkeltejendomme og PE i oplandet til søen opgjort til henholdsvis 19 stk. og 2,6 PE/enkeltejendom. I 1992 blev antallet korrigeret til 21 stk. enkeltejendomme og 2,6 PE/enkeltejendom i forbindelse med kommunernes registrering af enkeltejendomme efter Miljøstyrelsens retningslinier. Antallet af enkelt-ejendomme er i 1994 justeret til 25 og 2,0 PE/enkeltejendom.

En mere detaljeret registrering foretaget af kommunerne i foråret 1999 har medført en ny justering af antallet af enkeltejendomme og PE i oplandet til henholdsvis 26 og 62. Siden 1994 er 1 PE ændret i forhold til tidligere:

1 PE = 1,0 kg/P pr. år og 4,4 kg/N pr. år.

Bemærk:

Bidraget fra enkeltejendomme i 1997 er incl. den anslåede fosformængde på 15 kg, der i januar førtes til Borup Bæk via overløb fra kloakledning. Det reelle bidrag fra enkeltejendomme i 1997 er således uændret 26 kg fosfor.

Borup Sø: Kildeopspaltning af Fosfor (P)
- alle tal i kg

	Enkeltejendomme	Landbrug	Natur	Atm. dep.	Samlet tilførsel
1989	37	154	63	1	256
1990	37	86	118	2	243
1991	37	83	94	1	216
1992	45	-16	70	1	100
1993	45	67	137	2	250
1994	26	252	180	2	460
1995	26	47	100	2	175
1996	26	64	31	2	123
1997	41	33	37	2	112
1998	16	161	101	1	278
1999	15	59	112	1	188
2000	15	32	77	1	124
2001	15	114	88	1	218
2002	15	89	138	1	243
2003	14	71	51	1	137

Borup Sø: Kildeopspaltning af Kvælstof (N)
- alle tal i kg

	Enkeltejendomme	Landbrug	Natur	Atm. dep.	Samlet tilførsel
1989	92	7.485	1.845	131	9.554
1990	92	13.729	3.862	131	17.814
1991	92	10.346	2.721	131	13.290
1992	132	12.342	2.243	143	14.859
1993	132	12.035	7.295	142	19.605
1994	116	14.121	5.643	190	20.070
1995	116	8.253	2.907	190	11.466
1996	116	3.164	900	190	4.370
1997	116	4.815	1.065	190	6.186
1998	75	14.246	3.064	143	17.528
1999	70	9.583	3.101	143	12.896
2000	70	7.881	2.347	143	10.441
2001	70	7.930	2.277	143	10.420
2002	70	9.212	4.201	143	13.625
2003	65	3.740	1.252	143	5.200

Borup Sø: Kildeopspaltning af Fosfor (P)
- alle tal i %

	Enkeltejendomme	Landbrug	Natur	Atm. dep.	Samlet tilførsel
1989	14,5	60,2	24,8	0,6	100
1990	15,2	35,5	48,5	0,8	100
1991	17,1	38,5	43,7	0,7	100
1992	38,8	0,0	60,0	1,2	100
1993	18,0	26,6	54,7	0,8	100
1994	5,7	54,8	39,1	0,4	100
1995	14,9	27,1	56,9	1,1	100
1996	21,2	52,0	25,2	1,6	100
1997	36,3	29,5	32,5	1,7	100
1998	5,8	57,7	36,2	0,3	100
1999	8,0	31,6	59,9	0,5	100
2000	12,1	25,7	61,6	0,7	100
2001	6,9	52,5	40,2	0,4	100
2002	6,2	36,8	56,7	0,4	100
2003	10,2	52,0	37,1	0,7	100

Borup Sø: Kildeopspaltning af Kvælstof (N)
- alle tal i %

	Enkeltejendomme	Landbrug	Natur	Atm. dep.	Samlet tilførsel
1989	1,0	78,4	19,3	1,4	100
1990	0,5	77,1	21,7	0,7	100
1991	0,7	77,8	20,5	1,0	100
1992	0,9	83,1	15,1	1,0	100
1993	0,7	61,4	37,2	0,7	100
1994	0,6	70,4	28,1	0,9	100
1995	1,0	72,0	25,4	1,7	100
1996	2,7	72,4	20,6	4,3	100
1997	1,9	77,8	17,2	3,1	100
1998	0,4	81,3	17,5	0,8	100
1999	0,5	74,3	24,0	1,1	100
2000	0,7	75,5	22,5	1,4	100
2001	0,7	76,1	21,9	1,4	100
2002	0,5	67,6	30,8	1,0	100
2003	1,3	71,9	24,1	2,7	100

Bilag 8

Parameter

Total-P
mg/l

AR	Tidsvægtede års- og sommermidler		BORUP SØ		Sommer Max.
	Ar 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	Ar Min.	Ar Max.	
1983	0,228	0,259	0,082	0,520	0,120
1988	0,175	0,282	0,064	0,400	0,130
1989	0,143	0,222	0,051	0,310	0,310
1990	0,156	0,255	0,048	0,400	0,400
1991	0,126	0,179	0,042	0,270	0,100
1992	0,174	0,267	0,064	0,370	0,270
1993	0,143	0,229	0,045	0,340	0,120
1994	0,152	0,236	0,045	0,309	0,340
1995	0,156	0,209	0,049	0,284	0,309
1996	0,146	0,138	0,061	0,271	0,061
1997	0,098	0,137	0,033	0,250	0,066
1998	0,122	0,189	0,040	0,274	0,093
1999	0,129	0,176	0,054	0,243	0,243
2000	0,103	0,165	0,042	0,214	0,086
2001	0,111	0,180	0,028	0,309	0,091
2002	0,146	0,244	0,023	0,405	0,087
2003	0,098	0,143	0,028	0,228	0,059

Parameter

PO4-P
mg/l

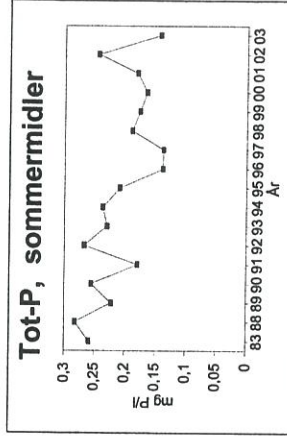
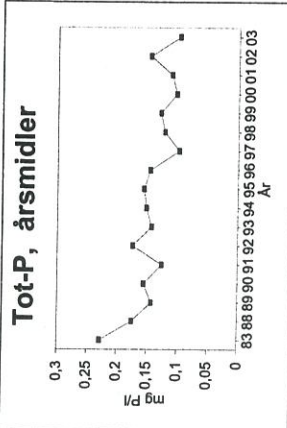
AR	Tidsvægtede års- og sommermidler		BORUP SØ		Sommer Max.
	Ar 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	Ar Min.	Ar Max.	
1983	0,042	0,034	0,010	0,160	0,010
1988	0,031	0,047	0,010	0,100	0,100
1989	0,021	0,027	0,004	0,060	0,004
1990	0,028	0,028	0,010	0,120	0,120
1991	0,019	0,015	0,010	0,055	0,010
1992	0,016	0,015	0,010	0,047	0,010
1993	0,030	0,023	0,005	0,085	0,085
1994	0,024	0,014	0,004	0,056	0,004
1995	0,032	0,023	0,004	0,072	0,004
1996	0,039	0,006	0,004	0,065	0,004
1997	0,017	0,017	0,004	0,060	0,012
1998	0,022	0,015	0,004	0,063	0,004
1999	0,016	0,009	0,004	0,035	0,048
2000	0,010	0,006	0,004	0,034	0,004
2001	0,034	0,048	0,004	0,121	0,014
2002	0,055	0,089	0,004	0,208	0,121
2003	0,028	0,039	0,004	0,105	0,004

Parameter

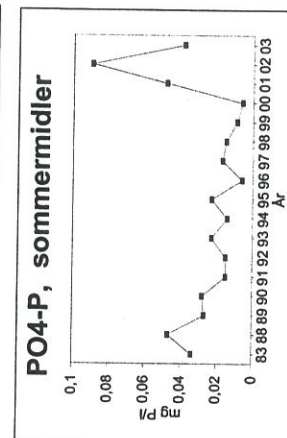
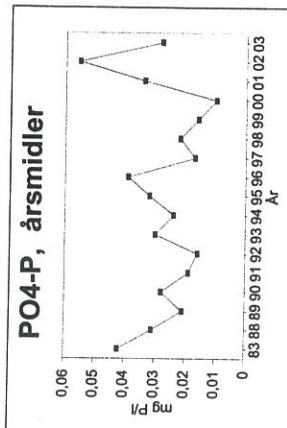
Total-N
mg/l

AR	Tidsvægtede års- og sommermidler		BORUP SØ		Sommer Max.
	Ar 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	Ar Min.	Ar Max.	
1983	5,17	3,33	1,50	7,80	1,50
1988	3,54	1,66	1,50	7,90	5,60
1989	3,98	3,04	1,80	7,60	2,70
1990	5,88	3,11	2,20	11,00	1,50
1991	4,38	2,54	1,40	10,00	4,80
1992	5,42	3,17	1,50	14,40	3,80
1993	5,77	3,50	2,14	11,40	1,40
1994	4,56	3,43	2,28	7,60	4,30
1995	3,77	2,59	1,56	7,77	6,15
1996	3,61	2,45	1,83	6,68	2,28
1997	3,86	1,99	1,49	8,94	5,58
1998	5,37	2,50	1,75	11,60	3,55
1999	3,66	2,30	1,65	7,41	1,83
2000	3,17	2,23	1,51	6,74	1,49
2001	3,36	1,72	1,37	6,51	4,28
2002	3,45	1,68	1,35	6,78	3,13
2003	2,57	1,51	1,08	6,79	1,65

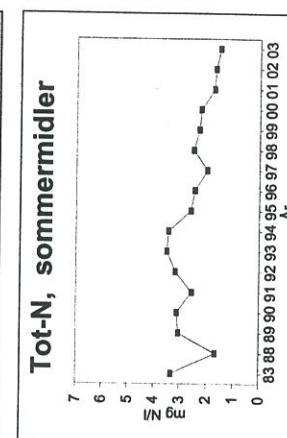
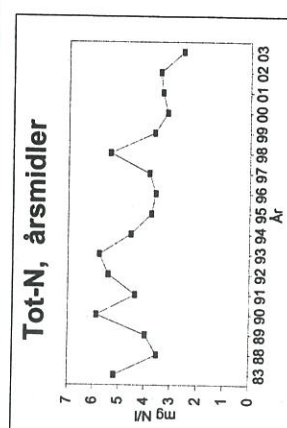
Grafik



Grafik



Grafik



Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
Ar	1989-2003	5	-
Sommer	1989-2003	10	-

Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
Ar	1989-2003	0	0
Sommer	1989-2003	0	0

Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
Ar	1989-2003	1	-
Sommer	1989-2003	0,1	-

Parameter

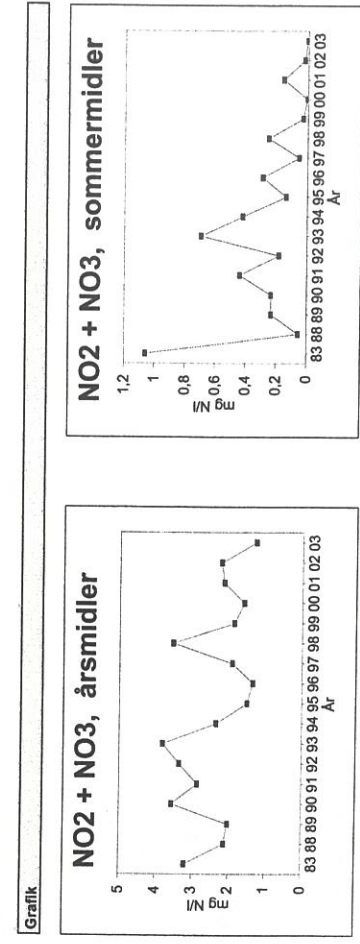
NO2 + NO3
mg/l

Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer		Sommer		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1983	3,202	1,060	0,005	7,200	0,005	3,300	0,005	3,300
1988	2,121	0,057	0,005	7,200	0,005	0,450	0,005	1,400
1989	2,023	0,232	0,005	6,800	0,005	1,400	0,005	1,400
1990	3,560	0,232	0,005	8,700	0,005	0,013	0,005	2,600
1991	2,862	0,440	0,005	9,300	0,005	2,600	0,005	1,000
1992	3,357	0,183	0,005	13,200	0,005	4,300	0,005	3,460
1993	3,812	0,695	0,005	10,200	0,005	0,898	0,005	3,308
1994	2,350	0,421	0,005	6,130	0,005	0,308	0,005	2,390
1995	1,504	0,138	0,005	6,550	0,005	0,231	0,005	0,008
1996	1,343	0,290	0,005	4,290	0,005	0,360	0,005	0,016
1997	1,915	0,057	0,005	6,350	0,005	0,005	0,005	0,005
1998	3,534	0,254	0,005	9,380	0,005	0,231	0,005	0,005
1999	1,863	0,033	0,005	6,620	0,005	0,360	0,005	0,016
2000	1,589	0,006	0,005	5,880	0,005	0,005	0,005	0,005
2001	2,148	0,160	0,005	5,710	0,005	0,005	0,005	0,005
2002	2,224	0,023	0,005	6,110	0,005	0,005	0,005	0,005
2003	1,264	0,005	0,005	6,470	0,005	0,005	0,005	0,005

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	10	-
Sommer	1989-2003	1	---



Parameter

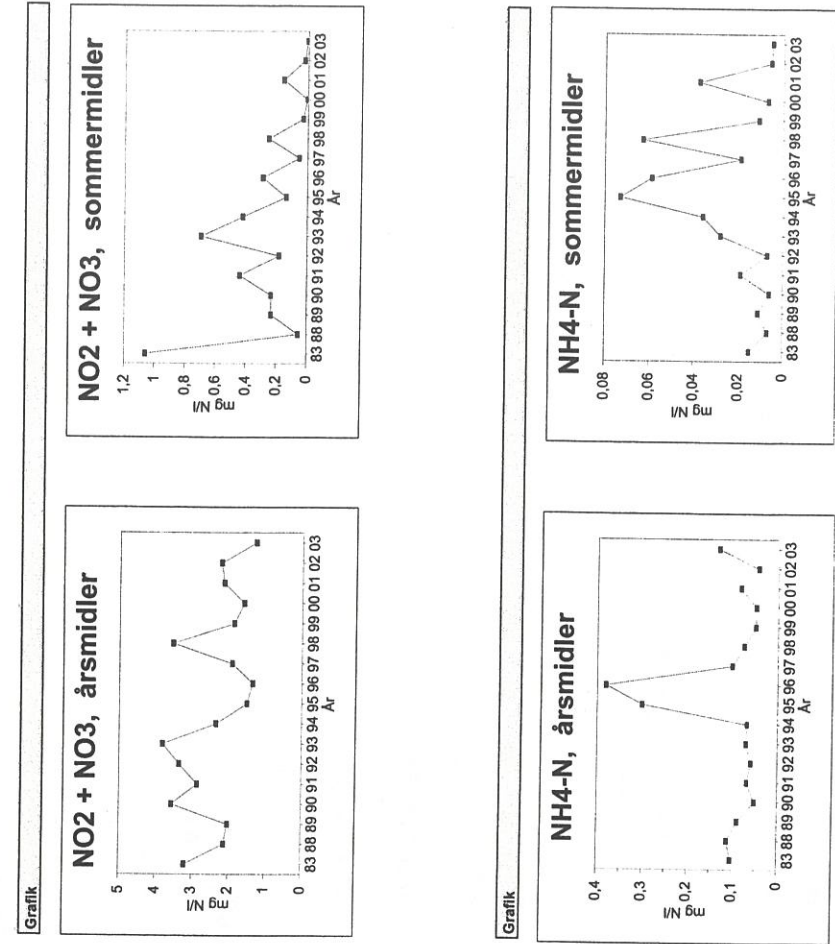
NH4-N
mg/l

Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer		Sommer		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1983	0,103	0,015	0,002	0,580	0,007	0,038	0,007	0,038
1988	0,111	0,007	0,004	0,540	0,004	0,012	0,004	0,012
1989	0,089	0,011	0,002	0,430	0,002	0,036	0,002	0,036
1990	0,051	0,006	0,001	0,180	0,001	0,008	0,001	0,008
1991	0,068	0,019	0,001	0,250	0,001	0,033	0,001	0,033
1992	0,059	0,007	0,001	0,250	0,001	0,013	0,001	0,013
1993	0,070	0,028	0,001	0,280	0,001	0,120	0,001	0,120
1994	0,068	0,036	0,005	0,248	0,005	0,248	0,005	0,248
1995	0,301	0,073	0,006	1,190	0,008	0,254	0,008	0,254
1996	0,381	0,059	0,005	1,570	0,005	0,318	0,005	0,318
1997	0,102	0,019	0,005	0,378	0,005	0,079	0,005	0,079
1998	0,075	0,063	0,005	0,231	0,005	0,231	0,005	0,231
1999	0,050	0,011	0,005	0,253	0,005	0,040	0,005	0,040
2000	0,049	0,007	0,005	0,200	0,005	0,016	0,005	0,016
2001	0,083	0,038	0,005	0,323	0,005	0,192	0,005	0,192
2002	0,044	0,006	0,005	0,170	0,005	0,031	0,005	0,031
2003	0,132	0,005	0,005	0,786	0,005	0,006	0,005	0,006

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	0	0
Sommer	1989-2003	0	0



Parameter

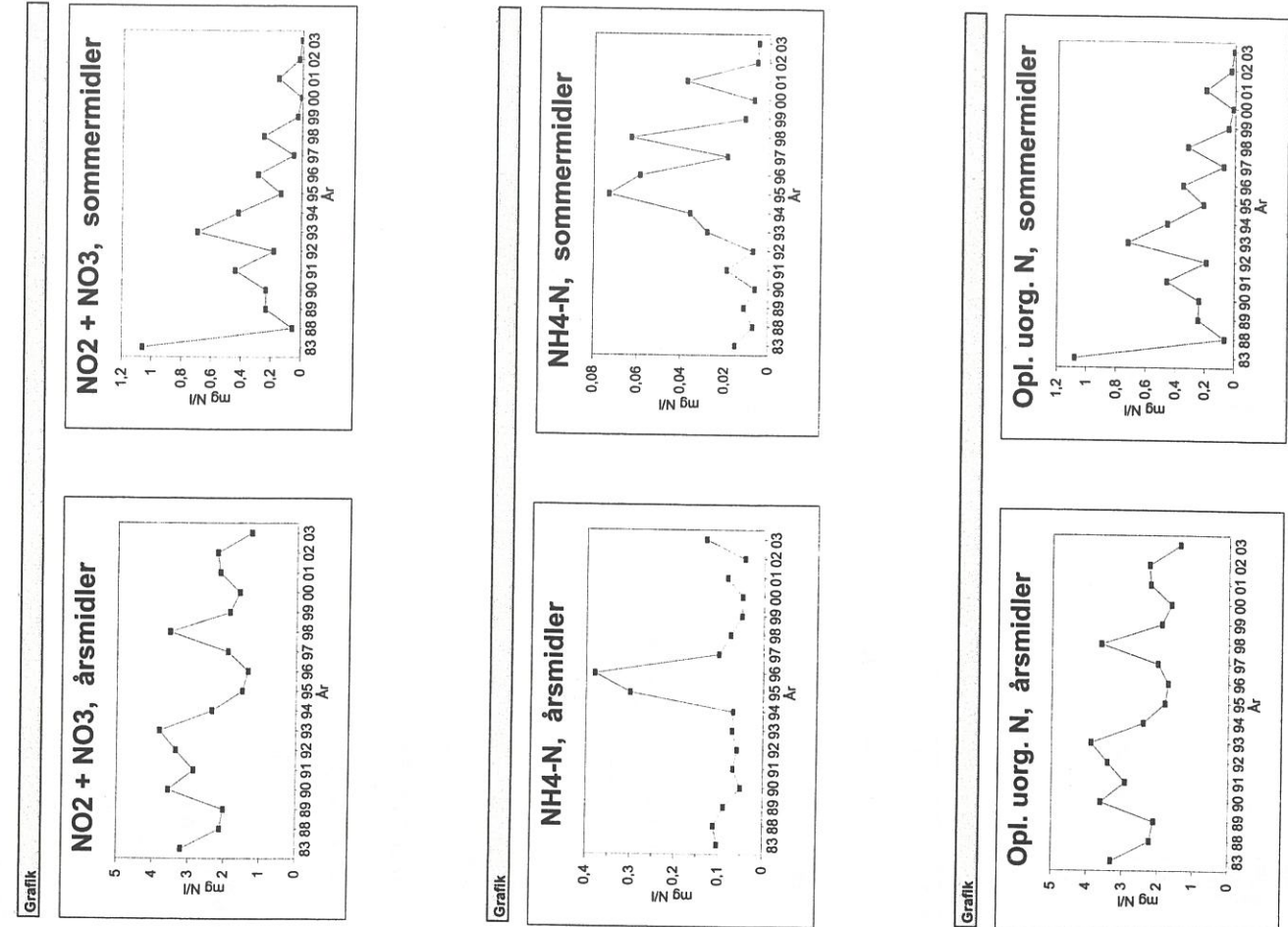
Opl. uorg. N
mg/l

Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer		Sommer		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1983	3,305	1,075	0,007	7,780	0,012	3,338	0,012	3,338
1988	2,232	0,064	0,009	7,740	0,009	0,462	0,009	0,462
1989	2,112	0,243	0,007	7,230	0,007	1,436	0,007	1,436
1990	3,611	0,238	0,006	8,880	0,006	0,021	0,006	0,021
1991	2,930	0,459	0,006	9,550	0,006	2,633	0,006	2,633
1992	3,416	0,190	0,006	13,450	0,006	1,013	0,006	1,013
1993	3,882	0,723	0,006	10,480	0,006	4,420	0,006	4,420
1994	2,418	0,457	0,010	6,378	0,010	3,708	0,010	3,708
1995	1,805	0,211	0,011	7,740	0,013	1,754	0,013	1,754
1996	1,724	0,349	0,010	5,860	0,010	1,216	0,010	1,216
1997	2,017	0,076	0,010	6,728	0,010	0,387	0,010	0,387
1998	3,609	0,317	0,010	9,611	0,010	2,621	0,010	2,621
1999	1,913	0,044	0,010	6,873	0,010	0,271	0,010	0,271
2000	1,638	0,013	0,010	6,080	0,010	0,024	0,010	0,024
2001	2,231	0,198	0,010	6,033	0,010	0,552	0,010	0,552
2002	2,268	0,029	0,010	6,280	0,010	0,047	0,010	0,047
2003	1,396	0,010	0,010	7,256	0,010	0,011	0,010	0,011

