TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1993

ÅRHUS AMT
NATUR OG MILJØ

JUNI 1994

REFERENCELISTE

UDGIVER: Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret, Lyseng Allé 1, 8270 Højbjerg.

TITEL: Bryrup Langsø 1993.

FORFATTERE: Helle Jensen og Karen Schacht, Natur og Miljøkontoret, Århus Amt.

LAYOUT: Mette Mogensen.

RESUME: Denne rapport indeholder en præsentation af Natur- og Miljøkontorets undersøgelser i Bryrup Langsø i 1993. Søen er en af de 37 søer på landsplan, der indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram. For en mere detaljeret gennemgang af tidligere års undersøgelser henvises til sidste års rapport.

Bryrup Langsø er en relativt lavvandet sø, hvor vandets opholdstid i 1993 var 83 dage. Søen blev i 1993 tilført ca. 880 kg fosfor, hvilket er en halvering siden 1987. De seneste år har den gennemsnitlige årskoncentration af fosfor i søen dog ligget omkring 100 µg P/l. Fosfortilbageholdelsen var kun ca. 7% mod en skønnet tilbageholdelse på ca. 30%. Dette indikerer, at søen ikke er i ligevægt og at der sker en nettofrigivelse fra sedimentet. Kvælstoftilførslen var på godt 60 ton, hvilket ikke er ændret væsentligt de senere år. Den gennemsnitlige årskoncentration af kvælstof i søen har da også været svagt stigende og var i 1993 på 4,6 mg N/l. Kvælstoffjernelsen var på 42%, hvilket er på niveau med de fire foregående år. Spredt bebyggelse og arealbidraget tegner sig hver for ca. 1/3 af den tilførte fosfor, mens 85% af kvælstoftilførslen stammer fra arealafstrømning.

Sommersigtdybden var i 1993 på 1,9 meter, hvilket var på niveau med de seneste fire år. Den målsatte sommersigtdybde på 2 meter er således fortsat knapt opfyldt. Den målsatte sigtdybde kan nåes ved en reduktion af fosfortilførslen med ca. 20%, hvilket vil føre til en søkoncentration af fosfor på 50 - 75 µg P/l.

Fytoplanktonbiomasse og -sammensætning var på niveau med de forgående år, dog med en noget mindre blågrønalgebiomasse i sensommeren end sædvanligt. Zooplanktonbiomasse og -sammensætning var også lig de foregående år. Zooplanktonet begrænsede periodisk fytoplanktonbiomassen, men var også udsat for prædation fra fisk.

EMNEORD:

FORMAT: A4.

SIDETAL:

OPLAG:

FOTO:

ISBN: 87-7295-425-6

TRYK: Århus Amts Trykkeri, Juni 1993.

TEKNISK RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1993

ÅRHUS AMT
NATUR OG MILJØ

JUNI 1994

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning

Bryrup Langsø indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram og siden 1989 er der hvert år foretaget detaljerede undersøgelser i søen og i tilløbene i overensstemmelse med overvågningsprogrammet.

Nærværende rapport præsenterer resultaterne fra 1993 og Danmarks Miljøundersøgelsers paradigma for amternes rapportering for søer søges fulgt. For en meredetaljeret gennemgang af tidligere års undersøgelser henvises til sidste års rapport (Århus Amt, 1993).

Bryrup Langsø

Søen er ca. 38 ha stor med et volumen på 1,72 x 10^6 m^3 og en gennemsnitsdybde på 4,6 meter. Søen er temmelig vindeksponeret og en stratifikation brydes let. Den største del af vandtilførslen kommer fra Nimdrup Bæk, der tilføres en større mængde grundvand.

Søen har tidligere været meget spildevandsbelastet, men gennem de seneste ca. 20 år er spildevandet blevet afskåret. Den sidste egentlige punktkilde er Løvet Dambrug.

Kemiske forhold i tilløbene

Fosforkoncentrationen i både Nimdrup Bæk og Kringel Bæk er gennem årene faldet markant i takt med afskæringen af spildevand. Kvælstofkoncentrationen har derimod været meget konstant siden midten af 1980'erne.

I Kringel Bæk følger stofkoncentrationerne i høj grad vandafstrømningen. I Nimdrup Bæk er der som følge af den store grundvandstilførsel ikke den store variation i stofkoncentrationerne. Der er dog sammenhæng mellem vandføring og stofkoncentration.

Med et basisbidrag på 30 µg P/l og 1 mg N/l ville stoftilførslerne til søen for fosfors vedkommende være 10 - 20% af de aktuelle tilførsler og for kvælstofs vedkommende ca. 10%.

Vand- og næringsstofbalance, samt relation mellem søkoncentration og tilførsler

I 1993 blev der tilført knap 7,3 mio. m^3 til søen, hvilket gav en opholdstid på 83 dage. Vandtilførslen er størst i vintermånederne og følger på trods af grundvandstilførsel i høj grad også nedbørsmængden, ligesom år til år variationer kan tilskrives nedbørsforhold.