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	5	-
Sommer	1989-2003	1	---



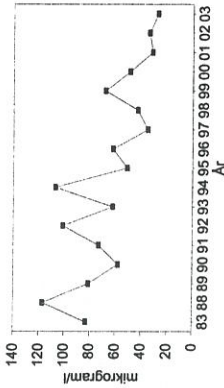
Parameter

Klorofyl a
mikrogram/l

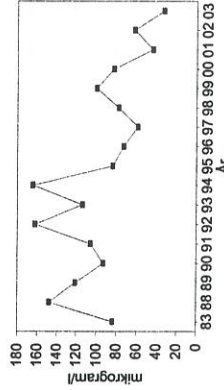
AR	Tidsvægtede års- og sommermidler				BORUP SØ			
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	År Min.	Sommer Min.	Sommer Max.	Sommer Max.
1983	83	84	25	240	48	116		
1988	117	148	8	290	95	290		
1989	81	121	16	310	39	310		
1990	58	93	5	210	38	210		
1991	101	106	4	220	74	220		
1992	101	162	9	260	85	260		
1993	62	114	9	200	25	200		
1994	107	164	1	284	63	251		
1996	62	73	17	195	17	165		
1997	35	59	5	99	19	99		
1998	43	78	1	155	14	155		
1999	68	100	5	202	30	173		
2000	49	83	8	126	28	126		
2001	32	44	2	94	5	94		
2002	34	63	0	128	37	128		
2003	27	33	4	59	11	59		

Grafik

Klorofyl a, årsmidler



Klorofyl a, sommermidler



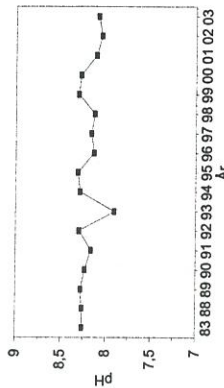
Parameter

pH
pH

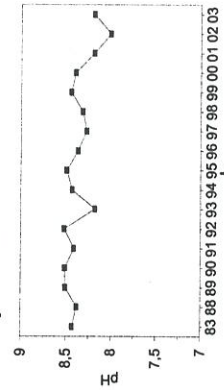
AR	Tidsvægtede års- og sommermidler				BORUP SØ			
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	År Min.	Sommer Min.	Sommer Max.	Sommer Max.
1983	8,3	8,4	7,8	8,8	7,9	8,7	8,7	8,7
1988	8,3	8,4	7,9	8,7	8,3	8,7	8,7	8,7
1989	8,3	8,5	7,7	8,9	8,1	8,9	8,9	8,9
1990	8,2	8,5	7,6	8,9	8,0	8,9	8,9	8,9
1991	8,2	8,4	7,3	8,7	8,2	8,7	8,7	8,7
1992	8,3	8,5	7,9	9,0	8,1	9,0	9,0	9,0
1993	7,9	8,2	7,2	8,7	7,4	8,7	8,7	8,7
1994	8,3	8,4	7,7	8,8	8,0	8,7	8,7	8,7
1995	8,3	8,5	7,8	8,9	8,1	8,9	8,9	8,9
1996	8,1	8,4	7,7	8,6	8,2	8,6	8,6	8,6
1997	8,2	8,3	7,7	8,5	8,1	8,4	8,4	8,4
1998	8,1	8,3	7,5	8,6	8,0	8,6	8,6	8,6
1999	8,3	8,4	7,9	8,7	8,3	8,7	8,7	8,7
2000	8,3	8,4	8,1	8,7	8,2	8,7	8,7	8,7
2001	8,1	8,2	7,8	8,6	8,0	8,6	8,6	8,6
2002	8,1	8,0	7,3	8,6	7,3	8,6	8,6	8,6
2003	8,1	8,2	7,5	9,1	7,8	9,1	9,1	9,1

Grafik

pH, årsmidler



pH, sommermidler



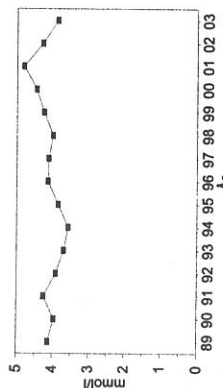
Parameter

Alkalinitet
mmol/l

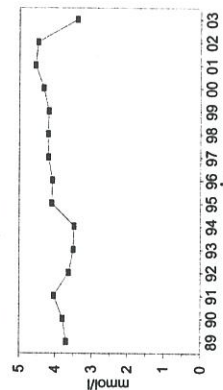
AR	Tidsvægtede års- og sommermidler				BORUP SØ			
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	År Min.	Sommer Min.	Sommer Max.	Sommer Max.
1983		3,70	3,01	5,03	3,01	4,38		
1988	4,13	3,80	3,41	4,22	3,41	4,22		
1989	3,96	4,03	3,17	4,90	3,17	4,75		
1990	4,25	3,63	2,77	4,55	2,77	4,34		
1991	3,91	3,50	2,79	4,40	2,79	3,96		
1992	3,69	3,57	2,94	4,18	2,94	4,18		
1993	3,84	4,10	3,37	4,72	3,37	4,72		
1994	4,13	4,08	3,22	5,07	3,22	4,46		
1996	4,11	4,19	3,31	5,23	3,31	4,43		
1997	3,99	4,20	3,20	4,80	3,20	4,80		
1998	4,24	4,16	3,40	5,14	3,40	4,46		
1999	4,45	4,32	3,21	5,50	3,21	4,71		
2000	4,81	4,56	4,26	6,28	4,26	4,78		
2001	4,28	4,48	2,98	5,06	2,98	4,76		
2002	4,28	4,48	2,98	5,06	2,98	4,76		
2003	3,87	3,40	2,19	4,92	2,19	4,08		

Grafik

Alkalinitet, årsmidler



Alkalinitet, sommermidler



Parameter

Siilicium
mg/l

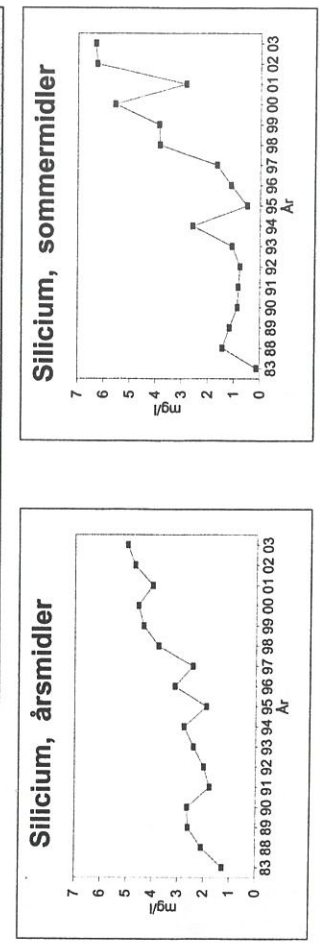
Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer		Ar		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	1/5-30/9	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.
1983	1,273	0,127	0,028	2,900	0,028	0,250		
1988	2,088	1,427	0,050	4,800	0,050	4,800		
1989	2,604	1,161	0,040	6,700	0,040	3,900		
1990	2,635	0,859	0,020	5,300	0,020	4,200		
1991	1,780	0,822	0,033	4,500	0,033	3,200		
1992	2,001	0,761	0,040	4,900	0,040	3,700		
1993	2,403	1,085	0,070	5,000	0,070	3,100		
1994	2,763	2,582	0,170	6,600	0,310	6,600		
1995	1,903	0,499	0,030	4,400	0,030	1,700		
1996	3,129	1,124	0,030	6,700	0,030	2,600		
1997	2,434	1,666	0,050	5,900	0,050	5,900		
1998	3,768	3,854	0,030	9,300	0,030	9,300		
1999	4,340	3,879	0,070	7,800	0,070	7,800		
2000	4,547	5,581	1,210	11,000	1,210	11,000		
2001	4,001	2,851	0,770	6,700	0,770	6,200		
2002	4,684	6,267	0,015	11,000	0,015	11,000		
2003	4,988	6,321	0,580	10,000	1,900	10,000		

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	0,1	++++
Sommer	1989-2003	0,1	++++

Grafik



Parameter

Suspenderet stof
mg/l

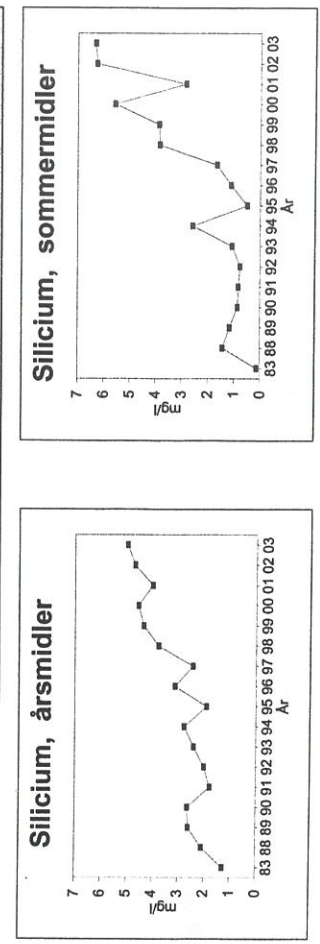
Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer		Ar		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	1/5-30/9	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.
1983	19,8	30,4	6,0	50,0	18,0	50,0		
1988	19,2	31,4	5,0	47,0	20,0	47,0		
1990	17,6	26,0	14,0	35,0	14,0	35,0		
1991	20,2	47,3	5,0	68,0	30,0	68,0		
1993	21,7	34,7	3,0	51,0	17,0	51,0		
1994	16,9	26,9	2,2	44,0	14,0	52,0		
1995	12,9	21,9	2,4	37,0	14,0	44,0		
1997	10,4	17,5	2,0	36,0	9,5	36,0		
1998	12,8	22,3	3,0	49,0	13,0	49,0		
1999	14,7	25,5	2,4	36,0	15,0	36,0		
2000	9,1	14,7	3,0	32,0	8,0	32,0		
2001	10,5	15,5	4,1	23,0	8,3	29,0		
2002	8,1	9,8	2,2	18,0	5,5	23,0		
2003						15,0		

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	0,1	---
Sommer	1989-2003	0,1	---

Grafik



Parameter

Glødetab, s.stof
mg/l

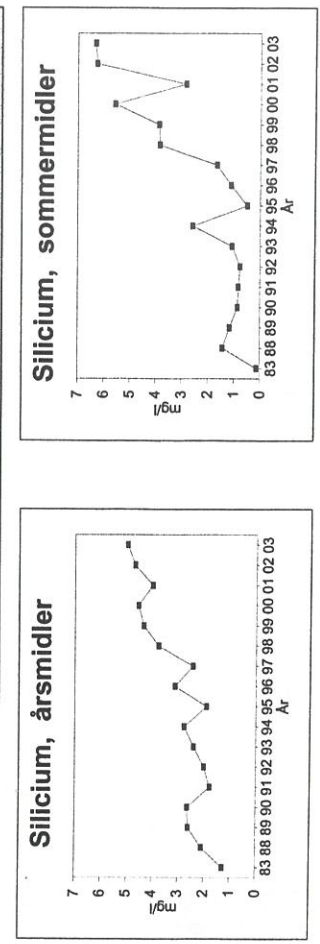
Tidsvægtede års- og sommermidler

AR	Ar		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	1/5-30/9	Max.
1983	12,8	21,4	2,0	39,0
1988				
1989				
1990				
1991				
1992				
1993				
1994				
1995				
1996				
1997				
1998				
1999				
2000				
2001				
2002				
2003				

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
Ar	1989-2003	0,1	---
Sommer	1989-2003	0,1	---

Grafik



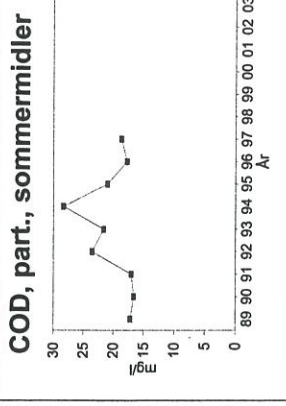
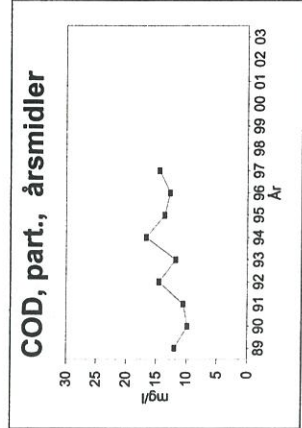
Parameter

COD, part.
mg/l

År	Tidsvægtede års- og sommermidler			BORUP SØ		
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	Sommer Min.	Sommer Max.
1983						
1988						
1989	11,9	17,2	4,0	32,0	9,0	32,0
1990	9,8	16,6	2,7	24,0	12,0	24,0
1991	10,5	17,0	1,0	42,0	10,0	42,0
1992	14,5	23,5	2,5	49,0	13,0	49,0
1993	11,8	21,6	2,1	31,0	4,9	31,0
1994	16,7	28,3	1,7	35,0	13,2	35,0
1995	13,6	20,9	2,4	37,0	11,0	37,0
1996	12,7	17,7	3,4	26,0	9,7	26,0
1997	14,5	18,7	3,0	41,0	7,7	41,0
1998						
1999						
2000						
2001						
2002						
2003						

Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
År	1989-2003		
Sommer	1989-2003		



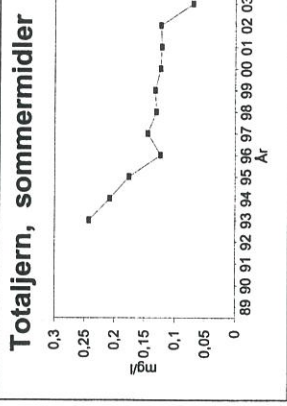
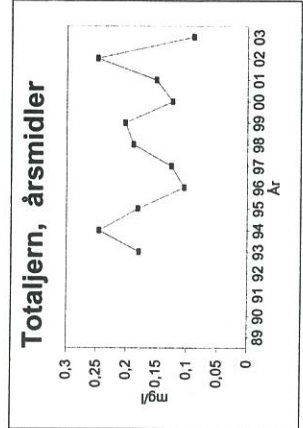
Parameter

Totaljern
mg/l

År	Tidsvægtede års- og sommermidler			BORUP SØ		
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	Sommer Min.	Sommer Max.
1983						
1988						
1989						
1990						
1991						
1992						
1993	0,179	0,243	0,084	0,420	0,130	0,420
1994	0,246	0,208	0,094	0,408	0,094	0,408
1995	0,181	0,176	0,010	0,463	0,080	0,395
1996	0,105	0,124	0,010	0,215	0,047	0,215
1997	0,126	0,145	0,031	0,553	0,031	0,553
1998	0,189	0,131	0,060	0,297	0,060	0,297
1999	0,203	0,133	0,071	0,619	0,086	0,242
2000	0,124	0,124	0,038	0,262	0,040	0,218
2001	0,151	0,122	0,022	0,531	0,022	0,234
2002	0,249	0,124	0,016	0,846	0,033	0,445
2003	0,090	0,071	0,003	0,308	0,029	0,096

Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
År	1993-2003	0	0
Sommer	1993-2003	0,1	---



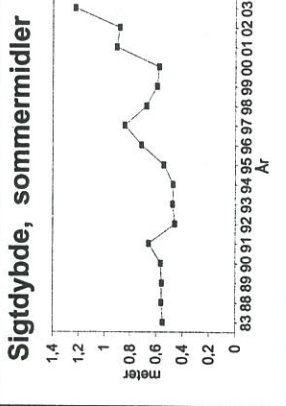
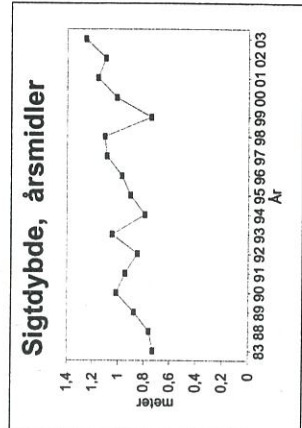
Parameter

Sigtdybde
m

År	Tidsvægtede års- og sommermidler			BORUP SØ		
	År 1/1-31/12	Sommer 1/5-30/9	År Min.	År Max.	Sommer Min.	Sommer Max.
1983						
1988						
1989	0,73	0,55	0,35	1,20	0,35	0,70
1990	0,76	0,56	0,45	1,30	0,45	0,70
1991	0,88	0,56	0,30	1,50	0,30	0,80
1992	1,02	0,56	0,32	1,70	0,32	0,80
1993	0,94	0,66	0,52	1,25	0,52	0,85
1994	0,85	0,45	0,30	1,80	0,30	0,70
1995	1,05	0,47	0,30	1,80	0,30	0,52
1996	0,79	0,47	0,28	1,50	0,28	0,75
1997	0,90	0,54	0,36	1,70	0,36	0,90
1998	0,97	0,71	0,42	1,60	0,42	0,95
1999	1,09	0,84	0,50	1,55	0,55	1,10
2000	1,11	0,68	0,45	1,80	0,45	0,90
2001	0,74	0,59	0,43	1,20	0,45	0,85
2002	1,01	0,58	0,40	1,60	0,40	1,15
2003	1,16	0,91	0,60	1,60	0,60	1,10
	1,10	0,88	0,60	1,70	0,65	1,00
	1,26	1,23	0,90	1,60	0,90	1,60

Statistik - års- og sommermidler

Type Lin. reg.	Periode	Niveau %	Symbol (+/-)
År	1989-2003	10	+
Sommer	1989-2003	1	+++



Parameter

Rel. vandstand
m

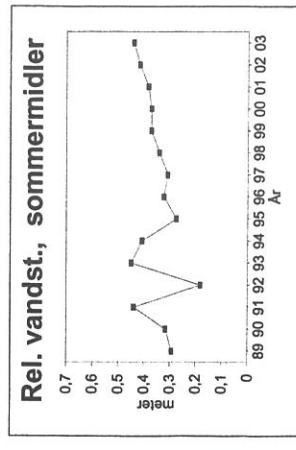
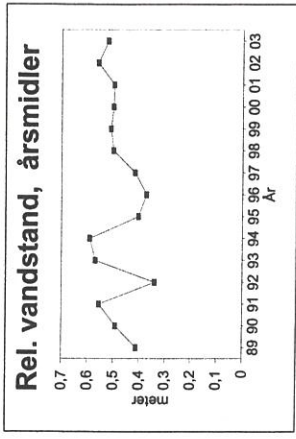
Tidsvægtede års- og sommermidler

ÅR	År		Sommer		År		Sommer	
	1/1-31/12	1/5-30/9	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1983								
1988								
1989	0,41	0,29	0,15	0,60	0,15	0,43		
1990	0,49	0,32	0,17	0,85	0,17	0,41		
1991	0,56	0,44	0,28	0,85	0,28	0,64		
1992	0,34	0,18	0,02	0,62	0,02	0,48		
1993	0,57	0,45	0,19	1,46	0,19	1,46		
1994	0,59	0,41	0,20	1,23	0,20	0,78		
1995	0,40	0,27	0,08	1,05	0,08	0,50		
1996	0,37	0,32	0,15	0,53	0,15	0,45		
1997	0,42	0,31	0,15	0,85	0,15	0,47		
1998	0,50	0,34	0,30	0,84	0,30	0,48		
1999	0,51	0,37	0,29	0,95	0,29	0,47		
2000	0,50	0,37	0,31	0,77	0,31	0,50		
2001	0,50	0,39	0,26	0,71	0,26	0,50		
2002	0,56	0,42	0,32	1,22	0,32	0,51		
2003	0,52	0,44	0,39	0,69	0,39	0,53		

Statistik - års- og sommermidler

Type	Periode	Niveau	Symbol
Lin. reg.		%	(+/-)
År	1989-2003		
Sommer	1989-2003		

Grafik



Borup Sø 2003 - vandkemianalyser

Dato	Dybde cm	PH pH	Tørstof, susp.stof mg/l	Glødetab, susp.stof mg/l	Alkalinitet, total TA mmol/l	Ammonium-N, flit mg/l	Nitrit+nitrat-N, flit mg/l	Nitrogen, total mg/l	Orthophosphat-P, flit mg/l	Phosphor, total-P mg/l	Jern mg/l	Silicium mg/l	Chlorophyl A mikrogram/l
07-01-2003	62	7,5	18										
06-02-2003	10	7,6	3,1	<	4,68	0,208	5,070	5,87	0,051	0,090	0,274	5,2	8,1
04-03-2003	10	8,0	2,2		4,10	0,049	6,470	6,79	0,036	0,059	0,308	4,5	3,5
01-04-2003	60	8,4	6,6		4,92	0,044	3,410	4,25	0,007	0,028	0,055	2,1	21
15-04-2003	60	8,6	5,7		4,20	0,005	1,850	2,85	<	0,057	0,085	0,9	37
29-04-2003	60	8,9	8,5		4,03	0,005	0,985	2,05	0,009	0,056	0,076	0,7	22
14-05-2003	60	9,1	7,2		2,94	0,005	0,008	1,22	<	0,004	0,090	0,6	21
04-06-2003	65	8,6	14		2,19	0,005	0,005	1,08	<	0,059	0,086	1,9	11
16-06-2003	65	8,2	5,5		2,44	0,005	0,005	1,58	0,010	0,123	0,071	4,2	25
30-06-2003	55	7,8	7,8		2,98	0,005	0,005	1,53	0,026	0,150	0,090	5,2	13
14-07-2003	55	7,9	6,8		3,53	0,005	0,005	1,82	0,054	0,172	0,072	5,2	29
28-07-2003	53	7,9	15		3,60	0,005	0,005	1,76	0,054	0,189	0,062	6,3	31
11-08-2003	50	7,9	12		3,82	0,005	0,005	1,48	0,094	0,211	0,096	6,9	59
25-08-2003	45	8,1	14		4,02	0,005	0,005	1,47	0,105	0,228	0,062	9,8	55
08-09-2003	47	7,9	8,8		4,08	0,005	0,005	1,54	0,031	0,143	0,088	10	49
22-09-2003	45	7,9	7,7		4,06	0,005	0,005	1,66	0,019	0,132	0,065	9,6	39
13-10-2003	45	8,0	7,8		3,88	0,006	0,005	1,39	0,024	0,096	0,029	8,2	33
10-11-2003	52	8,0	6,4		3,91	0,009	0,005	1,45	0,024	0,085	0,045	6,0	33
08-12-2003	60	8,0	6,8		3,89	0,172	0,055	1,48	0,008	0,074	0,059	5,6	27
			3,2		4,21	0,786	0,532	2,34	0,024	0,074	<	5,4	31

Borup Sø 2003 - feltmålinger

Dato	Klokkeslet	Sigt dybde m	Total dybde m	Vandstand lokal m
07-01-2003	1025	1,10	1,55	0,59
22-01-2003	1000			0,62
06-02-2003	1045			0,62
04-03-2003	1200			0,50
19-03-2003	1000			0,54
01-04-2003	1040	1,20	1,50	0,46
15-04-2003	1040	1,50	1,50	0,45
29-04-2003	1030	1,15	1,50	0,44
14-05-2003	1050	1,30	1,50	0,47
04-06-2003	1030	1,20	1,60	0,38
16-06-2003	1215 >	1,60	1,60	0,35
30-06-2003	1250	1,30	1,40	0,31
14-07-2003	1245 >	1,40	1,40	0,33
28-07-2003	1235	1,25	1,35	0,30
11-08-2003	1045	0,90	1,30	0,24
25-08-2003	1230	1,10	1,20	0,20
08-09-2003	1035	1,10	1,25	0,19
22-09-2003	1245 >	1,20	1,20	0,22
13-10-2003	1020 >	1,20	1,20	0,21
29-10-2003	1200			0,24
10-11-2003	1040 >	1,35	1,35	0,26
24-11-2003	1200			0,39
08-12-2003	1100 >	1,50	1,50	0,42
17-12-2003	1200			0,48

Bilag 9

Fytoplanktonbiomasser - tidsvægtede årsgennemsnit

	Blågrønalg mm3/l	Kiselalger mm3/l	Grenalger mm3/l	Rekylalger mm3/l	Furealger mm3/l	Øjealger mm3/l	Gulalger mm3/l	Stilkalger mm3/l	Ubestemte mm3/l	Total mm3/l	Øvrige mm3/l
1989	1.4	3.3	1.4	0.5	0.1	0.3	0.0	0.0	0.2	7.1	0.5
1990	1.9	5.1	0.9	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	9.8	0.6
1991	2.1	6.9	1.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	11.4	0.6
1992	2.3	13.0	1.2	2.6	0.0	0.0	0.1	0.0	1.2	20.4	1.3
1993	3.3	4.6	2.1	1.1	0.0	0.0	0.2	0.3	0.7	12.2	1.2
1994	4.8	9.6	1.5	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	19.3	0.7
1995	3.0	4.6	0.4	1.8	0.1	0.0	0.1	0.0	0.3	10.4	0.4
1996	7.3	2.8	0.5	2.6	0.2	0.0	0.1	0.0	0.3	13.7	0.4
1997	0.2	2.5	1.0	1.4	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	6.0	0.8
1998	0.3	5.4	0.6	2.9	0.2	0.1	0.1	0.0	0.1	9.7	0.3
1999	3.6	3.6	1.2	1.3	0.2	0.3	0.6	0.1	0.4	11.6	1.5
2000	1.5	2.7	0.6	1.2	0.3	0.2	0.1	0.0	0.4	6.8	0.6
2001	0.0	1.6	0.5	1.2	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	3.8	0.5
2002	0.1	2.3	0.4	0.9	2.1	0.1	0.2	0.1	0.3	6.4	0.6
2003	0.0	1.5	0.5	1.1	0.2	0.1	0.4	0.3	0.1	4.2	0.8
Gennemsnit 1989-2002	2.3	4.9	1.0	1.6	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4	10.6	0.7

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:

Symbol:

0 5% -- 10% + 5% ++

0 5% -- 10% + 1% +++ 0 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

Fytoplanktonbiomasser - %-fordeling årsgennemsnit

	Blågrønalg %	Kiselalger %	Grenalger %	Rekylalger %	Furealger %	Øjealger %	Gulalger %	Stilkalger %	Ubestemte %	Total %	Øvrige %
1989	19.6	46.4	19.2	7.2	0.8	3.5	0.0	0.0	2.7	100	6.9
1990	18.9	52.1	9.3	13.3	0.0	0.0	0.1	0.0	6.2	100	6.3
1991	18.5	60.3	11.1	5.1	0.0	0.0	0.1	0.0	5.1	100	5.2
1992	11.1	63.9	5.9	12.7	0.0	0.0	0.4	0.0	6.0	100	6.4
1993	26.7	37.2	17.1	8.8	0.0	0.0	1.9	2.8	5.5	100	10.2
1994	24.6	49.7	7.8	14.6	0.0	0.0	0.2	0.1	3.0	100	3.4
1995	29.2	43.9	4.1	17.8	1.0	0.0	1.1	0.0	2.9	100	4.1
1996	52.9	20.2	3.8	18.9	1.7	0.1	0.6	0.0	1.9	100	2.6
1997	3.7	41.6	16.3	23.9	0.9	2.1	2.6	3.3	5.7	100	13.7
1998	2.7	56.4	5.8	30.0	1.7	0.9	1.0	0.0	1.4	100	3.4
1999	31.4	33.1	10.1	10.8	2.0	3.0	5.4	0.6	3.6	100	12.6
2000	21.7	38.3	8.9	17.0	3.8	2.5	1.6	0.0	5.2	100	9.3
2001	0.2	42.4	12.7	31.4	1.3	1.5	5.1	1.9	3.6	100	12.1
2002	1.7	36.2	5.6	14.2	32.4	1.6	2.5	0.8	4.9	100	9.9
2003	0.0	34.8	12.6	27.2	4.6	1.4	9.4	6.3	2.4	99	19.1
Gennemsnit 1989-2002	18.8	44.5	9.8	16.1	3.3	1.1	1.7	0.7	4.1	100	7.6

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:

Symbol:

0 5% -- 1% +++ 0 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

0 5% -- 1% +++ 0 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

Fytoplanktonbiomasser - tidsvægtede sommergennemsnit

	Blågrønalg mm3/l	Kiselalger mm3/l	Grenalger mm3/l	Rekylalger mm3/l	Furealger mm3/l	Øjealger mm3/l	Gulalger mm3/l	Stilkalger mm3/l	Ubestemte mm3/l	Total mm3/l	Øvrige mm3/l
1989	3.2	6.0	2.3	0.4	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	12.5	0.6
1990	4.0	7.5	1.4	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	14.9	0.8
1991	4.8	9.1	2.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	18.0	0.9
1992	5.4	18.1	2.3	1.8	0.0	0.0	0.2	0.0	1.9	29.7	2.1
1993	7.8	7.1	4.5	0.8	0.0	0.0	0.1	1.2	21.8	1.5	1.5
1994	11.4	10.5	3.0	3.2	0.0	0.0	0.0	1.2	29.3	1.2	1.2
1995	7.1	9.3	0.9	1.7	0.3	0.0	0.0	0.5	20.0	0.7	0.7
1996	17.4	6.1	0.7	1.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.5	26.7	0.5
1997	0.5	5.8	2.2	1.1	0.0	0.3	0.2	0.1	0.6	10.9	1.2
1998	0.6	11.1	1.3	4.5	0.4	0.2	0.2	0.0	0.2	18.5	0.6
1999	3.6	7.4	2.8	1.4	0.5	0.8	1.0	0.1	0.8	18.3	2.6
2000	3.4	5.0	0.9	1.2	0.6	0.4	0.1	0.0	0.6	12.3	1.1
2001	0.0	2.9	0.8	1.2	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2	5.7	0.8
2002	0.3	3.6	0.8	1.1	4.9	0.2	0.1	0.1	0.6	11.7	1.1
2003	0.0	2.0	0.7	1.1	0.3	0.1	0.5	0.1	0.1	4.8	0.7
Gennemsnit 1989-2002	5.0	7.8	1.9	1.5	0.5	0.2	0.2	0.0	0.7	17.9	1.1

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:

Symbol:

0 5% -- 10% + 5% ++

0 5% -- 10% + 1% +++ 0 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

Fytoplanktonbiomasser - %-fordeling sommergennemsnit

	Blågrønalg %	Kiselalger %	Grenalger %	Rekylalger %	Furealger %	Øjealger %	Gulalger %	Stilkalger %	Ubestemte %	Total %	Øvrige %
1989	25.5	48.0	18.8	3.0	0.3	2.6	0.3	0.0	1.6	100	4.5
1990	26.8	50.3	9.6	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	100	5.6
1991	27.0	50.4	15.5	2.2	0.0	0.0	0.1	0.0	4.8	100	4.9
1992	18.3	61.0	7.9	5.9	0.0	0.0	0.6	0.0	6.3	100	7.0
1993	35.9	32.7	20.8	3.7	0.0	0.0	0.8	0.5	5.7	100	7.0
1994	38.9	35.8	10.2	10.9	0.0	0.0	0.1	0.1	4.0	100	4.2
1995	35.7	46.6	4.4	8.3	1.3	0.0	1.3	0.0	2.4	100	3.7
1996	65.3	22.8	2.6	6.1	1.4	0.0	0.1	0.0	1.7	100	1.9
1997	4.8	53.7	20.1	10.0	0.4	2.8	2.2	0.5	5.5	100	11.1
1998	3.4	60.0	6.8	24.3	2.1	1.2	1.0	0.0	1.2	100	3.3
1999	19.7	40.6	15.0	7.4	3.0	4.5	5.2	0.4	4.1	100	14.3
2000	28.0	40.7	7.1	10.1	5.1	3.4	0.5	0.0	5.2	100	9.1
2001	0.3	49.9	13.2	21.3	2.1	2.3	6.5	1.3	3.1	100	13.3
2002	2.2	30.3	7.2	9.5	41.8	2.0	0.9	0.7	5.4	100	9.0
2003	0.0	41.7	14.6	22.9	6.3	2.1	10.4	2.1	2.1	102	14.6
Gennemsnit 1989-2002	23.7	44.5	11.4	9.3	4.1	1.3	1.4	0.3	4.0	100	7.0

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:

Symbol:

10% - 0 0 1% +++ 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

10% - 0 0 1% +++ 1% 10% + 1% 10% + 1% 10% +

Dyreplankton biomasser samt græsningstryk - tidsvægtede årsgennemsnit

	Hjuddyr µg TVI/l	Vandløpper µg TVI/l	Dafnier µg TVI/l	Total µg TVI/l	Pot. græsningstryk % af total	Fyto-bio total % < 50 µg C/l	Fyto-bio < 50 µg C/l	Fytoplanktonbiomasse %-små	%-store
1989	180	368	351	909	41,7	142,6	811	213	73,7
1990	99	104	375	578	22,9	60,6	1108	338	69,5
1991	156	221	618	1000	24,3	93,6	1240	489	60,6
1992	46	447	172	665	8,7	32,2	2239	1060	47,4
1993	49	166	152	367	7,2	10,6	1347	846	37,2
1994	50	180	129	358	6,1	12,7	1368	64,4	35,6
1995	68	167	343	578	44,4	73,4	1148	395	64,7
1996	65	108	55	228	17,7	21,9	1507	531	35,3
1997	25	109	73	207	8,4	12,0	687	426	38,0
1998	38	105	203	346	10,1	21,9	1066	514	51,8
1999	103	84	75	262	10,4	12,2	1278	1027	80,3
2000	46	134	109	290	12,5	32,5	753	331	44,0
2001	42	92	298	433	37,3	44,8	424	311	73,4
2002	24	49	27	100	4,0	5,0	744	629	84,6
2003	45	313	152	510	27,1	28,6	465	441	94,8
Gennemsnit 1989-2002	72	167	186	424	18,3	41,1	1177	606	52,3

Gennemsnit 1989-2002

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

1% ---
5% -
1% ---
0 5% --
0 5% --
0 0,1% +++
0 0,1% ---

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

0 0 0 0

Dyreplankton biomasser - %-fordeling årsgennemsnit

	Hjuddyr %	Vandløpper %	Dafnier %	Total %
1989	20,9	40,5	38,6	100
1990	17,2	18,0	64,8	100
1991	25,2	35,7	39,1	100
1992	6,9	67,2	25,9	100
1993	13,5	45,2	41,3	100
1994	14,0	50,2	35,9	100
1995	11,7	28,9	59,4	100
1996	28,5	47,4	24,1	100
1997	12,2	52,6	35,3	100
1998	10,9	30,4	58,7	100
1999	16,0	46,3	37,7	100
2000	9,8	21,3	68,9	100
2001	24,1	49,1	26,9	100
2002	8,8	61,4	29,8	100
Gennemsnit 1989-2002	17,9	40,3	41,8	100

Gennemsnit 1989-2002

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

0 0 0 0

Dyreplankton biomasser samt græsningstryk - tidsvægtede årsgennemsnit

	Hjuddyr µg TVI/l	Vandløpper µg TVI/l	Dafnier µg TVI/l	Total µg TVI/l	Pot. græsningstryk % af total	Fyto-bio total % < 50 µg C/l	Fyto-bio < 50 µg C/l	Fytoplanktonbiomasse %-små	%-store
1989	327	533	691	1551	53,2	225,7	1373	273	80,1
1990	193	213	674	1081	35,5	108,9	1639	385	76,5
1991	180	403	484	1067	33,9	152,2	1975	535	72,9
1992	84	558	357	999	9,0	58,8	3272	979	70,1
1993	110	254	351	715	12,1	18,9	2398	1357	56,6
1994	106	298	204	608	8,2	22,4	3220	1759	45,4
1995	94	277	386	756	24,8	81,7	2205	481	78,2
1996	73	181	103	357	19,6	29,5	2944	629	21,4
1997	52	187	153	392	12,5	21,0	1199	581	48,4
1998	75	216	453	744	14,7	39,9	2038	886	44,0
1999	154	157	140	451	9,1	12,7	2032	1503	73,9
2000	58	226	206	489	14,0	58,2	1364	423	31,0
2001	69	134	634	837	62,1	78,7	635	389	61,3
2002	39	88	55	182	4,0	5,0	1388	1143	82,3
2003	38	381	219	638	30,1	31,6	531	506	95,3
Gennemsnit 1989-2002	115	266	349	731	22,4	65,3	1977	809	42,6

Gennemsnit 1989-2002

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

0,1% ----
5% --
1% ---
0 5% --
0 5% --
0 0,1% +++
0 0,1% ---

Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

0 0 0 0

Dyreplankton biomasser - %-fordeling sommergennemsnit

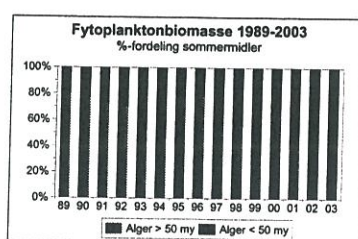
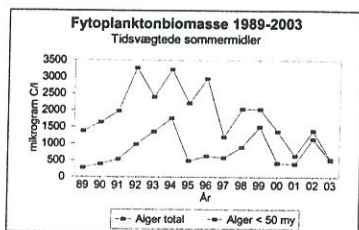
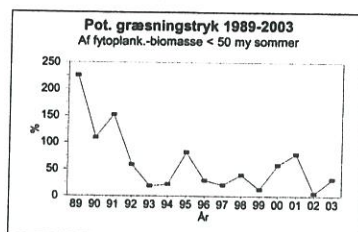
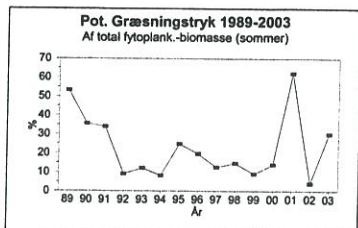
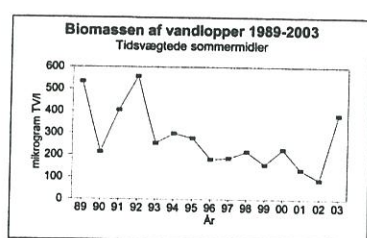
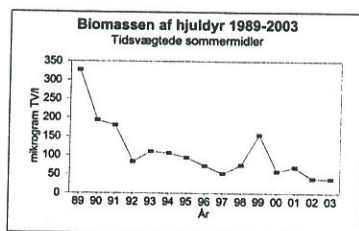
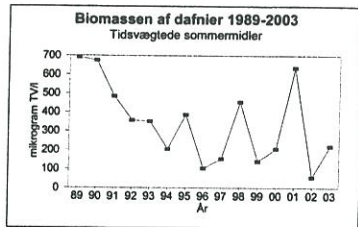
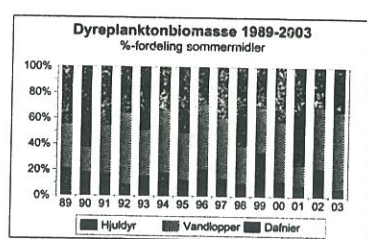
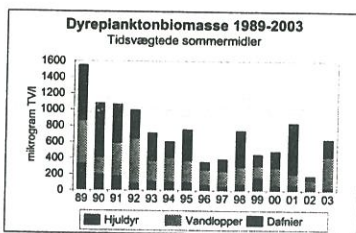
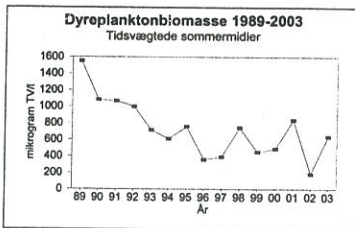
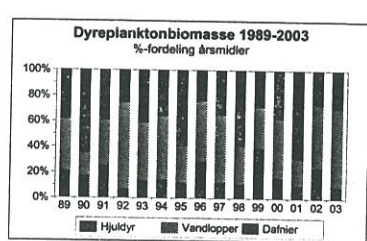
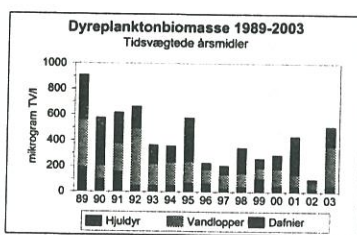
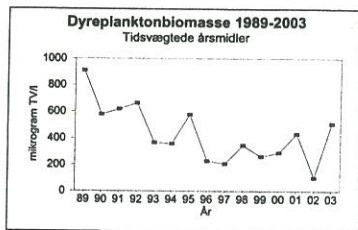
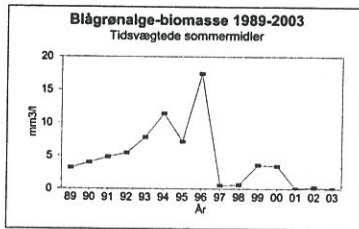
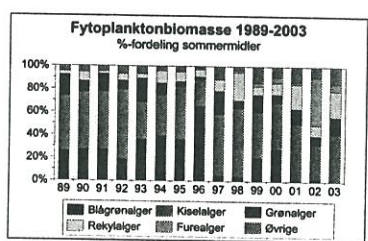
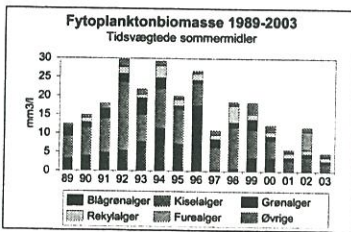
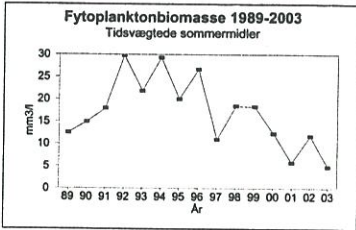
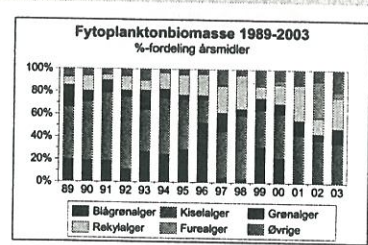
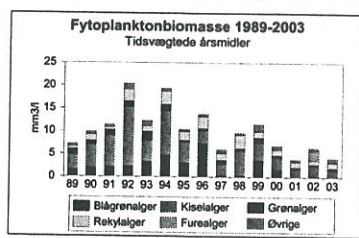
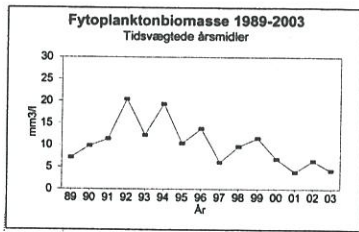
	Hjuddyr %	Vandløpper %	Dafnier %	Total %
1989	21,1	34,4	44,6	100
1990	17,9	19,7	62,4	100
1991	16,9	37,8	45,4	100
1992	8,4	55,9	35,8	100
1993	15,4	35,5	49,1	100
1994	17,5	49,0	33,5	100
1995	12,4	36,6	51,0	100
1996	20,4	50,7	28,9	100
1997	13,3	47,6	39,1	100
1998	10,0	29,0	61,0	100
1999	11,8	34,2	31,0	100
2000	46,2	42,0	11,8	100
2001	8,2	16,0	75,7	100
2002	21,4	46,2	30,3	100
2003	6,0	59,7	34,3	100
Gennemsnit 1989-2002	16,4	38,7	45,0	100

Gennemsnit 1989-2002

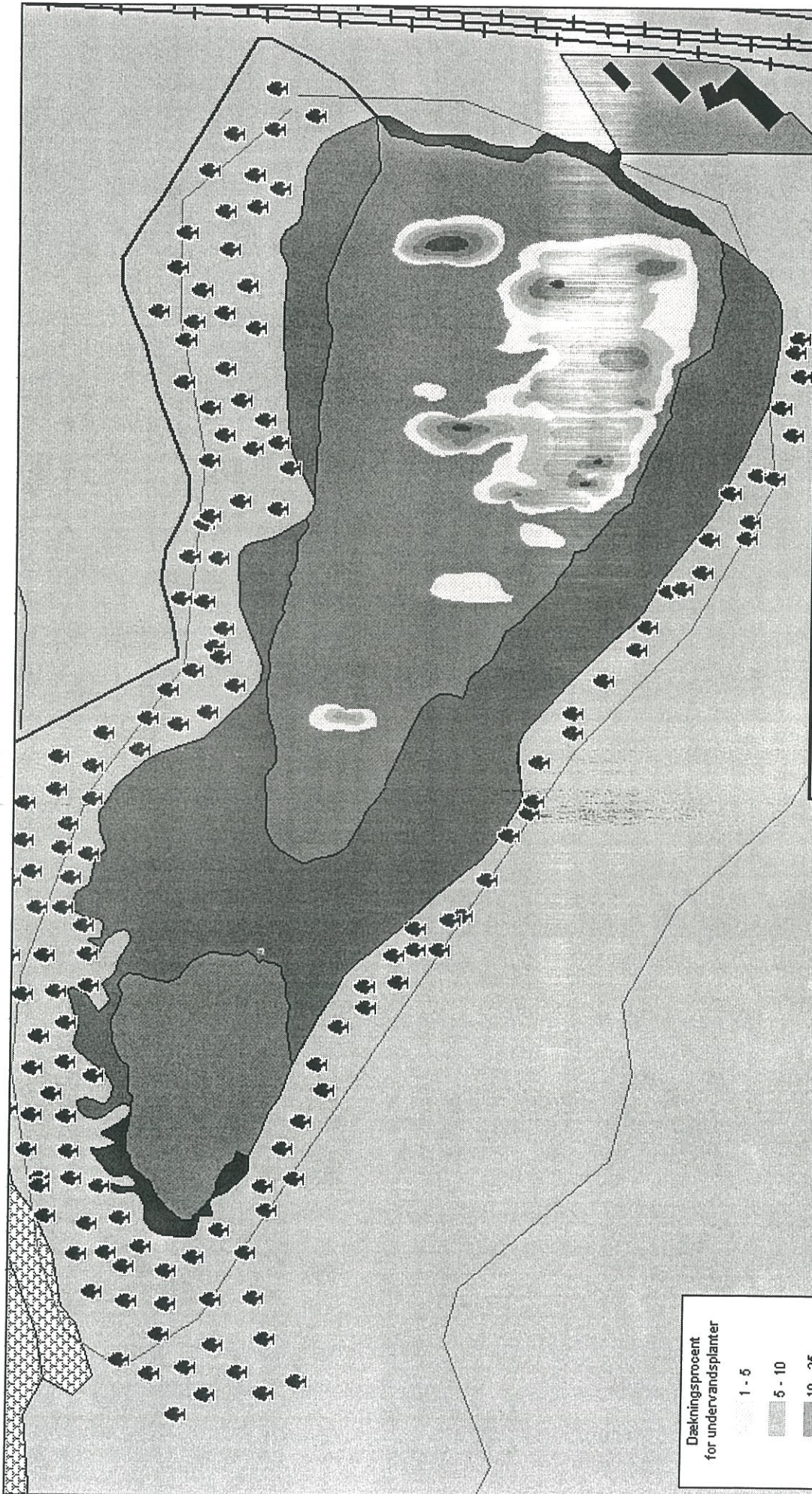
Udvikling:
Linear regressionsanalyse

Signifikansniveau:
Symbol:

0 0 0 0



Bilag 10



SAG

Roskilde Amt

Emne: Vegetationsundersøgelse i Børup Sø, 2003.
Undervandsvegetationens udbredelse.

Miljø- og Energi
Afd. for Marina og Skovland
Knapvadsvej 20
4000 Roskilde



Telefon: 46 31 03 10
Telefax: 46 31 03 11
me-ros@teleseleksjonen.dk

Sagsnr.: 362-02-590		Kobesystem	
MÅLSTØRRELSE		Is gr. nr. 01	Rev. 01
Dato: 06.11.2003	Sagsansvarlig: EDE	Føjlskræver: HLY	Kontrol: HLY
*Grundmateriale © Kort- og Målebureauet og geodatacenteret i Roskilde til stilles fra 01-98"			

HEDESELSKABET

Signaturforklaring

- Flydebladsvegetation
- Rørskov

Fiskeynglen i Borup Sø

Juli 2003



Notat udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium oktober 2003
Konsulenter : Jens Peter Müller & Helle Jerl Jensen

0. Sammenfatning

Feltundersøgelsen

I forbindelse med Roskilde Amts overvågning af miljøtilstanden i Borup Sø blev fiskeynglen undersøgt i natten mellem 1.- 2. juli 2003. Undersøgelsen, som er blevet foretaget siden i 1998, blev udført i overensstemmelse med anvisningen fra DMU med yngeltræk i 5 transekter i littoralen og 5 transekter i pelagiet af ca. 1 minuts varighed.

Ynglens tæthed og sammensætning

Der blev konstateret yngel fra 3 arter; skalle, brasen og regnløje samt etårige skaller i fangsten.

Den samlede yngeltæthed (inklusive etårige) var 6,82 pr. m³ i littoralen og 1,91 pr. m³ i pelagiet, og middeltætheden var i niveau med de foregående år. Vægtmæssigt var tætheden 1,53 g vådvægt pr. m³ i littoralen og 0,39 g pr. m³ i pelagiet. Skalleynglen var både antalsmæssigt og vægtmæssigt dominerende over hele søen.

Sammenlignet med 15 andre danske søer, hvor der er foretaget yngelundersøgelser de seks seneste år, var tætheden af karpefiskeyngel øget til et højt niveau, mens der i modsætning til tidligere ikke blev konstateret aborrefiskeynglen.

Størrelse

Skalleynglen var normal for tidspunktet, mens brasenynglens størrelse var lidt over middel sammenlignet med størrelsen fundet i andre søer på samme tidspunkt.

Årgangsstyrke

Der er generelt store variationer i årgangsstyrken hos de respektive arter, hvoraf især de sent gydende arter som bl.a. brasener er følsomme for klimatiske udsving forår og sommer. I 2003 var middeltætheden af karpefiskeyngel i 16 søer øget i forhold til de to foregående år til et forholdsvis højt niveau, mens aborreynglen generelt forekom forholdsvis sparsomt som i 2002.

I Borup Sø er der overvejende registreret yngel af skalle, regnløje, aborrer og brasen, hvoraf sidstnævnte har optrådt i beskedne og aftagende mængder. Skalleynglen har været talrig i 1998, 2001 og i 2003 og regnløje ynglen i perioden 1998-2000, mens aborreynglen har været mest talrig i 2001 og 2002. Fiskeundersøgelser foretaget gennem årene i sensommeren afslører dog betydelig usikkerhed omkring bestemmelsen af rekrutteringsforholdene.

Fordeling

Ynglens fordeling i de undersøgte søer viste en forkærlighed hos karpefiskeynglen for de lavvandede områder, og kun i de uklare og lavvandede søer fandtes karpefiskeyngel i pelagiet. Aborrefiskeynglen var generelt mere pelagisk, dog med generelt aftagende mængder med øget dybde og sigtdybde. Fiskeynglens fordeling i Borup Sø i juli 2003 er i overensstemmelse med søens status som lavvandet og forholdsvis uklar.

Påvirkning af dyreplanktonet

Fiskeynglens beregnede konsumptionsrate (inklusive etårige skaller) omkring 1. juli var med 40 mg tv/m³/d omtrent som i 2002, og afhængigt af årets dyreplanktonproduktion kan fiskeynglen have begrænset søens dyreplankton.

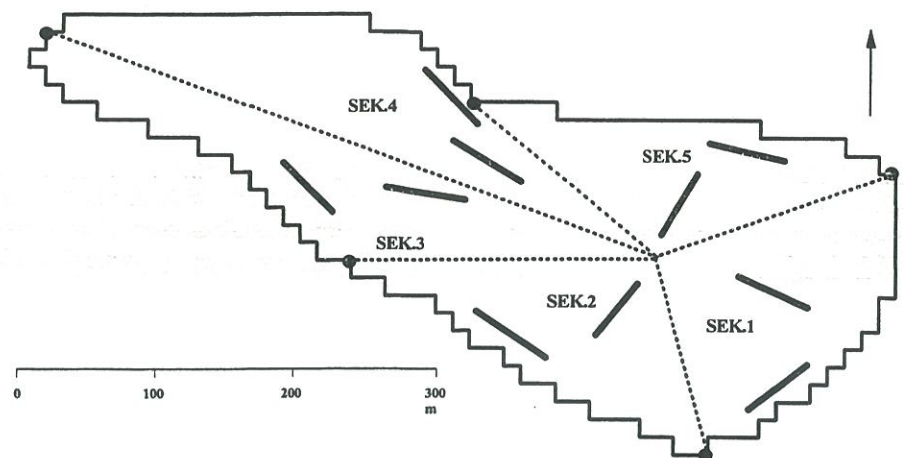
1. Baggrund og formål

I foråret 1997 vedtog Styringsgruppen for Ferskvand, at undersøgelser af fiskeyngel fra 1998 skal indgå i det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet (NOVA 2003).

Borup Sø er udvalgt som overvågningssø, og som følge heraf blev der i juli 2003 foretaget en undersøgelse af fiskeynglen. Formålet med undersøgelsen har været at belyse årsynglens mængde og sammensætning, for her igennem at vurdere fiskeynglens betydning for søens økologi over sommeren.

2. Materialer og metoder

Fiskeriet fandt sted natten mellem den 1.-2. juli 2003 i tidsrummet kl.23.00 - 00.10, og blev udført som beskrevet i vejledningen for fiskeyngelundersøgelser i søer fra Danmarks Miljøundersøgelser /1/. Søen blev således inddelt i 5 sektioner, der hver især blev befisket med 1 minut i et transekt i bredzonen og 1 minut i et transekt i pelagiet (fig.1) med et standardyngelnet (hoopnet).



Figur 1. Kort over Borup Sø med angivelse af sektioner og placering af transekter.

Fiskeri med yngelnet

Det anvendte yngelnet var et standardnet som beskrevet i vejledningen, dvs. bestående af en 1 m lang cylindrisk del med en diameter på 40 cm og en maskestørrelse på 2 mm og en 1 m lang konisk del med en maskevidde på 1 mm monteret med en opsamlingsbeholder. Nettet var monteret med et kalibreret flowmeter placeret i nettets åbning.

Nettets centrum blev placeret 0,5 meter under overfladen og bevæget med en hastighed af omkring 1,5-2,5 m/s.

Registrering

Ved de enkelte træk blev starttidspunkt, sluttidspunkt og omdrejningstæller ved start og slutning registreret. Fangsten blev opsamlet i plastikglas og

nedkølet til udsortering følgende dag.

Ved registreringen blev fiskene sorteret i arter og opmålt til nærmeste mm., og fangsten af de respektive arter blev for hver transekt vejlet til nærmeste 1/10 g.

2.2 Beregninger

Tæthed

For hvert transekt er den gennemsnitlige fangst i antal og i vægt pr. m³ udregnet både for de enkelte arter og for hele årsynglen som fangsten divideret med den filtrerede vandmængde. Herefter er et gennemsnit for de respektive transekter i littoralzonen og i pelagiet med tilhørende varians udregnet.

Gennemsnitsvægt

Tilsvarende er de enkelte arters gennemsnitsvægt (vådvægt) beregnet som et gennemsnit af gennemsnitsvægten fundet i de respektive transekter.

Vægtet gennemsnit

I diskussionsafsnittet er anvendt arealvægtede gennemsnit beregnet som middelværdien i de respektive områder ganget med områdets andel af søarealet. Littoralzonen er sat ud til 50 m fra kystlinien dog maksimalt 50 % af søarealet.

Daglig vækstrate

Middelvækstraten pr. dag er beregnet ud fra middeltal for den målte længdetilvækst i perioden fra yngelundersøgelse til den efterfølgende fiskeundersøgelse efter normalprogrammet i en række søer (tab.1).

Tabel 1

Den gennemsnitlige målte daglige længdetilvækst (dL) og b fra længdevægtrelationen hos årsyngel og etårige af de respektive fiskearter i søer, hvor der efterfølgende en yngelundersøgelse er foretaget fiskeundersøgelse efter normalprogrammet.

mm/d	Antal søer	Gens.	Min	Max	b
Skalle 0+	11	0,385	0,216	0,570	3,114
Brasen 0+	4	0,456	0,320	0,579	3,292
Regnløje 0+	3	0,142	0,100	0,190	2,671
Rudskalle 0+	1	0,270	0,270	0,270	4,360
Aborre 0+	12	0,443	0,279	0,630	3,033
Sandart 0+	1	0,526	0,526	0,526	2,851
Skalle 1+	3	0,355	0,190	0,668	3,027
Regnløje 1+	2	0,131	0,110	0,152	3,717

Den daglige vækstrate omkring undersøgelsestidspunktet (G_t) er herefter beregnet som :

$$G_t = b \ln((L_t + dL)/(L_t))$$

hvor L_t er den målte middellængde ved undersøgelsen og dL og b er henholdsvis den gennemsnitlige længdetilvækst og b fra længdevægtrelationen.

Konsumptionsrate

Den daglige konsumptionsrate på prøvetidspunktet er beregnet i $\text{mg tv/m}^3/\text{d}$ som:

$$K = 1000 (G_t B_t)$$

hvor B_t er den beregnede arealvægtede biomassetæthed på prøvetagningstidspunktet.

Årgangsstyrke

Årgangsstyrken hos de respektive arter er vurderet ud fra undersøgelserne foretaget i perioden 1998-2003.

Sammenligningsgrundlag

De beregnede værdier er så vidt muligt sammenholdt med tilsvarende størrelser fra 100 undersøgelser fra i alt 16 andre danske søer, hvor yngelundersøgelserprogrammet har været anvendt siden 1998.

3. Resultater

3.1 Areal-tæthed

Der er ved undersøgelsen konstateret årsyngel fra skalle, brasen og regnløje, hvortil kommer etårfsk af skalle. Den beregnede arealtæthed af de respektive arter i littoralen og i pelagiet og de respektive arters numeriske andel af årsynglen er givet i tabel 2, mens samme data fordelt på karpfisk (inklusive etårige skaller), aborrefisk, laksefisk og øvrige fisk er givet i tabel 3.

Tabel 2

Den beregnede tæthed af fiskeynglen hos de respektive arter i littoralzonen og i pelagiet i Borup Sø juli 2003.

Antal/m ³	Littoralen		Pelagiet		Procent	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Skalle 0+	6,512	1,820	96	95		
Skalle 1+	0,020	0,038	0	2		
Regnløje 0+	0,122	0,056	2	3		
Brasen 0+	0,163	0,000	2	0		

Tabel 3

Den beregnede tæthed af fiskeynglen hos de respektive grupper i littoralzonen og i pelagiet i Borup Sø juli 2003.

Antal/m ³	Littoralen		Pelagiet		Procent	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Karpfisk	6,818	1,914	100	100		
Aborrefisk	0,000	0,000	0	0		
Laksefisk	0,000	0,000	0	0		
Andre	0,000	0,000	0	0		
Total	6,818	1,914	100	100		

I modsætning til tidligere blev der således ikke konstateret aborreyngel ved undersøgelsen. Hovedparten af fiskene var årsyngel af skalle, som dominerede fangsten over hele søen. Årsynglen fandtes generelt i størst mængde i littoralen (tab.2 og 3).

Biomassetæthed

Fangsten var vægtmæssigt ligeledes domineret af skalle, som udgjorde 95 % af fangsten i littoralen og 87 % i pelagiet (tab.4 og 5).

Sammenlignet med andre søer, hvor der er foretaget undersøgelser af fiskeynglen, var karpfiskekeynglens tæthed i juli 2003 betydelig både i littoralen og i pelagiet, hvor tætheden dog ikke nåede det rekord høje niveau fra 1998 (fig.2). Middeltætheden i søen var markant større end i 2002 og lidt over niveauet fra de øvrige undersøgelsesår fraset rekord året 1998.

Tabel 4

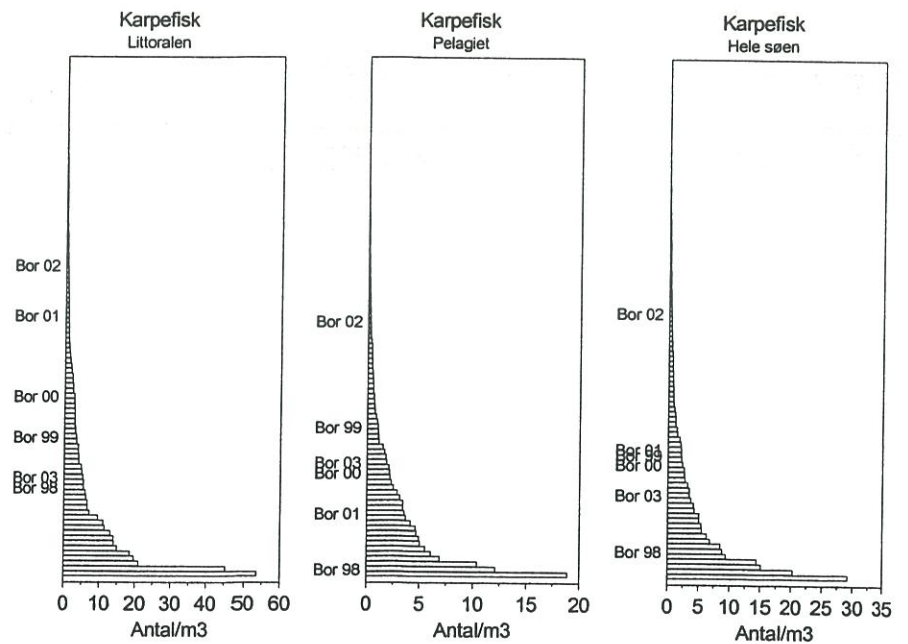
Den beregnede biomassetæthed af fiskeynglen hos de respektive arter i littoralzonen og i pelagiet i Borup Sø juli 2003.

Vådvægt/m ³ (g)	Littoralen		Pelagiet	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Skalle 0+	1,457	0,338	95	87
Skalle 1+	0,024	0,045	2	12
Regnløje 0+	0,011	0,005	1	1
Brasen 0+	0,035	0,000	2	0

Tabel 5

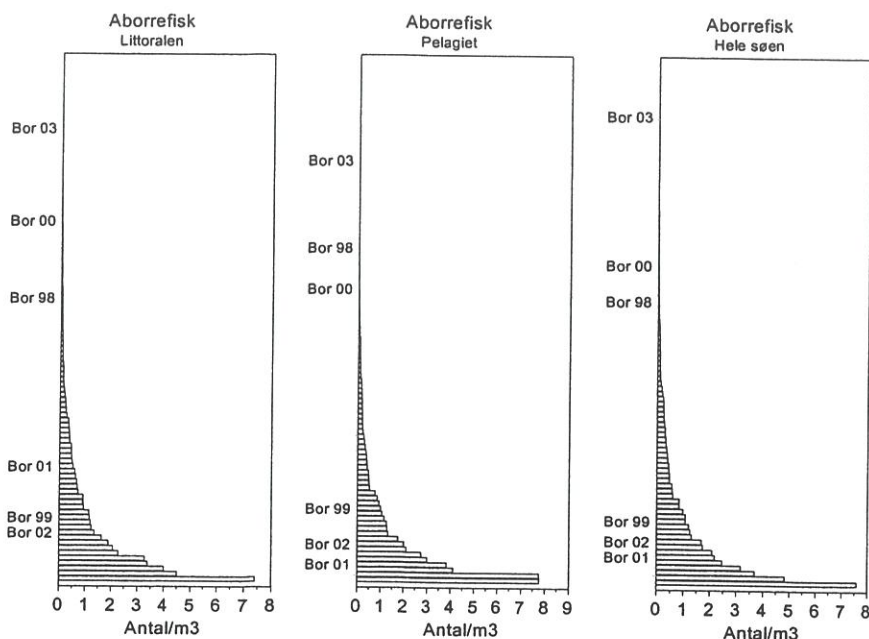
Den beregnede biomassetæthed af fiskeynglen hos de respektive grupper i littoralzonen og i pelagiet i Borup Sø juli 2003.

Vådvægt/m ³ (g)	Littoralen		Pelagiet	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Karpefisk	1,528	0,388	100	100
Aborrefisk	0,000	0,000	0	0
Laksefisk	0,000	0,000	0	0
Andre	0,000	0,000	0	0
Total	1,528	0,388	100	100



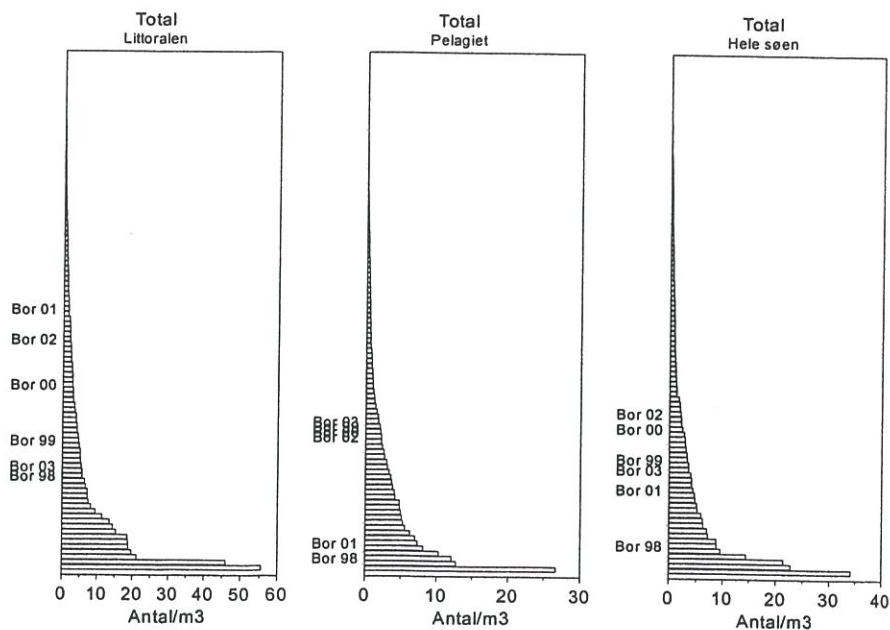
Figur 2. Tætheden af karpefiskeyngel i Borup Sø i 1998-2003 i littoralzonen, pelagiet og i hele søen sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.

Der blev ikke konstateret aborrefiskeynglen i søen ved årets undersøgelse, hvilket er en betydelig ændring i forhold til de to foregående år, hvor aborrefiskeynglens tæthed var meget stor i forhold til i referencesøerne (fig.3).



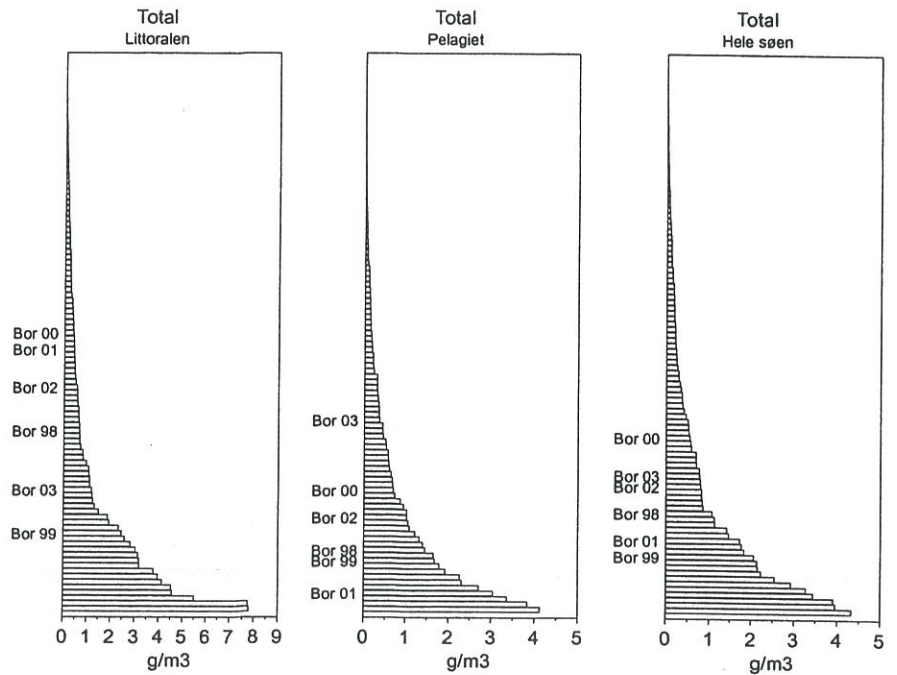
Figur 3. Tætheden af aborrefiskeyngel i Borup Sø i 1998-2003 i littoralzonen, pelagiet og i hele søen sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.

Den samlede tæthed af fiskeyngel var over medianen blandt referencesøerne over hele søen, som det har været tilfældet gennem alle undersøgelsesårene (fig.4). Middeltætheden af fiskeyngel i hele søen afveg ikke væsentligt fra de øvrige undersøgelsesår på nær i 1998, hvor fiskeynglen optrådte i usædvanligt store mængder.



Figur 4. Tætheden af fiskeyngel i Borup Sø i littoralzonen, pelagiet og i hele søen i 1998-2003 sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.

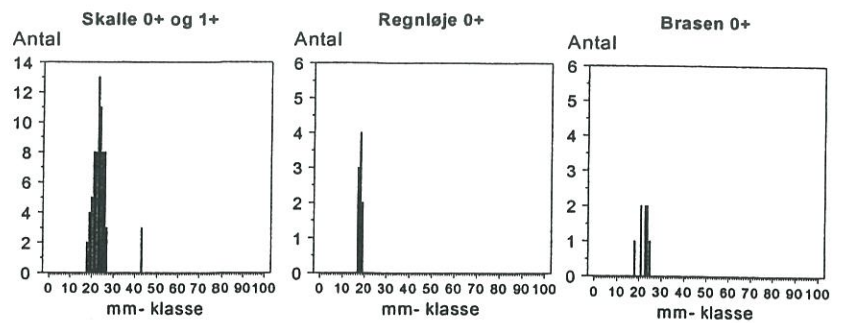
Den samlede biomassetæthed har været forholdsvis høj gennem hele perioden, og var i 2003 tæt på sidste års niveau som gennemsnit i søen (fig.5).



Figur 5. Biomassetætheden af fiskeyngel i Borup Sø i 1998-2003 i littoralzonen, pelagiet og i hele søen sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.

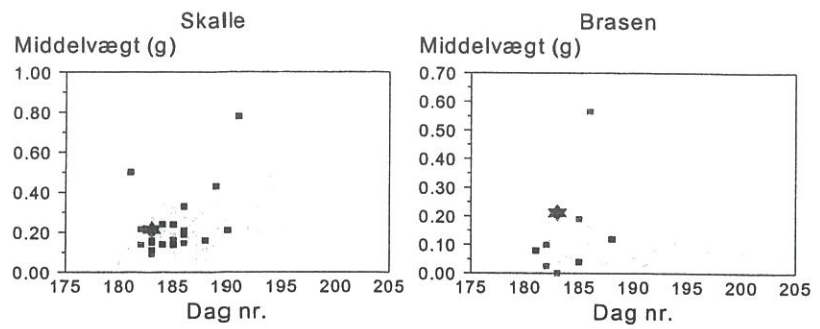
Størrelsesfordeling

Størrelsesfordelingen af fangsten af skalle, regnløje og brasen fremgår af figur 6.

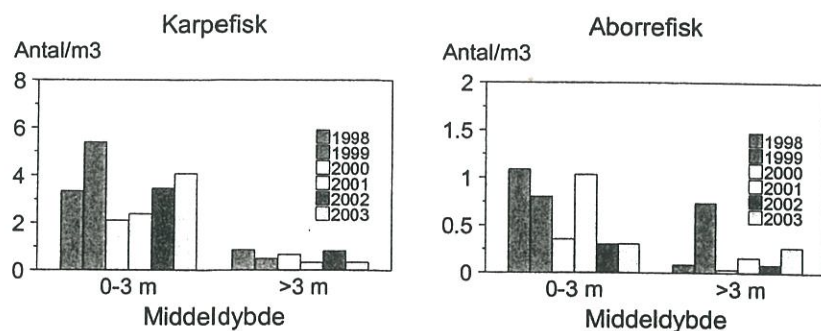


Figur 6. Længdefordelingen af de respektive arter i fangsten i Borup Sø juli 2003.

Middelvægten hos skalleårsynglen var tæt på middel for tidspunktet og lidt over de fleste af de tidligere år, mens brasenynglens størrelse var over middel, som det har været tilfældet tidligere i søen (fig.7).



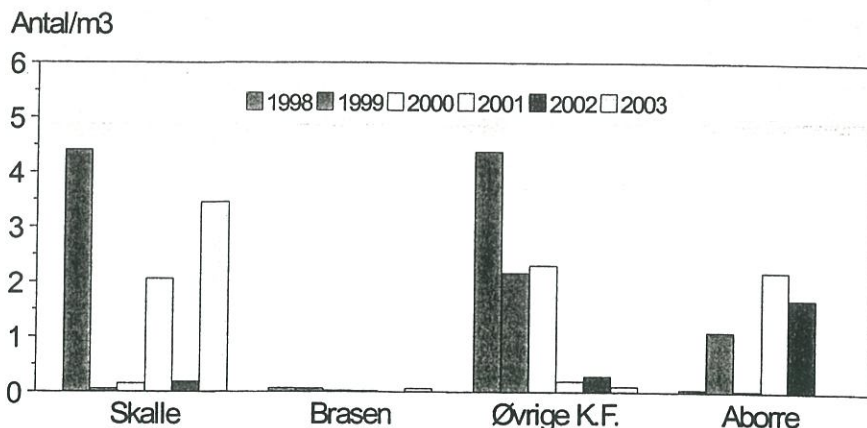
Figur 7. Middelvægten af skalleynghen og aborreynghen på undersøgelsestidspunktet i Borup Sø juli 2003 (stjerne), sammenlignet med årets øvrige undersøgelser (sort markering), tidligere undersøgelser i Borup Sø (rød markering) samt med andre tidligere undersøgte danske søer.



Figur 9. Fiskeynglens gennemsnitlige tæthed i 7 lavvandede (< 3 m) og 7 dybere (> 3 m) søer i 1998-2003.

I perioden 1998-2003 har foråret i alle årene på nær i 2001 været varmt, men kun i 1999, 2002 og i 2003 har sommeren været tilsvarende varm. Dette kan være en forklaring på de generelt gode rekrutteringsforhold i 1999, mens rekrutteringen i de to seneste år især for aborrefisk har været mere moderate.

I Borup Sø er der overvejende registreret yngel af skalle, regnløje, aborrer og brasen, hvoraf sidstnævnte har optrådt i beskedne mængder. Skalleynglen har været talrig i 1998, 2001 og 2003 og regnløje ynglen i perioden 1998-2000, mens aborreynglen har været mest talrig i 2001-2002 (fig.10).

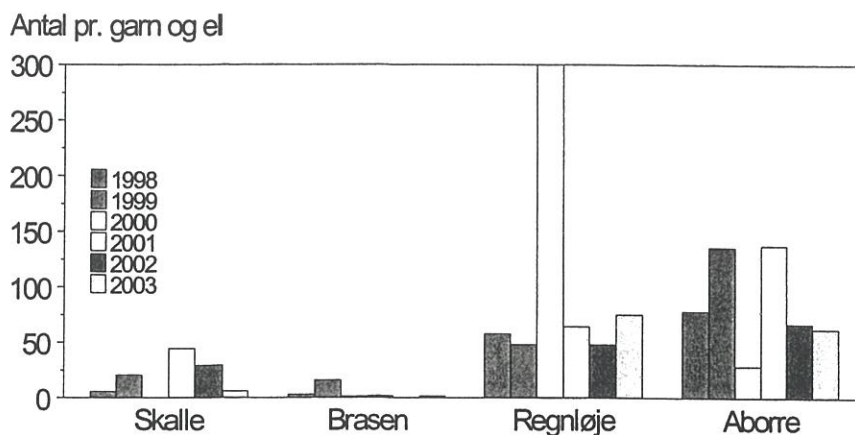


Figur 10. Fiskeynglens tæthed i Borup Sø 1998-2003. Øvrige K.F er helt overvejende regnløjer.

I Borup Sø er der foretaget fiskeundersøgelser i sensommeren i alle år, hvor der er foretaget fiskeyngelundersøgelser. Mængden af årsyngel af de respektive arter ved årets undersøgelser målt som middelfangsten pr. garn og pr. elektrofiskeri viser et noget afvigende billede i forhold til fiskeyngelundersøgelserne (fig.11).

For aborrernes vedkommende er der uoverensstemmende fangster i 1998 og 2003, men rimelig god overensstemmelse i de øvrige år. Hos skallerne fandtes der modsat ved yngelundersøgelsen ringe mængder årsyngel ved fiskeunder-

søgelsen i 1998 og 2003, og for regnløje ynglens vedkommende kan de aftagende fangster i yngelundersøgelsen ikke genfindes ved fiskeundersøgelsen.



Figur 11. Fiskeynglens tæthed i Borup Sø målt ved garn- og elfiskeri 1998-2003.

Der må således påregnes en betydelig usikkerhed ved bestemmelsen af årgangsstyrken.

Fordeling

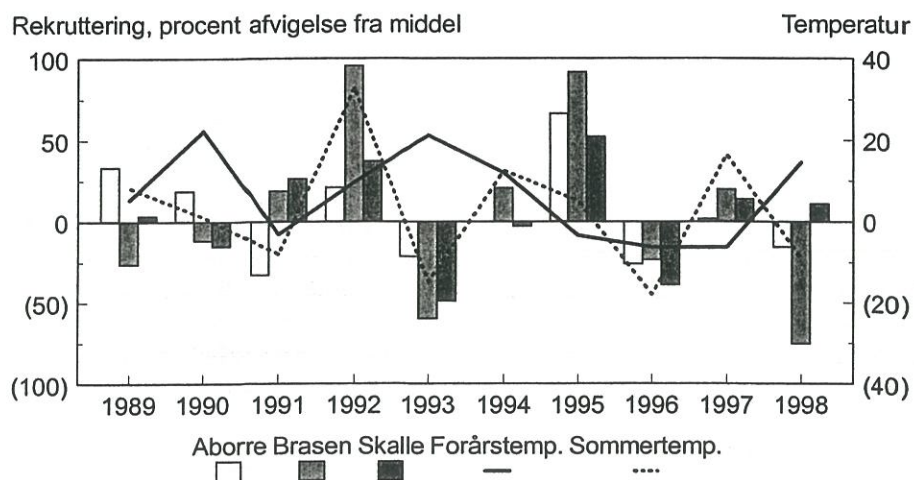
Forskellige forhold påvirker dog ynglens adfærd. Vandets klarhed er således tilsyneladende afgørende for valget af habitat hos især karpeskeyngel, idet ynglen i stigende grad foretrækker bredzonen med øget sigtdybde i de undersøgte søer. Hos aborre ynglen, som generelt er mere pelagisk, ses dette mønster ikke (fig.12). Generelt var der dog meget lidt fiskeyngel i pelagiet i søer med sigtdybde større end 2 m.

Middeldybden synes ligeledes at påvirke fiskeynglens mængde i bredzonen og i pelagiet. Således aftager mængden af karpeskeyngel i pelagiet voldsomt med øget middeldybde i de undersøgte søer, hvorimod karpeskeynglens mængde i littoralen kun aftog mere moderat med dybden (fig.13). Hos aborrefiskenes var der kun en moderat forskydning mellem pelagiet og bredzonen ved øget middeldybde.

Det generelle billede er således, at karpeskeyngel er tæt knyttet til de lavvandede områder i juli måned, og kun i de uklare, lavvandede søer findes karpeskeynglen i pelagiet i nævneværdigt omfang. Aborrefiskeynglen har ikke samme præference for bredzonen, men tætheden aftager dog tilsyneladende generelt med øget sigtdybde.

4. Vurderinger

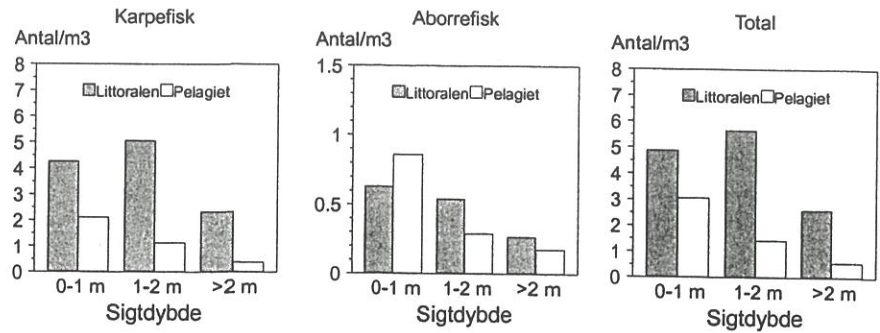
Selvom søers fiskebestande oftest udviser variationer, som kan relateres til søernes morfologi og næringsniveau, er forholdene vedrørende årsynglen mere komplekse. Der vil således i alle søer og hos de fleste arter forekomme meget betydelige år til år variationer i ynglens mængde, idet de klimatiske forhold om foråret og gennem forsommeren påvirker henholdsvis gydetidspunkt og vækst og overlevelse hos den spæde yngel. Dette fremgår tydeligt af figur 8, som viser procentafvigelsen fra gennemsnittet af årgangsstyrken hos aborrer, brasen og skalle i perioden 1989-98, vurderet ud fra fangsten af etårige- og ældre fisk ved fiskeundersøgelser efter normalprogrammet.



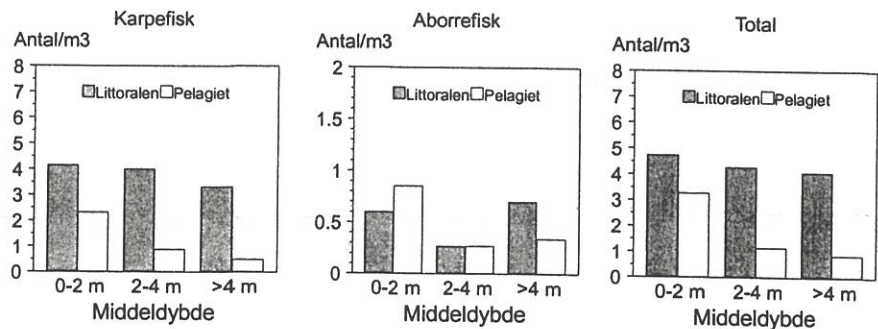
Figur 8. Den gennemsnitlige årgangsstyrke i en række danske søer målt som afvigelse fra middel i perioden 1989-1998 hos aborre, brasen og skalle samt middeltemperaturens afvigelse fra normalen i april-maj og i juni-juli i samme periode /2/.

Som figuren viser er der især hos brasener en negativ sammenhæng mellem et varmt forår efterfulgt af en kold sommer og årgangsstyrken i de respektive år. Generelt er der især hos de relativt sent gydende arter herunder brasen, rudskalle, suder og karusse ofte meget store variationer i ynglens mængde i sensommeren, antageligt bl.a. på grund af afhængigheden af en korrekt timing mellem ynglens fremkomst og et rimeligt fødegrundlag. Dette synes især at være gældende i klarvandede søer, hvor årsynglen ligeledes er udsat for rov fra aborrer, og hvor svigtende rekruttering er regelen mere end undtagelsen hos de nævnte arter.

Sammenlignes middeltætheden af fiskeyngel i 16 undersøgte søer i årene 1998-2003 ses i de lavvandede søer den højeste middeltæthed af karpfisk i 1998 og den laveste i årene 2000 og 2001, og en mindre tæthed i årene efter, mens tætheden af aborrefisk var høj i 1998, 1999 og i 2001 og lav i de øvrige år (fig.9). I de dybe søer har karpfiskeynglens rekruttering været ringest i 2001 og 2003, og hos aborrefisken har rekrutteringen kun været god i 1999 og til dels i 2003.



Figur 12. Fiskeynglens arealtæthed i littoralen og i pelagiet i søer med forskellig sigtdybde.



Figur 13. Fiskeynglens arealtæthed i littoralen og i pelagiet i søer med forskellig middeldybde.

Fiskeynglens fordeling i juli 2003 i Borup Sø er således i overensstemmelse med det generelle billede i en lavvandet uklar sø med betydelige tætheder af yngel i pelagiet.

Påvirkning af dyreplankton

Fiskeynglens potentielle påvirkning af dyreplanktonet afhænger af såvel ynglens daglige fødebehov, som igen afhænger af deres specifikke vækstrate og af udnyttelsen af føden, og af dyreplanktonets produktivitet.

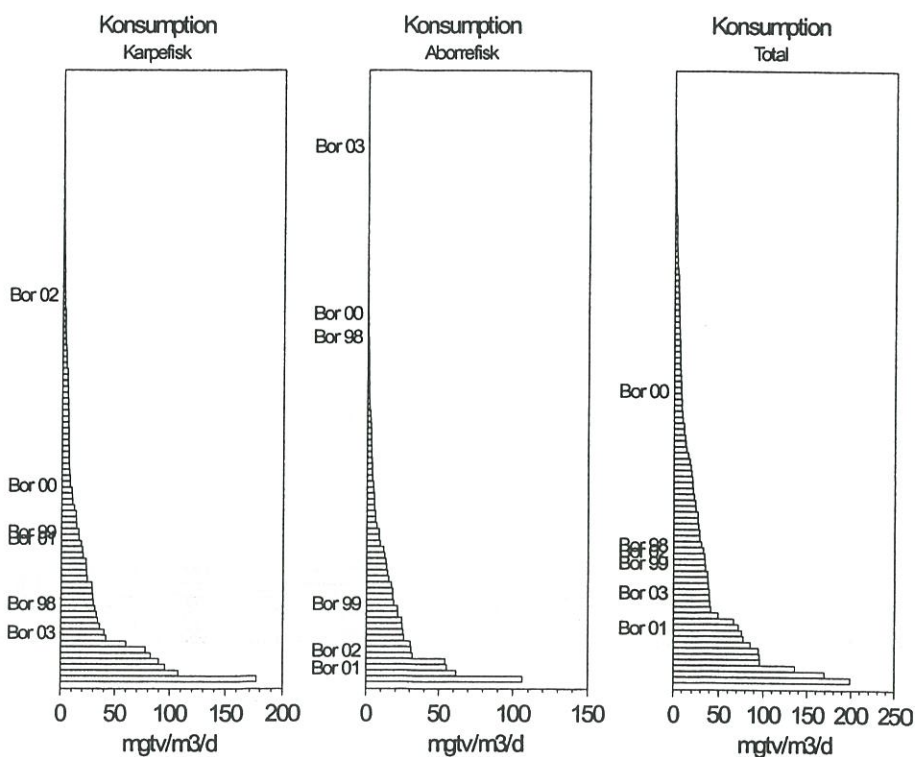
Vækstraten hos fiskeyngel aftager generelt med størrelsen, hvorimod længdetilvæksten pr. tidsenhed tilnærmelsesvis er konstant, såfremt forholdene ikke ændres væsentligt. Af samme grund er der ved beregningen af ynglens specifikke vækstrate taget udgangspunkt i en konstant længdetilvækst i perioden fra yngelundersøgelserne til fiskeundersøgelserne i sensommeren. Vækstforholdene er dog kraftigt afhængig af både fødeudbud og vandtemperatur, hvoraf sidstnævnte forhold ligeledes påvirker fødens udnyttelsesgrad.

Endelig er fiskeynglens potentielle påvirkning af dyreplanktonet ikke synonymt med fiskebestandens påvirkning af samme, da etårige- og ældre fisk ofte yder et meget betydeligt prædationstryk på dyreplanktonet.

I figur 14 er vist fiskeynglens (inklusive etårige skaller) skønnede daglige konsumtion i de undersøgte søer. I Borup Sø var karpfiskeynglens samlede prædationstryk i juli 2003 med 40,1 mg tv/m³/d meget.

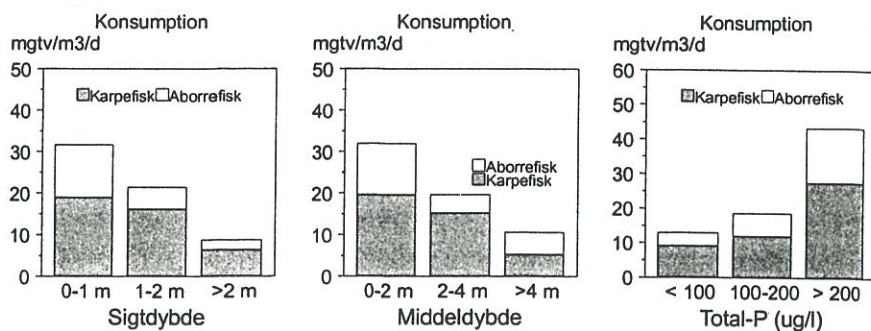
Der blev ikke registreret aborrengel i 2003 og samlet var yngelprædationen

over medianen af referencesøerne og i niveau med de foregående år fraset 2000 og 2001.



Figur 14. Fiskeynglens konsumtionsrate i Borup Sø 1998-2003 sammenlignet med konsumtionsraten fundet i andre danske søer.

Fiskeynglens skønnede konsumtionsrate er forskellig i de forskellige søtyper (fig. 15). I de uklare søer er både karpesfiskenes- og aborrefiskenes konsumtion størst, hvilket antageligt hænger sammen med en større produktion af dyreplankton, og fiskeynglens konsumtion falder i søer med middeldybde større end 2 m. I de næringsbegrænsede søer (tot-P sommergennemsnit < 100 µg/l) er fiskeynglens konsumtion normalt beskedent.



Figur 15. Fiskeynglens konsumtionsrate i søer med forskellig sigtdybde, middeldybde og tot-P koncentration over sommeren (1/5-30/9).

I lavvandede, uklare og middelnæringsrige søer som Borup Sø er de beregnede konsumtionsrater hos fiskeynglen generelt høje, og niveauet for prædationstrykket i 2003 er som forventet.

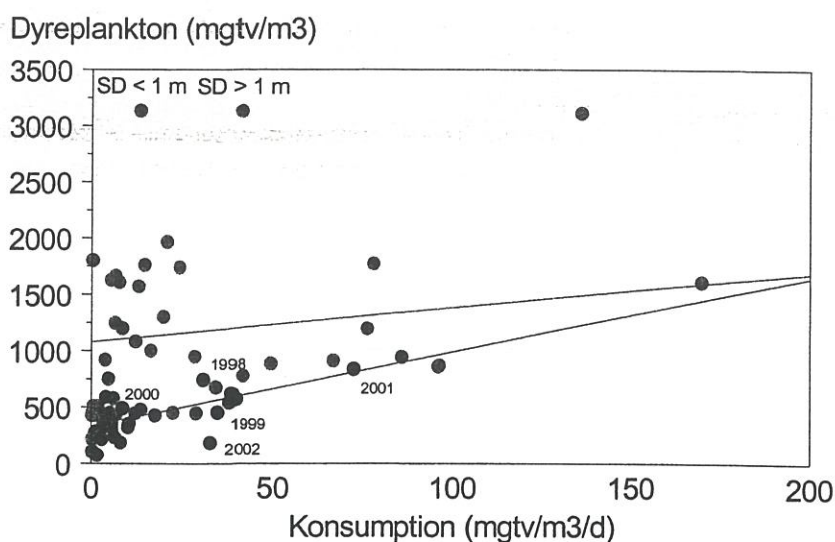
Der forligger endnu ikke tal for dyreplanktonet i 2003, men i 2002 var dyreplanktonets sommergennemsnitlige biomasse faldet fra omkring 600 mg tv/m³ i de foregående år til 182 mg tv/m³, hvilket svarer til en daglig middelproduktion på 18-36 mg tv/m³/d ved en turn-over på 5-10 dage.

Afhængigt af årets dyreplanktonproduktion kan fiskeynglens prædation således have været begrænsende for dyreplanktonbiomassen i starten af juli 2003.

Fiskeynglens regulering

Fiskeynglen reguleres af en række forhold, hvoraf fødegrundlaget for den spæde yngel og prædation må antages at være de væsentligste faktorer. I klarvandede søer er mængden af dyreplankton normalt mindre end i mere produktive søer, og prædationstrykket på fiskeynglen er større, som følge af aborrrens større betydning som rovfisk. Yngel af de fleste arter reagerer på klart vand med en udstrakt stimedannelse oftest i og umiddelbart udenfor bredvegetationen, hvilket begrænser deres fødesøgningsmuligheder og gør dem dermed mere sårbare overfor små koncentrationer af dyreplankton.

En sammenligning af fiskeynglens konsumptionsrate og dyreplanktonets sommermiddelbiomasse i uklare og klarvandede søer viser således ringe sammenhæng i de uklare søer, mens der er en positiv sammenhæng i de klarvandede søer (fig. 16). Dette tyder på, at tilgængeligheden af dyreplankton er en væsentlig regulerende faktor for fiskeynglen i de klarvandede søer, hvorimod fiskeynglens prædation på dyreplanktonet er af mindre regulerende betydning for dyreplanktonet i både klarvandede og uklare søer.



Figur 16. Dyreplanktonets sommermiddelbiomasse i uklare søer (sommersiddsigtdybde < 1 m) og i klarvandede søer (> 1 m) i forhold til beregnede fiskeyngelkonsumptionsrater målt i årene 1998-2002. Borup Sø er angivet med sort markering.

I Borup Sø har dyreplanktonbiomassen været forholdsvis beskedent, som det ellers ses i mere klarvandede søer, og tilgængeligheden af dyreplankton kan være en begrænsende faktor for fiskeynglen i Borup Sø.

Fiskeundersøgelse, normalprogram

Program: A
 Antal garn: 15
 Antal el: 5
 Antal sektioner: 5

Antal < 10 cm	Garn	Min	Max	El	Min	Max	G-lit	G-pel
Skalle	5,8	3,5	9,6	1,0	0,5	2,0	1,3	14,8
Aborre	38,5	18,8	78,8	23,0	7,5	70,4	28,3	58,8
Brasen	1,6	0,9	2,9	0,0	0,0	0,0	0,9	3,0
Hork	0,7	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,4	1,2
Regnløje	1,7	0,6	4,8	75,4	3,9	1450,7	0,9	3,4
Rudskalle	0,3	0,2	0,4	17,0	1,7	168,6	0,0	0,8
Gedde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BxS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ål	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sum	48,5	28,1	84,0	116,4	15,7	862,4	31,8	82,0

Antal > 10 cm	Garn	Min	Max	El	Min	Max	G-lit	G-pel
Skalle	23,9	14,8	38,5	0,2	0,1	0,3	15,4	40,8
Aborre	23,1	9,1	58,6	12,6	3,6	44,6	16,3	36,8
Brasen	0,3	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,6
Hork	2,4	1,2	4,9	0,0	0,0	0,0	2,0	3,2
Regnløje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rudskalle	1,9	0,9	3,8	0,2	0,1	0,3	2,2	1,2
Gedde	0,1	0,1	0,1	2,8	1,1	7,0	0,1	0,0
BxS	0,8	0,6	1,2	0,0	0,0	0,0	0,2	2,0
Ål	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,3	0,0	0,0
Sum	52,5	26,0	105,9	16,0	4,3	60,2	36,4	84,6

Vægt < 10 cm (g)	Garn	Min	Max	El	Min	Max	G-lit	G-pel
Skalle	23	14	37	2	1	6	5	58
Aborre	306	147	636	209	60	729	223	472
Brasen	11	4	29	0	0	0	6	21
Hork	4	1	13	0	0	0	2	7
Regnløje	5	1	26	45	3	669	3	10
Rudskalle	1	0	1	23	2	266	0	2
Gedde	0	0	0	0	0	0	0	0
BxS	0	0	0	0	0	0	0	0
Ål	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	350	182	672	279	78	1001	240	570

Vægt > 10 cm (g)	Garn	Min	Max	El	Min	Max	G-lit	G-pel
Skalle	2155	1211	3834	17	1	207	1593	3279
Aborre	1088	417	2838	503	129	1951	745	1773
Brasen	146	8	2597	0	0	0	62	315
Hork	74	23	238	0	0	0	62	97
Regnløje	0	0	0	0	0	0	0	0
Rudskalle	498	92	2703	43	2	842	606	281
Gedde	59	3	1407	897	19	42343	89	0
BxS	120	41	349	0	0	0	33	293
Ål	0	0	0	8	1	64	0	0
Sum	4140	2067	8291	1468	209	10319	3190	6039

Bilag 13

**SEDIMENTUNDERSØGELSER I
BORUP SØ 2003**

15. april 2004
JIn/SCI
Sag: 30.3637.06
KS: JfA

INDHOLDSFORTEGNELSE

	SIDE
1	INDLEDNING3
2	RESUME OG KONKLUSION.....4
3	SEDIMENTUNDERSØGELSER 20036
3.1	Prøveudtagning6
3.2	Kemisk analyse af sedimentets sammensætning.....6
3.2.1	Sedimentkarakteristik7
3.3	Sedimentkemi7
3.3.1	Tørvægt og glødetab8
3.3.2	Jern.....10
3.3.3	Fosfor11
3.3.4	Korrelationsanalyse.....13
4	SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØGELSER15
5	POTENTIEL FOSFORFRIGIVELSE.....17
5.1	Beregningsgrundlag17
5.2	Mobil fosforpulje18
5.3	Vurdering af fosforfrigivelsen i Borup Sø19
6	REFERENCER21

BILAGSFORTEGNELSE

Bilag 1: Sedimentkarakteristik

Bilag 2: Beregnede koncentrationer pr. m³ sediment og i et gennemsnitssediment

1 INDLEDNING

Borup Sø har været udpeget som en af de søer, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram siden 1989. Hensigten med overvågningsprogrammet er at følge udviklingen i tilstanden i de danske vådområder intensivt.

Borup Sø er en mindre lavvandet sø med et areal på 9,5 ha og en middeldybde på 1,05 meter. Søen er beliggende i Skovbo Kommune og ejes af Svenstrup Gods. Søens eneste væsentlige tilløb er Borup Bæk, der gennemstrømmer søen og således også fungerer som dens afløb.

Borup Sø har i forhold til sin størrelse et relativt stort opland på 757 ha og en relativt lav hydraulisk opholdstid på 10-30 dage. Da Borup Bæk har ringe vandføring om sommeren, er den hydrauliske opholdstid dog betydeligt længere om sommeren. Kombinationen af det relativt store opland og den ringe vandudskiftning om sommeren har medført en vis ophobning af fosfor i sedimentet i Borup Sø.

Roskilde Amt udtog i oktober 2003 sedimentprøver i Borup Sø. Sedimentprøverne blev analyseret på ROVESTA i Holbæk. Sedimentets indhold af fosfor er tidligere undersøgt i 1990 og 1997.

Undersøgelsesresultaterne i nærværende rapport er vurderet af Carl Bro as.

2 RESUME OG KONKLUSION

På 3 stationer i Borup Sø blev der i oktober 2003 udtaget prøver af sedimentet til analyse for tørstof, glødetab, total fosfor og jern samt fosforfraktionering. Der var nogen forskel på sedimentets udseende og sammensætning på stationerne i den centrale dele af søen (st. A og B) og nær søens afløb (st. C).

Sedimentets udseende var ikke ændret i forhold til de tidligere undersøgelser i 1990 og 1997. De visuelle forhold afspejles i de kemiske analyser.

Vandindholdet og glødetabet i overfladesedimentet (0-5 cm) på st. A og B på hhv. ca. 95% af vådvægten og 33% af tørvægten var lidt højere end hvad man finder i flertallet af danske søer, mens det for station C med hhv. ca. 91% og 27% svarer til medianværdien for andre danske søer. Dette giver et samlet billede af et løst sediment med et forhøjet indhold af organisk stof i de centrale dele af Borup Sø.

Jernindholdet i overfladesedimentet i Borup Sø var lidt lavere end i flertallet af danske søer, men typisk for jernfattige sedimenter. Total-fosforindholdet i overfladesedimentet var omvendt noget højere end i flertallet af danske søer, både sammenlignet med medianværdien og gennemsnittet. I Borup Sø var Fe:P forholdet ca. 6-8 i det øverste sediment og generelt svagt stigende ned gennem sedimentet til 10-12 i det dybeste sediment. Sediments evne til at jernbinde fosfor er således lille.

En sammenligning med de tidligere undersøgelser i 1990 og 1997 viste stort set uændret indhold af tørvægt og glødetab, men dog med en svag tendens til højere tørvægt og lavere glødetab i det øverste sediment. Det totale fosforindhold i de øverste godt 2 cm af sedimentet var steget, ligesom mængden af calciumbundet fosfor i de øverste 2 cm var steget. Dette tolkes som en sedimenttilvækst på godt 2 cm siden 1997 og et øget fosforindhold i det nye sediment. På det foreliggende grundlag kan det ikke afgøres, om det øgede fosforindhold skyldes øget tilførsel af fosfor eller øget udfældning som følge af andre faktorer. F.eks. ændret udfældning som en følge af øget eutrofiering og dermed ændret pH, men eventuelt øget tilførsel af kalk fra oplandet. Umiddelbart tyder de øgede mængder calciumbundet fosfor på en øget udfældning af fosfor.

Den udvekselige (mobile) fosforpulje kan ud fra fosforfraktioneringen beregnes til mellem 0,5 og 1,2 g/m² i de øverste 5 cm af sedimentet og mellem 1,2 og 2,7 g/m² i de øverste 10 cm af sedimentet, afhængigt af om den jernbundne fosfor medregnes. Med et samlet areal på 9,5 ha. kan den samlede potentielt frigivelige fosforpulje beregnes til mellem 50 og 120 kg fosfor i de øverste 5 cm og mellem 110 og 250 kg i de øverste 10 cm, afhængigt af om den jernbundne fosfor henregnes til den mobile pulje.

Den potentielt mobile fosforpulje pr. volumen- og arealenhed i Borup Sø er relativt lille sammenlignet med sedimentet i andre lavvandede søer med samme fosforbindingskapacitet, men når det tages med i betragtning, at der ikke er egentlige punktkilder i oplandet, er fosforpuljen dog relativt stor.

Ved de tidligere undersøgelser af sedimentet i Borup Sø i 1990 og 1997 blev den mobile fosforpulje ned til 10 cm's dybde beregnet til henholdsvis 164-322 og 186-361 kg fosfor, mens den i 2003 blev beregnet til 110-250 kg fosfor. Dette fald i den mobile fosforpulje skyldes næppe frigivelse fra sedimentet, da der har været en nettotilbageholdelse af fosfor i hele perioden med undtagelse af 1993, men sandsynligvis en øget forekomst af fosfor i de puljer, der ikke er mobile.

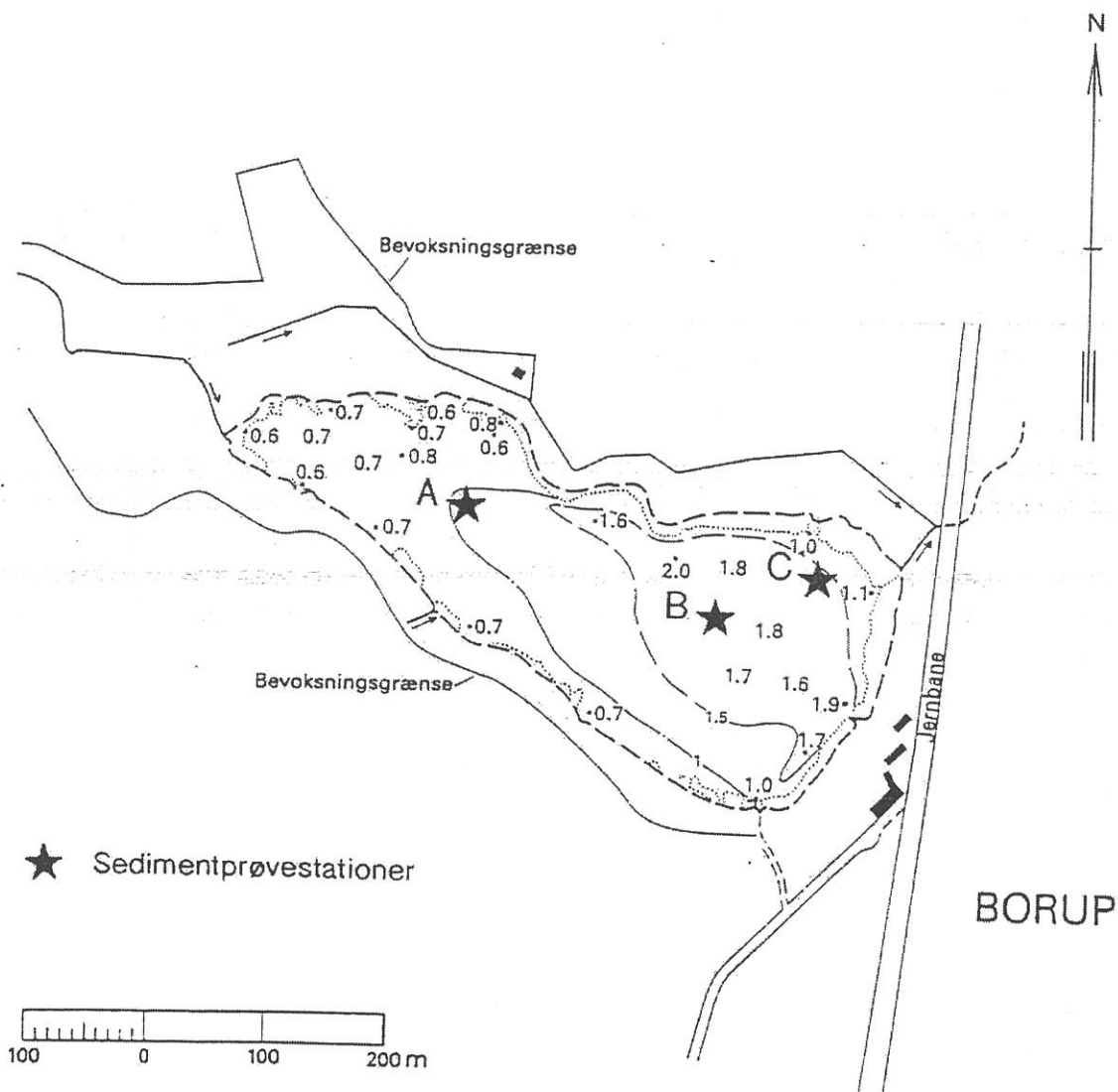
Den totale fosforpulje i de øverste 2 cm af sedimentet i 2003 var godt 200 kg, mens den beregnede tilbageholdelse af fosfor siden 1997 er ca. 250 kg. I betragtning af de usikkerheder, der er forbundet med begge tal, er der således god overensstemmelse mellem den anslåede sedimentation på godt 2 cm ud fra fosforindholdet og ud fra tolkninger af sedimentprofiler.

Sammenfattende vurderes det, at fosforfrigivelse fra sedimentet i Borup Sø kan forekomme fra de øverste 10 cm af sedimentet. Den potentielt mobile fosforpulje i 2003 var 110-250 kg fosfor for de øverste 10 cm af sedimentet, afhængigt af om den jernbundne fosfor indgår i den potentielt mobile pulje.

3 SEDIMENTUNDERSØGELSER 2003

3.1 Prøveudtagning

Den 27. oktober 2003 blev der i Borup Sø udtaget sedimentprøver med Kajak-bundhenter på 3 stationer til visuel vurdering og kemisk analyse. Prøvestationerne er vist i figur 3.1.



Figur 3.1 Prøvetagningsstationer til sedimentanalyser 2003.

3.2 Kemisk analyse af sedimentets sammensætning

Udtagningen af prøver på de 3 stationer til kemisk analyse blev foretaget efter angivelserne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, /1/, hvilket vil sige, at der på hver station

blev udtaget 3 prøver. Sedimentsøjlerne blev fraktioneret i dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-30 cm og 30-40 cm.

Sedimentet fra det samme dybdeinterval fra de 3 søjler på samme station blev efterfølgende puljet og analyseret som én prøve, /1/.

Sedimentet blev analyseret for:

- tørvægt
- glødetab
- adsorberet fosfor (Ads-P)
- jernbundet fosfor (Jern-P)
- calciumbundet fosfor (Ca-P)
- total fosfor (Tot-P)
- jern

Desuden er fraktionen residual fosfor (Residual-P) beregnet som forskellen mellem total fosfor og summen af de øvrige fosforfraktioner og antages at repræsentere organisk bundet fosfor. Beregningen af residualfosfor er foretaget af laboratoriet på baggrund af rådata før afrunding, hvorfor summen af fosforfraktioner i enkelte tilfælde afviger en smule fra total fosfor.

3.2.1 Sedimentkarakteristik

Bedømt ud fra beskrivelser af de udtagne sedimentsøjler var sedimentet på de 2 af prøvestationerne (A og B) stort set identiske, mens den tredje station (C) afveg fra dette billede.

På station A og B fandtes øverst et 23 cm tykt mørkoliven farvet lag, fulgt af et 17 til 19 cm tykt lystoliven farvet sediment (tabel 3.1 og bilag 1). Nederst fandtes atter et tyndt lag mørkoliven farvet sediment på 1-2 cm. På station C var de øverste 18 cm af sedimentet brunt fulgt af et brun-spættet lag på 9 cm. Nederst fandtes et 3 cm tykt lag gråt ler.

Det mørkoliven farvede lag tolkes ofte som sediment aflejret i perioder hvor søen planktonalgepopulation har været domineret af blågrønalger.

Station C ligger nær afløbet, i den vindeksponerede ende af søen og med relativt stærkere skrånende bund end de øvrige stationer. Disse forhold kan medføre, at løst sediment resuspenderes og føres til roligere dele af søen eller væk i afløbet.

3.3 Sedimentkemi

De sedimentkemiske forhold er i det følgende beskrevet med udgangspunkt i analyseresultaterne for de dybdefraktionerede sedimentsøjler, udtaget på station A, B og C. Analyseresultaterne er vist i tabel 3.1 og i figur 3.2-3.4.

Sedimentundersøgelser i Borup Sø 2003

BORUP SØ SEDIMENTANALYSER										27/10 2003	
STATION A											
DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende	
0 - 2	4,1	32,5	0,086	0,341	0,595	1,590	2,62	15,0	0 - 23	Mørkoliven	
2 - 5	6,1	32,2	0,050	0,261	0,606	1,280	2,20	15,0			
5 - 10	7,7	32,1	0,037	0,160	0,594	1,190	1,98	16,0			
10 - 15	8,3	32,1	0,054	0,149	0,571	1,170	1,94	18,0			
15 - 20	9,5	31,0	0,041	0,093	0,583	1,280	2,00	15,0			
20 - 30	10,1	30,0	0,037	0,046	0,591	1,160	1,83	14,0	23 - 40	Lysolien	
30 - 40	9,9	33,7	0,030	0,096	0,515	1,230	1,87	22,0	40 - 41	Mørkoliven	
STATION B											
DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende	
0 - 2	3,8	33,7	0,051	0,429	0,587	1,520	2,58	15,0	0 - 23	Mørkoliven	
2 - 5	5,7	34,2	0,019	0,250	0,592	1,130	1,99	16,0			
5 - 10	5,9	33,5	0,111	0,268	0,568	1,220	2,17	16,0			
10 - 15	7,1	33,5	0,064	0,197	0,503	1,240	2,01	16,0			
15 - 20	8,4	33,1	0,020	0,120	0,493	1,330	1,97	19,0			
20 - 30	10,1	30,7	0,036	0,113	0,559	1,010	1,76	14,0	23 - 42	Lysolien	
30 - 40	10,6	31,5	0,039	0,104	0,577	1,080	1,80	18,0	42 - 44	Mørkoliven	
STATION C											
DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende	
0 - 2	5,4	31,2	0,010	0,150	0,889	1,000	2,05	14,0	0 - 18	Brunt	
2 - 5	10,9	24,6	0,007	0,079	0,641	0,990	1,72	13,0			
5 - 10	12,3	26,9	0,022	0,062	0,754	0,940	1,78	13,0			
10 - 15	14,0	28,9	0,023	0,033	0,661	0,720	1,44	11,0			
15 - 20	12,6	35,8	0,007	0,022	0,502	0,780	1,31	11,0	18 - 27	Brun-spættet	
20 - 30	40,1	8,7	0,001	0,005	0,163	0,380	0,55	5,6	27 - 32	Gråt ler	

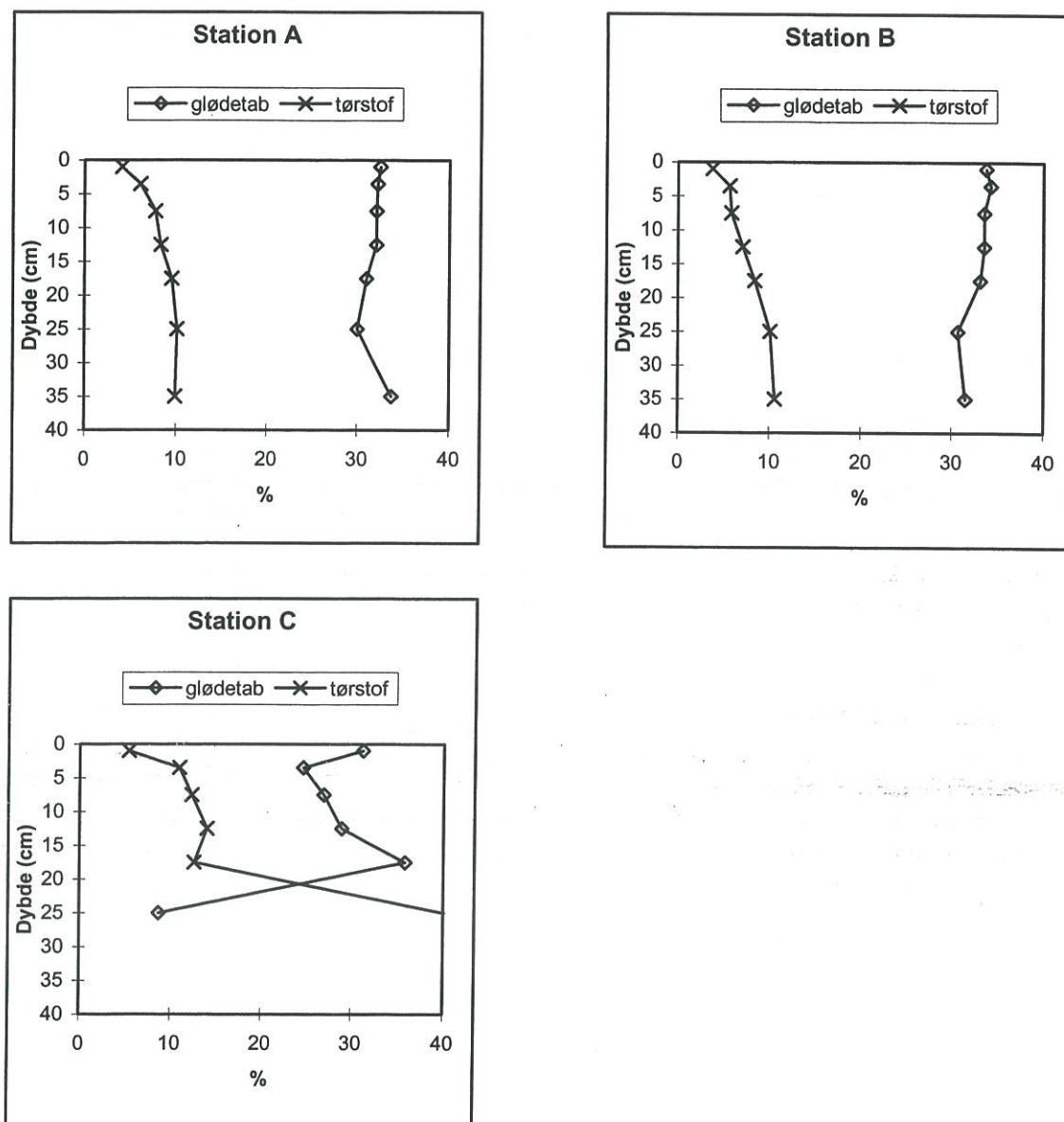
Tabel 3.1 Analyseresultater for sedimentet i Borup Sø 2003.

De visuelle forskelle mellem stationerne i den centrale del af søen (st. A og B) og stationen ved søens afløb (st. C) afspejles generelt også i de kemiske analyser.

3.3.1 Tørvægt og glødetab

På station A og B var tørvægten i de øverste cm lav og steg ned gennem sedimentsøjlen. På station C var tørvægten lidt højere og steg ned gennem de øverste 15 cm af sedimentet, hvorefter den faldt en smule for atter at stige voldsomt i det nederste sediment som en følge af forekomsten af ler.

På station A og B var glødetabet relativt konstant, men dog svagt faldende ned gennem de øverste 30 cm af sedimentet, mens det på station C var faldende gennem de øverste 5 cm, stigende til 20 cm's dybde for at falde brat i det nederste sediment.



Figur 3.2 Tørstof- og glødetabsindholdet i sedimentet i Borup Sø 2003. Tørvægten, udtrykt som procent af vådvægt, og glødetabet, udtrykt som procent af tørstof, på de 3 stationer er vist i figur 3.2.

Tørvægtindholdet i overfladesedimentet (0-5 cm) på st. A og B på ca. 5% af vådvægten er lidt lavere end, hvad man finder i flertallet af danske søer, /2/, mens det for station C med ca. 9% svarer til medianværdien for andre danske søer. Glødetabet i overfladesedimentet (0-5 cm) på st. A og B på ca. 33% af tørvægten var lidt højere end, hvad man finder i flertallet af danske søer, /2/, mens det for station C med ca. 27% svarer til medianværdien.

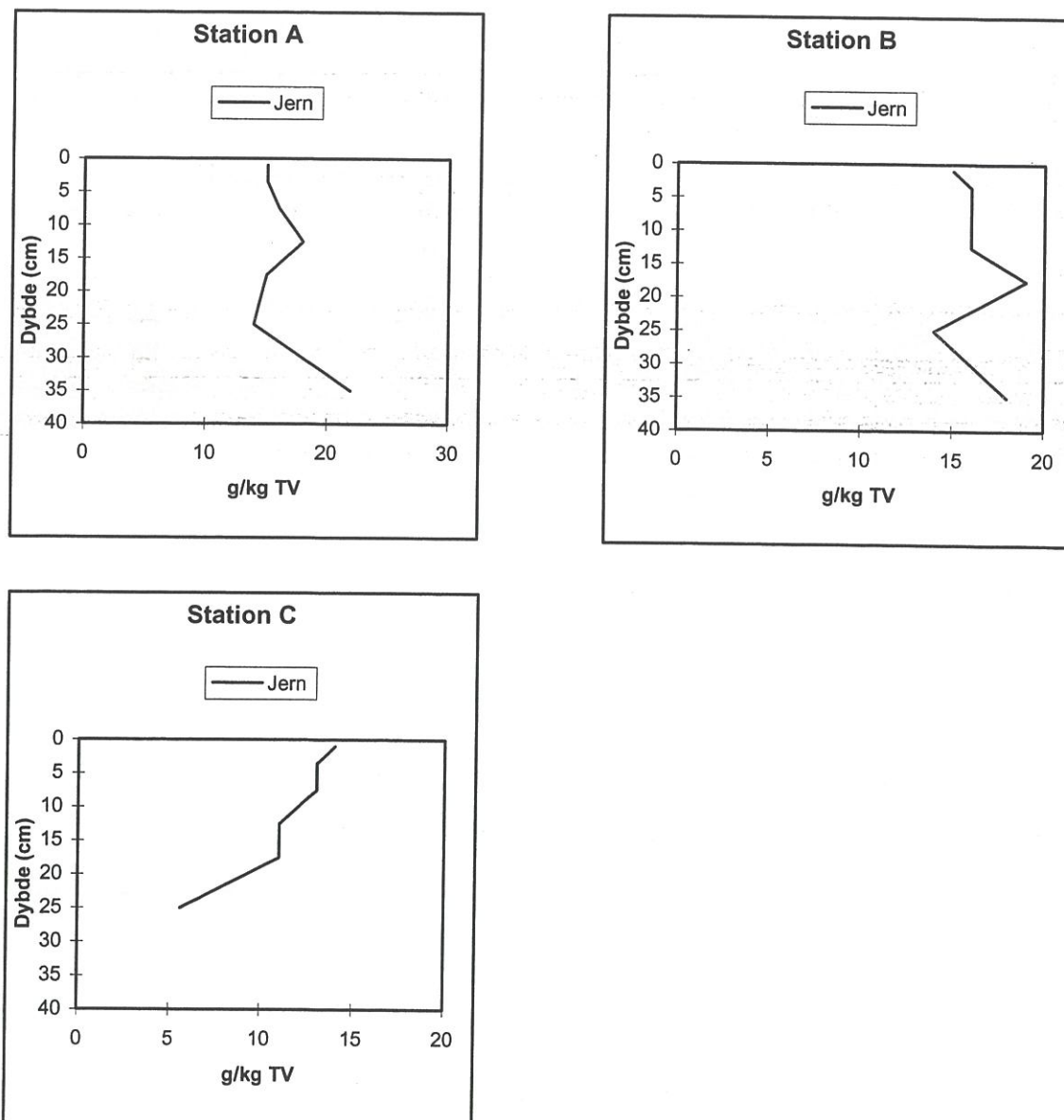
Altså et samlet billede af et løst sediment med et forhøjet indhold af organisk stof i de centrale dele af Borup Sø.

3.3.2 Jern

Jernindholdet i sedimentet i Borup Sø er vist i figur 3.3.

Sedimentets jernindhold var ret konstant ned gennem sedimentet på st. A og B, dog med lidt højere indhold i det nederste sediment. På st. C var jernindholdet svagt faldende ned gennem sedimentet og generelt lavere end på de 2 andre stationer.

Jernindholdet i overfladesedimentet i Borup Sø var lidt lavere end, hvad der findes i flertallet af danske søer, /2/.



Figur 3.3 Jernindholdet i sedimentet i Borup Sø 2003.

3.3.3 Fosfor

Fosforindholdet i sedimentet på de 3 stationer er vist i figur 3.4.

Overordnet var fosforindholdet på station A og B ret konstant ned gennem sedimentet, men med lidt højere værdier i de øverste 2 cm og lidt lavere værdier i de nederste 20 cm. På station C var fosforindholdet generelt faldende ned gennem sedimentet og lavere end på station A og B.

Total fosforindholdet i overfladesedimentet var noget højere end i flertallet af danske søer, både i forhold til medianværdien og gennemsnittet for disse, /2/.

Den laveste målte total-fosforkoncentration var 0,55 g P/kg tørstof i det nederste sediment på station C. Det er vurderet, at fosforindholdet pr. kg. tørvægt her er påvirket af forekomsten af ler. Sedimentsøjlerne for station A og B er ikke lange nok til, at upåvirket sediment forekommer i prøven. Det er vurderet, at en baggrundskoncentration på 0,7 g P/kg tørvægt (TV), svarende til den baggrundskoncentration, der blev anvendt ved de foregående to undersøgelser, er realistisk for Borup Sø. Det er en relativ høj værdi, men det kan hænge sammen med det relativt store opland og lave vandskifte om sommeren.

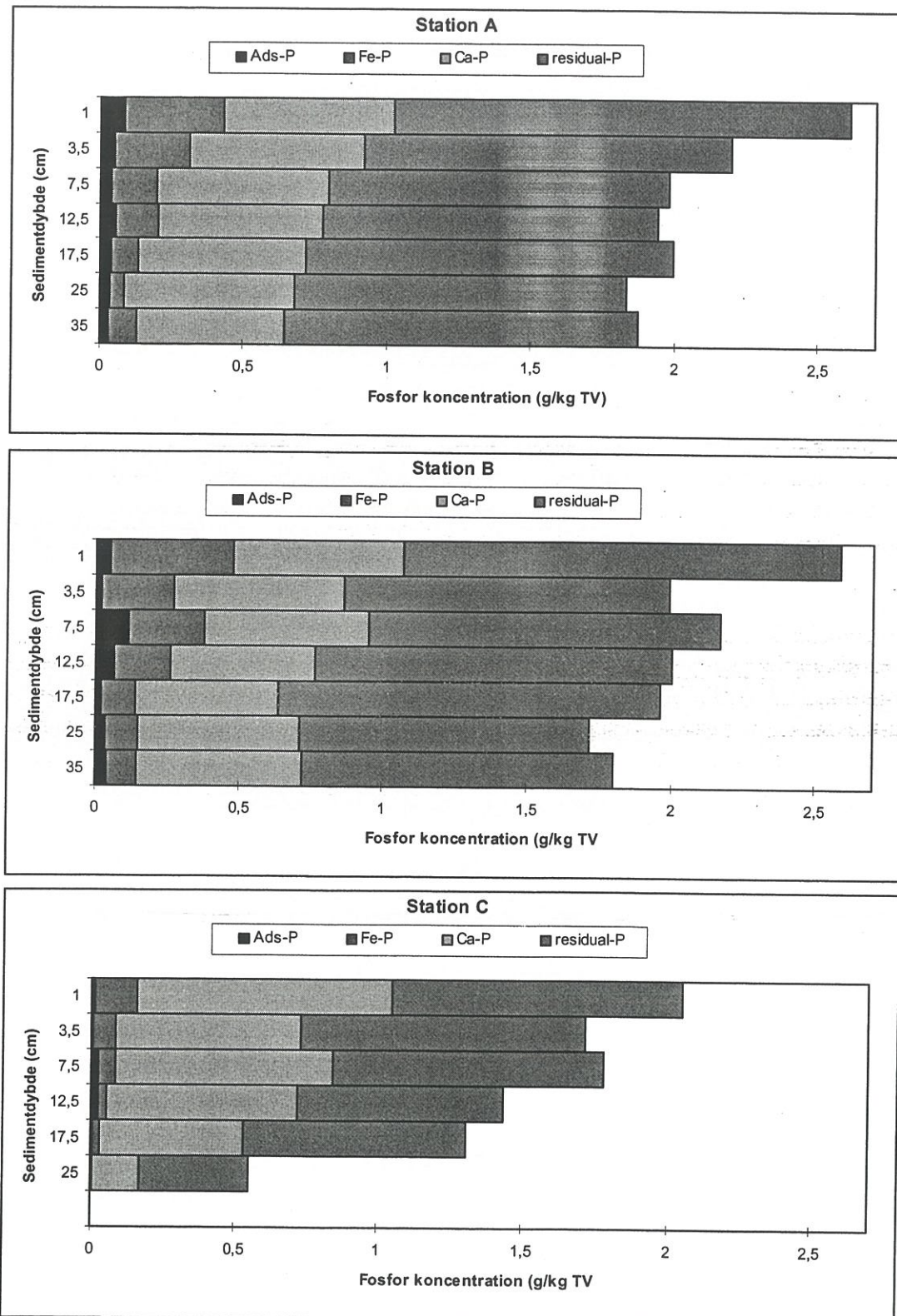
Residualfosfor udgjorde over halvdelen af det totale fosforindhold i alle dybder på alle stationer. Indholdet af residualfosfor var generelt lavere på station C end på station A og B, der havde meget ens indhold af residualfosfor. Residualfosfor er beregnet som forskellen mellem totalfosfor og summen af de 3 analyserede fosforfraktioner, og alle usikkerheder vil derfor afspejles i denne værdi. Residualfosfor i denne undersøgelse omfatter fosfor bundet i både let- og sværtomsætteligt organisk materiale.

Mængden af calciumbundet fosfor var relativt konstant ned gennem sedimentet på station A og B, særligt i de øverste 10 cm, mens det på station C varierede en del ned gennem sedimentet, men generelt var lidt højere end på station A og B i de øverste 15 cm af sedimentet.

Indholdet af jernbundet fosfor var generelt faldende ned gennem sedimentet på alle 3 stationer og samtidig væsentligt lavere på station C end på station A og B.

Adsorberet fosfor var den fraktion, der havde mindst betydning for det samlede fosforindhold. På alle 3 stationer var indholdet af adsorberet fosfor relativt konstant ned gennem sedimentet, men væsentligt lavere på station C end på station A og B. På station A og B var der en tendens til lidt højere indhold i det øverste sediment.

Sedimentundersøgelser i Borup Sø 2003



Figur 3.4 Fosforindholdet i sedimentet i Borup Sø 2003. Fordelt på fraktionerne Adsorberet (Ads-P), Jernbundet (Fe-P), Calciumbundet (Ca-P) og residual fosfor (residual-P).

Ved undersøgelse af en række danske ferskvandssøer er det sandsynliggjort, at forholdet mellem mængden af jern og total fosfor i overfladesedimentet er styrende for den aerobe frigivelse af fosfor, idet et Fe:P forhold under 10 giver en relativ stor intern belastning, og et Fe:P forhold over 15 giver en forholdsvis mindre frigivelse, /2/.

I Borup Sø var Fe:P forholdet ca. 6-8 i det øverste sediment og generelt svagt stigende ned gennem sedimentet til 10-12 i det dybeste sediment. Sediments evne til at jernbinde fosfor er således lille.

3.3.4 Korrelationsanalyse

For at undersøge sammenhængen mellem de målte parametre blev der udført en række korrelationsanalyser på de målte koncentrationer. I disse analyser indgik hver enkelt prøve som et selvstændigt datasæt, således at analysen er udført på 20 datasæt, der repræsenterer 3 stationer og 6 til 7 sedimentdybder.

Stærk signifikant korrelation ($P < 0,1\%$) fandtes mellem næsten alle de målte koncentrationer, men en lidt svagere korrelation ($P < 1\%$) fandtes mellem total fosfor og jern og adsorberet fosfor, og endnu svagere korrelation ($P < 5\%$) fandtes mellem total fosfor og calciumbundet fosfor (tabel 3.2).

Dette understreger, at fosfor hovedsageligt forekom som residualfosfor og jernbundet fosfor. Det viser desuden, at fosforen ikke forekom i tørstof, der primært repræsenterer uorganisk materiale, men derimod i glødetabet, der repræsenterer det organiske stof. Jern findes ligeledes negativt korreleret med tørstof og positivt korreleret med glødetabet, altså ligeledes primært forekommende i forbindelse med organisk materiale.

X	Y	+/-	r	Signifikans
Tot-p	glødetab	+	0,399	0,1
	tørstof	-	0,690	0,1
	jern	+	0,411	1
	Residual-P	+	0,944	0,1
	Fe-P	+	0,544	0,1
	Ads-P	+	0,324	1
	Ca-P	+	0,501	5
Tørstof	glødetab	-	0,905	0,1
Jern	tørstof	-	0,684	0,1
	glødetab	+	0,705	0,1
Dybde	tørstof	+	0,425	NS
	jern	+	0,152	NS
	glødetab	-	0,175	NS
	Residual-P	-	0,372	NS
	Fe-P	-	0,594	1
	Ads-P	-	0,211	NS
	Ca-P	-	0,480	5
	Tot-P	-	0,495	5

Tabel 3.2 Korrelationsanalyser på sedimentprøver fra Borup Sø 2003.

Sedimentdybden var kun signifikant korreleret med jernbundet fosfor ($P < 1\%$) og calciumbundet og total fosfor ($P < 5\%$). Dette tyder på en øget udfældning af calciumbundet fosfor over en længere årrække, da calciumbundet fosfor ikke bevæger sig i sedimentet, som jernbundet kan gøre ved lave redoxforhold. Øget calciumudfældning er en indikation af øget eutrofiering. For de øvrige parametre afspejles de relativt store forskelle mellem station C og de øvrige stationer af den manglende korrelation.

Sedimentundersøgelser i Borup Sø 2003

4 SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØGELSER

I forbindelse med udtagning af sedimentprøver efter Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er der alle 3 gange anvendt de samme stationer. I 1990 var kajakhenterne imidlertid udstyret med en stempelstang, dvs. at kajakrøret var lukket foroven under nedpresningen i sedimentet, mens kajakrøret i 1997 og 2003 var åbent foroven under prøveudtagningen. Dette kan have medført forskelle i de udtagne sedimentsøjler.

I Borup Sø syntes en sammenpresning af sedimentet at kunne konstateres ved prøveudtagningen i 1990. Både den visuelle beskrivelse af sedimentsøjlerne og tørvægtindholdet indikerer en større sammenpresning i 1990 sammenlignet med 1997 og 2003.

I 1990 var sedimentprofilerne som i 1997 og 2003 meget ens på station A og B og afvigende på station C. Sedimentkarakteren var stort set sammenfaldende for de enkelte stationer i de 3 undersøgelser, når der tages hensyn til sammenpresningen i 1990 og sedimentationen siden 1990.

BORUP SØ SEDIMENTANALYSER 11-11-1997												
GENNEMSNIET SOM 9/10 STATION A OG B og 1/10 STATION C												
DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Calcium g/kg TS	Jern =Tot-P g/kg TS	baggr.		
0 - 2	4,0	33,6	0,20	0,30	0,30	1,24	2,01	154	16,1	1,3		
2 - 5	6,0	33,8	0,20	0,26	0,38	1,19	2,02	156	15,0	1,3		
5 - 10	7,6	32,6	0,17	0,26	0,42	1,13	2,02	144	13,8	1,3		
10 - 20	9,4	31,6	0,20	0,23	0,43	1,09	1,91	163	15,8	1,2		
20 - 30	10,3	32,2	0,19	0,19	0,54	0,82	1,73	159	16,9	1,0		
30 - 40	13,9	31,5	0,12	0,17	0,53	0,61	1,42	118	22,7	0,7		

Tabel 4.1 Sammensætningen af et gennemsnitligt sediment i Borup Sø 1997, /4/.

GENNEMSNIET SOM STATION A=45%, B=45% OG C=10%										
DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Jern g/kg TS	Tot-P - baggrund	
0- 2	4,1	32,9	0,062	0,362	0,621	1,500	2,545	14,9	1,845	
2- 5	6,4	32,3	0,031	0,238	0,603	1,184	2,058	15,3	1,358	
5- 10	7,4	32,2	0,069	0,199	0,598	1,179	2,046	15,7	1,346	
10- 15	8,3	32,4	0,055	0,159	0,549	1,157	1,922	16,4	1,222	
15- 20	9,3	32,4	0,028	0,098	0,534	1,253	1,918	16,4	1,218	
20- 30	13,1	28,2	0,033	0,072	0,534	1,015	1,671	13,2	0,971	
30- 40	10,3	32,6	0,034	0,100	0,546	1,155	1,835	20,0	1,135	

Tabel 4.2 Sammensætningen af et gennemsnitligt sediment i Borup Sø 2003.

Tørvægten og glødetabet er stort set uændret i de 14 år undersøgelserne dækker, men dog med en svag tendens til højere tørvægt og lavere glødetab i det øverste sediment. I det dybeste sediment var der også små variationer, der sandsynligvis afspejler mængden af ler i de analyserede prøver fra station C.

Fordelingen af fosfor på de enkelte fraktioner er ændret noget over årene. De fleste ændringer gør sig gældende for hele sedimentsøjlen og er relativt små. Indholdet af calciumbundet fosfor i de øverste 20 cm af gennemsnitssedimentet er steget væsentligt fra 1997 til 2003 og er tilbage på niveau med 1990. Indholdet af adsorberet fosfor er generelt lavest i 2003 og højest i 1997. Indholdet af residual fosfor i 2003 er generelt højere end i 1997 og højere end summen af residual og organisk fosfor i 1990. I 1990 udgjorde organisk bundet fosfor en væsentlig andel af fosforen i sedimentet, og dette må formodes også at være tilfældet i 1997 og 2003.

De iagttagne ændringer i fosfors fordeling på fraktioner kan ikke umiddelbart forklares ved de sedimentkemiske processer. Således regnes calciumbundet fosfor for meget stabilt, men under håndtering og analyse af prøverne kan ændringer forekomme, /6/.

Det totale fosforindhold i de øverste godt 2 cm af sedimentet er steget, ligesom mængden af calciumbundet fosfor i de øverste 2 cm er steget. Dette tolkes som en sedimenttilvækst på godt 2 cm siden 1997 og et øget fosforindhold i sedimentet. På det foreliggende grundlag kan det ikke afgøres, om det øgede fosforindhold skyldes øget tilførsel af fosfor eller øget udfældning som følge af andre faktorer. Umiddelbart tyder de øgede mængder calciumbundet fosfor på en øget udfældning af fosfor.

5 POTENTIEL FOSFORFRIGIVELSE

5.1 Beregningsgrundlag

Variationerne mellem de kemiske parametre på de 3 stationer var forholdsvis stor. Det vurderes, at station A og B er mest repræsentative for sammensætningen af sedimentet i størstedelen af søen, mens sedimentsammensætningen på station C er påvirket af re-suspension. Det er derfor valgt at basere beregningen af den potentielt mobile fosforpulje på et vægtet gennemsnit af de beregnede koncentrationer pr. m³ på de 3 stationer, da det formodes, at prøverne er repræsentative for søbunden. Det er, i lighed med de tidligere undersøgelser, vurderet, at st. A og B hver repræsenterer 45% af søbunden og st. C 10%.

De gennemsnitlige volumenkoncentrationer i sedimentet er vist i tabel 5.1. Disse data findes også i bilag 2 sammen med de beregnede koncentrationer pr. m³ for hver station.

Fosfor i sedimentet kan opdeles i fastbundet og udvekseligt (mobilt) fosfor. Det er især den del af fosformængden, der er mobil, der har interesse, idet denne kan frigives til vandfasen.

Til beregning af den potentielt udvekselige fosforpulje er rumvægten af sedimentet estimeret på baggrund af tørstof- og glødetabsbestemmelserne. Sedimentets rumvægt i Borup Sø varierede fra 1,04 t/m³ i overfladen på st. A og B til 1,59 t/m³ på st. C i 20-30 cm sedimentdybde. På station A og B var den højeste massefylde i det dybe sediment 1,12 t/m³. Med udgangspunkt i rumvægten og tørvægtskoncentrationerne i sedimentet blev volumenkoncentrationerne af fosfor for den enkelte station beregnet (bilag 2).

Ud fra de beregnede volumenkoncentrationer blev volumenkoncentrationen i et gennemsnitssediment beregnet ud fra førnævnte antagelser vedrørende den enkelte stations repræsentativitet for den samlede søbund. De beregnede koncentrationer fremgår af tabel 5.1.

VÆGTET VOLUMENKONCENTRATION I GENNEMSNITSSEDIMENTET							
DYBDE	Ads-P	Jern-P	Ca-P	Residual-P	Total-P	Jern	=Tot-P- baggrund
cm	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³
0 - 2	2,6	15,1	27,0	63,4	108,2	636	78,2
2 - 5	2,0	15,4	41,8	80,5	139,8	1035	91,6
5 - 10	4,9	14,5	49,0	92,4	160,8	1237	104,9
10 - 15	4,8	13,4	51,3	102,1	171,6	1463	107,6
15 - 20	2,9	9,6	55,1	126,5	194,5	1650	122,6
20 - 30	3,7	8,4	68,6	134,1	216,8	1774	110,9
30 - 40	3,5	10,3	56,2	118,2	188,2	2044	116,3

Tabel 5.1 Den beregnede volumenkoncentration i gennemsnitssedimentet i Borup Sø. 2003.

5.2 Mobil fosforpulje

Den potentielt mobile fosforpulje antages hovedsageligt at være knyttet til den adsorbere- de fosfor (Ads-P) og den letomsættelige organisk bundne fosfor. I Borup Sø er der i 1997 og 2003 ikke analyseret for organisk bundet fosfor, der repræsenterer den svært omsætte- ligt organisk bundne fraktion, hvorfor fraktionen residual fosfor omfatter både den letom- sættelige og den svært omsættelige organisk bundne fosfor. I undersøgelsen i 1990 ud- gjorde svært omsætteligt organisk bundet fosfor ca. 90% af summen af organisk og resi- dual fosfor. Det er derfor, i lighed med ved undersøgelsen i 1997, antaget, at 10% af resi- dualfosfor i 2003 bestod af letomsættelig organisk bundet fosfor, der er mobil. Den jern- bundne fosfor (Jern-P) henregnes ligeledes til den mobile fosforpulje, men fosforfrigivel- sen fra denne pulje er afhængig af redoxforholdet i og ved sedimentoverfladen, /2/. Det er vanskeligt at bestemme redoxforholdet lige ved sedimentoverfladen.

Der er, på baggrund af erfaringer fra andre danske søer, opstillet 3 alternativer for bereg- ning af den mobile fosforpulje i Borup Sø:

1. den jernbundne fosfor er ikke mobil (alternativ 1),
2. den jernbundne fosfor er mobil (alternativ 2),
3. hele puljen af fosfor, større end baggrundskoncentrationen, er mobil (alternativ 3).

Den mobile fosforpulje i Borup Sø, beregnet efter de 3 alternativer, fremgår af tabel 5.2.

Baggrundskoncentrationen er anslået til 0,7 g P/kg tørvægt og antages at repræsentere en tilstand, hvor Borup Sø ikke var væsentligt påvirket af menneskelige aktiviteter i oplan- det.

FRIGIVELIG FOSFORPULJE			
DYBDE cm	Alternativ 1 g/m ²	Alternativ 2 g/m ²	Alternativ 3 g/m ²
0 - 2	0,2	0,5	1,6
0 - 5	0,5	1,2	4,3
0 - 10	1,2	2,7	9,6
0 - 15	1,9	4,1	14,9
0 - 20	2,7	5,3	21,1
0 - 30	4,4	7,9	32,2
0 - 40	6,0	10,5	43,8

Tabel 5.2 Den mobile fosforpulje i Borup Sø 2003 beregnet efter 3 alternativer. I alter- nativ 1 er den mobile pulje beregnet som Ads-P + Residual-P/10, i alternativ 2 som Ads-P + Residual-P/10 + Jern-P og i alternativ 3 som Total-P - bag- grundskoncentrationen (0,7 g/kg TV).

Erfaringen fra en lang række søer viser, at fosforfrigivelsen fra sedimentet finder sted ned til 5-10 cm's dybde, /2/. Det forventes, at frigivelsen i Borup Sø vil kunne ske ned til relativt store sedimentdybder, da sedimentet har et højt vandindhold (er løst).

Den udvekselige (mobile) fosforpulje kan ud fra fosforfraktioneringen (alternativ 1 og 2) beregnes til mellem 0,5 og 1,2 g/m² i de øverste 5 cm af sedimentet og mellem 1,2 og 2,7 g/m² i de øverste 10 cm af sedimentet. Det fremgår heraf, at det har stor betydning, om den jernbundne fosfor medregnes i den mobile fosforpulje eller udelades. Med et samlet areal på 9,5 ha., kan den samlede potentielt frigivelige fosforpulje beregnes til mellem 50 og 120 kg fosfor i de øverste 5 cm og mellem 110 og 250 kg i de øverste 10 cm, afhængigt af om den jernbundne fosfor henregnes til den mobile pulje.

Den mobile fosforpulje, beregnet ud fra den totale fosforkoncentration og baggrundskoncentrationen (alternativ 3), er væsentligt højere (ca. 4 x) end værdierne beregnet efter de to andre alternativer. Beregningen ud fra baggrundskoncentrationen må betragtes som usikker i Borup Sø, da der tilsyneladende forekommer store mængder fosfor bundet til svært omsætteligt organisk materiale, måske åkanderødder.

Den totale fosforpulje i Borup Sø kan, under anvendelse af de samme antagelser vedrørende sedimentets fordeling, beregnes til ca. 600 og 1.400 kilo i henholdsvis de øverste 5 og 10 cm af sedimentet.

5.3 Vurdering af fosforfrigivelsen i Borup Sø

Den potentielt mobile fosforpulje pr. volumen- og arealenhed i Borup Sø er relativt lille, men når det tages med i betragtning, at der ikke er eller har været væsentlige punktkilder i oplandet, er fosforpuljen dog relativt stor.

Jern-/fosforforholdet i overfladesedimentet er lavt, så en øget fosforbelastning kan medføre en væsentlig stigning i den interne belastning, da sedimentets jernbindingskapacitet er opbrugt.

Ved de tidligere undersøgelser af sedimentet i Borup Sø i 1990 og 1997 blev den mobile fosforpulje ned til 10 cm's dybde beregnet til henholdsvis 164-322 og 186-361 kg fosfor, mens den i 2003 blev beregnet til 110-250 kg fosfor. Dette fald i den mobile pulje skyldes næppe frigivelse fra sedimentet, da der har været en netto tilbageholdelse af fosfor i hele perioden med undtagelse af 1993, /5/, men sandsynligvis en øget forekomst af fosfor i de puljer, der ikke er mobile.

Den totale fosforpulje i de øverste 2 cm af sedimentet i 2003 var godt 200 kg, mens den beregnede tilbageholdelse af fosfor siden 1997 er ca. 250 kg. I betragtning af de usikkerheder, der er forbundet med begge tal, er der således god overensstemmelse mellem den anslåede sedimentation på godt 2 cm ud fra fosforindholdet og ud fra tolkninger af sedimentprofiler.

Sammenfattende vurderes det, at fosforfrigivelse fra sedimentet i Borup Sø kan forekomme fra de øverste 10 cm af sedimentet. Den potentielt mobile fosforpulje i 2003 er 110-250 kg fosfor for de øverste 10 cm af sedimentet, afhængigt af om den jernbundne fosfor indgår i den potentielt mobile pulje.

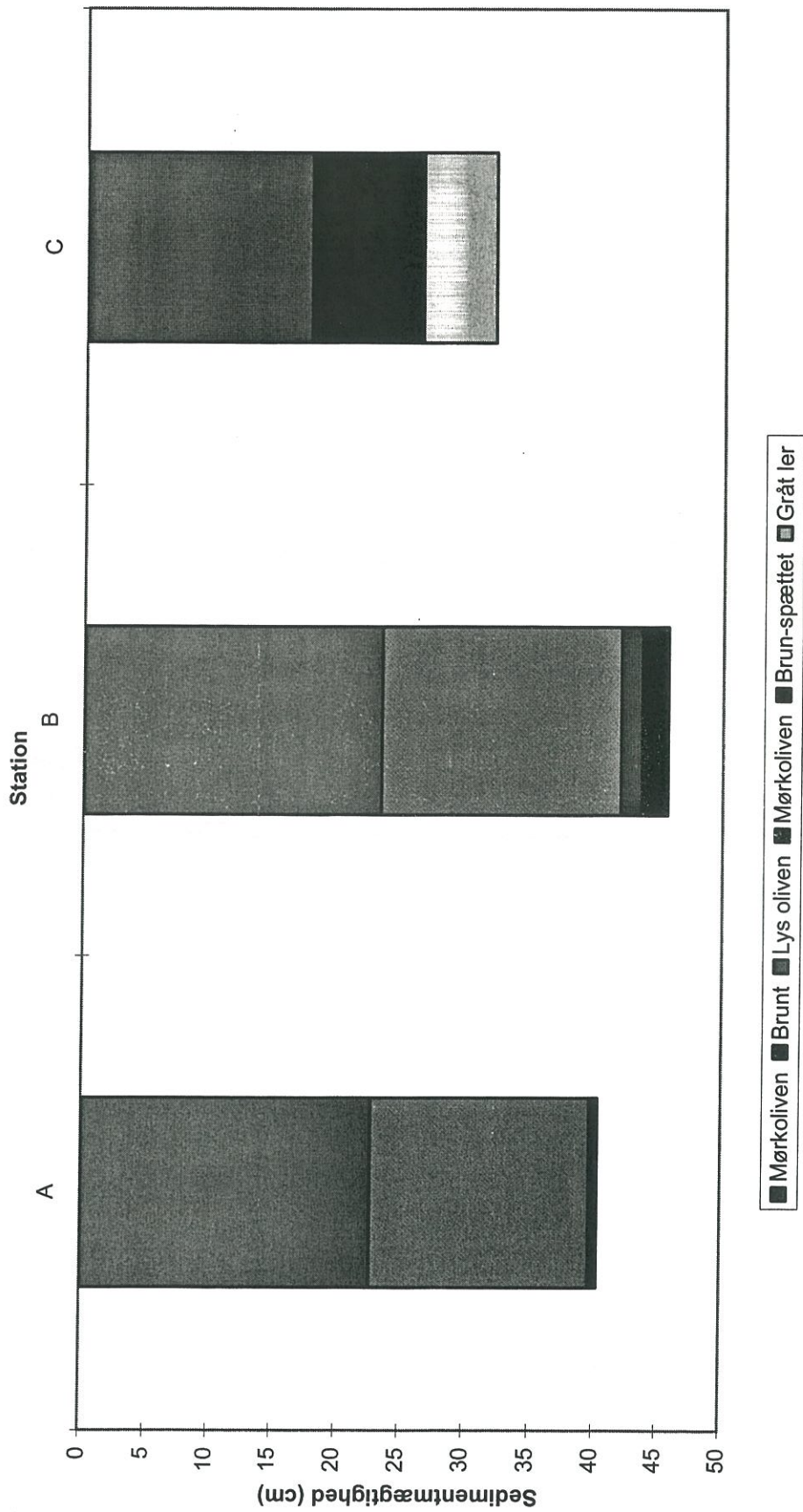
6 REFERENCER

- /1/ Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. DMU, Afdelingen for ferskvandsøkologi, 1990.
- /2/ Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C9, 1990.
- /3/ Borup Sø 1989-1991. Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1992.
- /4/ Sedimentundersøgelser i Borup Sø 1997. Udarbejdet for Roskilde Amt af Carl Bro as 1998.
- /5/ VANDMILJØovervågning. Borup Sø 1989-2002. Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning 2003.
- /6/ Søvurdering og sedimentkemi. Peer Bo Mortensen og Henrik Segato i VKI-Orientering.

Bilag 1

Sedimentkarakteristik

Borup SØ 2003



Bilag 2

Beregnete koncentrationer pr. m³ sediment og i et gennemsnitssediment

BORUP SØ
SEDIMENTANALYSER 27/10 2003

STATION A								
DYBDE cm	Ads-P g/m3	Jern-P g/m3	Ca-P g/m3	Residual-P g/m3	Total-P g/m3	Jern g/m3	=Tot-P - baggrund	
0 - 2	3,7	14,6	25,5	68,1	112,2	643	82,3	
2 - 5	3,2	17,0	39,4	83,3	143,2	976	97,6	
5 - 10	3,1	13,4	49,6	99,4	165,4	1337	106,9	
10 - 15	4,9	13,5	51,7	106,0	175,8	1631	112,3	
15 - 20	4,3	9,7	61,3	134,5	210,2	1577	136,6	
20 - 30	4,2	5,1	66,5	130,6	206,0	1576	127,2	
30 - 40	3,3	10,5	56,4	134,8	204,9	2410	128,2	
STATION B								
DYBDE cm	Ads-P g/m3	Jern-P g/m3	Ca-P g/m3	Residual-P g/m3	Total-P g/m3	Jern g/m3	=Tot-P - baggrund	
0 - 2	2,0	17,0	23,2	60,1	102,1	593	74,4	
2 - 5	1,1	15,1	35,8	68,3	120,3	968	78,0	
5 - 10	7,0	16,8	35,6	76,6	136,2	1004	92,3	
10 - 15	4,9	15,1	38,5	94,8	153,7	1223	100,1	
15 - 20	1,8	11,0	45,2	121,9	180,6	1742	116,4	
20 - 30	4,1	12,7	62,9	113,6	197,9	1575	119,2	
30 - 40	4,6	12,3	68,4	128,0	213,3	2133	130,3	
STATION C								
DYBDE cm	Ads-P g/m3	Jern-P g/m3	Ca-P g/m3	Residual-P g/m3	Total-P g/m3	Jern g/m3	=Tot-P - baggrund	
0 - 2	0,6	8,6	50,9	57,3	117,4	802	77,3	
2 - 5	0,8	9,8	79,2	122,2	212,4	1605	125,9	
5 - 10	3,2	8,8	106,2	132,4	250,8	1832	152,2	
10 - 15	3,8	5,4	107,5	117,1	234,1	1788	120,3	
15 - 20	1,0	3,1	71,6	111,2	186,8	1569	87,0	
20 - 30	0,3	3,5	103,8	241,9	350,1	3565	-95,5*	
GENNEMSNIET (STATION A=45%, B=45% OG C=10%)								
DYBDE cm	Ads-P g/m3	Jern-P g/m3	Ca-P g/m3	Residual-P g/m3	Total-P g/m3	Jern g/m3	=Tot-P - baggrund	
0 - 2	2,6	15,1	27,0	63,4	108,2	636	78,2	
2 - 5	2,0	15,4	41,8	80,5	139,8	1035	91,6	
5 - 10	4,9	14,5	49,0	92,4	160,8	1237	104,9	
10 - 15	4,8	13,4	51,3	102,1	171,6	1463	107,6	
15 - 20	2,9	9,6	55,1	126,5	194,5	1650	122,6	
20 - 30	3,7	8,4	68,6	134,1	216,8	1774	110,9	
30 - 40	3,5	10,3	56,2	118,2	188,2	2044	116,3	

* = indgår ikke i de videre beregninger

Bilag 14

Miljøfremmede stoffer	16.06	30.06	14.07	28.07	25.08	22.09	Max.	Gns.	Antal fund
Polyaromatiske kulbrinter (PAH'er):									
Acenaphthen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Anthracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Benzo(a)anthracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Benzo(a)pyren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Benzo(e)pyren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Benz(ghi)perylene	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Benzfluoranthener(b+j+k)	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Chrysen/Triphenylen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Dibenz(a,h)anthracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Dibenzothiophen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
3,6-dimethyl-phenanthren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Fluoranthen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Fluoren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,012	0,012	0,012	1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
2-methylphenanthren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Perylen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Phenanthren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,026	0,026	0,026	1
Pyren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
Pesticider:									
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	0,037	0,033	0,050	0,076	0,11	0,081	0,110	0,065	6
Atrazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Bentazon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Bromoxnyl	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Carbofuran	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Chloridazon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Chlorsulfuron	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Cyanazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2,4-D	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dalapon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Desethylatrazin	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Desethyldeisopropylatrazin	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02	<0,01	<0,01			0
Desethylterbuthylazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Desisopropylatrazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dichlobenil	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dichlorprop	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dimethoat	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dinoseb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Diuron	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
DNOC	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,012	0,012	1
Esfenvalerat (pyrethroid)	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01			0
Ethofumesat	<0,01	<0,01	<0,03	<0,03	<0,01	<0,01			0
Ethylthiourinstof (ETU)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Fenpropimorph	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Glyphosat	0,045	0,037	0,046	0,049	0,025	0,024	0,049	0,038	6
Hexazinon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2-Hydroxyatrazin	<0,02	<0,02	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02			0
3-hydroxycarbofuran	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2-Hydroxysimazin	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01			0
Ioxynil	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Isoproturon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Lenacil	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Maleinhydrazid	<0,02	<0,02	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			0
MCPA	0,067	0,44	0,24	0,10	<0,02	<0,01	0,440	0,212	4
Mechlorprop	<0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Metamitron	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Metribuzin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Metsulfuron-methyl	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
p-nitrophenol	0,025	0,077	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,077	0,051	2
Pendimethalin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Pirimicarb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Propiconazol	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Simazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Terbuthylazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Trichloreddikesyre (TCA)	0,019	0,013	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	0,019	0,016	2
Trifluralin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Aromatiske kulbrinter:									
Naphthalen	0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	0,064	0,064	0,052	2
Phenoler:									
Nonylphenoler	<0,1	<0,2	<0,1	<0,2	<0,050	<0,050			0
Nonylphenoethoxylater	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10			0
Blødgørere:									
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50			0
Anioniske detergenter:									
Lineære alkylbensulfonater	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0			0
Ether:									
Tert-butylmethylether (MTBE)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02			0

Miljøfremmede stoffer	13.06	26.06	10.07	23.07	21.08	18.09	Max.	Gns.	Antal fund
<i>Polyaromatiske kulbrinter (PAH'er):</i>									
Acenaphthen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Anthracen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(a)anthracen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(a)pyren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(e)pyren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(ghi)perylen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(b)fluoranthener	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(j)fluoranthener	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Benzo(k)fluoranthener	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Chrysen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dibenzo(a,h)anthracen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dibenzothiophen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
3,6-dimethyl-phenanthren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Fluoranthen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Fluoren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2-methylphenanthren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Perylen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Phenanthren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Pyren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Triphenylen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
<i>Pesticider:</i>									
Aminomethylphosphorsyre (AMPA)	0,046	0,048	0,11	0,11	0,057	0,13	0,130	0,084	6
Atrazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02			0
Bentazon	<0,02	0,016	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,016	0,016	1
Bromoxynil	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,02			0
Carbofuran	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Chloridazon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02			0
Chlorsulfuron	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,03	<0,02			0
Cyanazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02			0
2,4-D	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Dalapon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Desethylatrazin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Desethyldeisopropylatrazin	<0,03	<0,03	<0,02	<0,02	<0,03	<0,03			0
Desethylterbutylazin	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02			0
Desisopropylatrazin	<0,02	<0,01	<0,02	<0,03	<0,01	<0,02			0
Dichlobenil	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,01	0,017	<0,02	<0,02	0,022	<0,02	0,022	0,016	3
Dichlorprop	<0,01	0,013	0,012	0,01	<0,02	0,027	0,027	0,016	4
Dimethoat	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,02			0
Dinoseb	<0,02	<0,02	<0,03	<0,01	<0,03	<0,01			0
Diuron	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02	<0,01	<0,01			0
DNOC	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02			0
Esfenvalerat (pyrethroid)	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Ethofumesat	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Ethylenthourinstof (ETU)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Fenpropimorph	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Glyphosat	0,036	0,028	0,03	0,021	0,023	0,11	0,110	0,041	6
Hexazinon	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02			0
Hydroxyatrazin	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	0,012	0,01	0,012	0,011	1
3-hydroxycarbofuran	0,033	0,043	<0,02	<0,03	<0,02	<0,02	0,043	0,038	2
Hydroxysimazin	<0,01	<0,01	0,011	0,014	0,014	0,01	0,014	0,012	4
Ioxynil	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,02			0
Isoproturon	<0,01	<0,02	<0,03	<0,02	<0,01	<0,01			0
Lenacil	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Maleinhydrazid	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01			0
MCPA	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	0,01	0,010	2
Mechlorprop	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Metamitron	<0,02	<0,03	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02			0
Metribuzin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Metsulfuron-methyl	<0,01	<0,03	<0,03	<0,15	<0,03	<0,02			0
4-nitrophenol	<0,01	<0,03	<0,03	<0,01	<0,01	<0,02			0
Pendimethalin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02			0
Pirimicarb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02			0
Propiconazol	<0,01	<0,01	<0,02	<0,04	<0,01	<0,02			0
Simazin	0,032	0,013	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	0,032	0,023	2
Terbutylazin	0,026	0,022	0,013	<0,01	<0,01	0,031	0,031	0,023	4
Thirammin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
Trichloreddikesyre (TCA)	<0,01	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	0,021	0,021	0,017	2
Trifluralin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			0
<i>Aromatiske kulbrinter:</i>									
Naphthalen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02			0
<i>Phenoler:</i>									
Nonylphenoler	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,2	<0,05			0
Nonylphenoethoxylater	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	1
<i>Blødgørere:</i>									
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,7	<0,5			0
<i>Anioniske detergenter:</i>									
Lineære alkylbensensulfonater	<2	<2	<2	<2	<2	<2			0
<i>Ether:</i>									
Tert-butylmethylether (MTBE)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			0

Oversigt over udførte undersøgelser i Borup Sø i overvågningsperioden

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Vandkemi i sø	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vandkemi i tilløb	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vandkemi i afløb	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Plantep plankton	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dyreplankton	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fiskeundersøgelse*					X			(X)	(X)	(X)	(X)	X	(X)	(X)	(X)
Bundfauna	X	X	X	X	X	X		X		X		X		X	X
Littoralfauna	X	X	X	X	X	X		X		X		X		X	
Sediment		X							X						X
Tungmetaller										X			X		
Miljøfremmede stoffer													X		X
Fiskevngelundersøgelse										X	X	X	X	X	X

* Fiskeundersøgelse efter det standardiserede program gennemført 1. gang i 1988. Fiskeundersøgelserne i 1996-99 samt 2001-03 er udført efter et reduceret normalprogram i forbindelse med biomanipulationsprojekt.

Oversigt over udførte undersøgelser i Borup Sø før 1989

- 1973: Vandkemi (1 vandprøve udtaget 11. september)
- 1980: Vandkemi (1 vandprøve udtaget 16. juni)
Bundfauna
Floraliste (planter langs bredden)
- 1983: Vandkemi i tilløb og afløb (x 12) samt sø (x 11); stofbalanceberegning
Bundfauna
Plantep plankton
Floraliste (planter langs bredden)
Fugle
- 1988: Vandkemi i tilløb og afløb (x 16) samt sø (x 13); stofbalanceberegning
Fiskeundersøgelse (standardiseret program)

Undersøgelserne i perioden 1973-83 er rapporteret i "Forundersøgelser af de mindre søer i Roskilde Amtskommune" (Roskilde Amt, 1984). Undersøgelserne i 1988 (samt 1983) er rapporteret i Overvågningsrapporterne vedrørende Borup Sø.

Roskilde Amt . Køgevej 80 . 4000 Roskilde . Tlf. 46323232 . www.ra.dk