Der blev i 1993 tilført ca. 880 kg fosfor, hvilket er en halvering siden 1987. Fosfortilbageholdelsen var ca. 7%, hvilket generelt var lidt mindre end de tidligere år. Ud fra ovennævnte opholdstid kan tilbageholdelsen beregnes til at skulle være ca. 30%, hvilket indikerer, at søen ikke er i ligevægt og at der sker en nettofrigivelse. Der forekom da også en nettotransport fra sedimentet i perioden juni til september.

Forholdet mellem tilbageholdt jern og fosfor (vægt) var i 1993 på 15, mens det tidligere år har været meget lavt. Jern/fosfor-forholdet i overfladesedimentet er tidligere målt til 6 og må fortsat antages at være lavt, hvilket giver en stor sandsynlighed for intern fosforbelastning af søen.

I 1993 blev der tilført godt 60 ton kvælstof, hvilket er lidt mindre end den hidtil største tilførsel på ca. 66 ton i 1992. Kvælstoffjernelsen var på ca. 42%, mens den de fire foregående år har varieret mellem 39 og 50%. Kvælstoffjernelsen er generelt størst den første halvdel af året, hvor temperaturstigningen øger denitrifikationen. Sidst på sommeren falder denitrifikationen som følge af en lav nitratkoncentration og senere på året som følge af faldende temperatur.

Kilder til stoftilførslen

Spredt bebyggelse og arealbidraget udgjorde hver ca. 1/3 af de 880 kg fosfor, søen blev tilført. Udledningen fra dambruget blev beregnet til ca. 60 kg, hvilket er mindre end de maksimalt 90 kg, som er tilladt ifølge Recipientkvalitetsplanen.

Ca. 85% af den samlede kvælstoftilførsel på godt 60 ton stammer fra arealafstrømning, hvilket også har været tilfældet tidligere år.

Vandkemi i søen

Den gennemsnitlige sommersigtdybde var i 1993 på 1,9 meter, hvilket også var tilfældet i 1990 og 1991. Den målsatte sommersigtdybde på 2 meter er fortsat knapt opfyldt.

Årsgennemsnittet af total fosfor har de seneste år ligget omkring 100 µg P/l, mens sommergennemsnittet har

varieret mellem 85 og 136 µg P/l, hvilket kan skyldes variationer i planktonbiomasse og fosfortilbageholdelse/-frigivelse.

Årstidsvariationen af kvælstofkoncentrationen var meget lig tidligere år med et minimum i sensommeren. Kvælstofkoncentrationen steg dog forholdsvis tidligt i efteråret sandsynligvis pga. stor afstrømning.

Fosforbegrænsning af algevæksten har periodisk kunnet forekomme i løbet af sommeren, mens kvælstofbegrænsning ikke er forekommet. Siliciumkoncentrationen var i perioder så lav, at den har været begrænsende for kiselalgevæksten.

Effekt af indgreb overfor punktkilder

Spildevand var tidligere den største kilde til fosfortilførsel til søen. Før afskæringen af Brædstrup rensningsanlæg i 1972 udgjorde spildevandet 75% af tilførslen. I takt med afskæringen af de resterende mindre rensningsanlæg faldt spildevandsandelen af tilførslen og den var i 1991 helt fjernet.

For at opnå en sommersigtdybde på 2 meter skal fosfortilførslen kun nedbringes med en mindre del. En beregning viser, at det kan nåes, ved en indløbskoncentration på 75 - 100 µg P/l og en søkoncentration på 50 - 75 µg P/l.

Fytoplankton

I foråret blev der registreret et kiselalgemaksimum på 11 mg vv/l. Efter klarvandsperioden i maj sås en sommeropblomstring af kiselalger, hvor biomassen dog varierede en del som følge af hhv. siliciumbegrænsning og græsning. I sensommeren forekom en opblomstring af blågrønalger med subdominans af furealger, hvor blågrønalgerne udgjorde ca. 75% af den maksimale biomasse på 7 mg vv/l. Biomassen aftog i løbet af efteråret. Algeudvikling og -sammensætning var meget lig de foregående år, dog med den forskel, at blågrønalgebiomassen var væsentlig mindre, hvilket tildels skyldtes vejrmæssige forhold.

Zooplankton

Zooplanktonet var i 1993 som de tidligere år domineret af cyclopoide copepoder i vintermånederne, mens cladoceerne dominerede i den varme del af året. Cladoceernes forårsmaksimum dannedes i af juni med en biomasse på 4,8 g C/m^2. Cladoceermaksimummet aftog dels pga. fødemangel og dels pga. prædation fra fiskene. Herefter øgedes cladoceerbiomassen og dannede efterårsmaksimum i august på 1,9 g C/m^2 og aftog igen i oktober. Zooplanktonsammensætningen synes ikke at have ændret sig væsentlig fra 1989 til 1993. Dog synes mindre forureningstolerante dafnie-arter at have haft bedre betingelser i 1993 end tidligere.

Zooplanktonet havde periodisk begrænsende effekt på algeforekomsten med korte klarvandsfaser til følge. Pga. søens store bestand af fredfisk må zooplanktonet generelt være udsat for prædation. Ændringer i fiskenes gydesucces kan derfor afspejle sig i zooplanktonsammensætningen.

Indledning

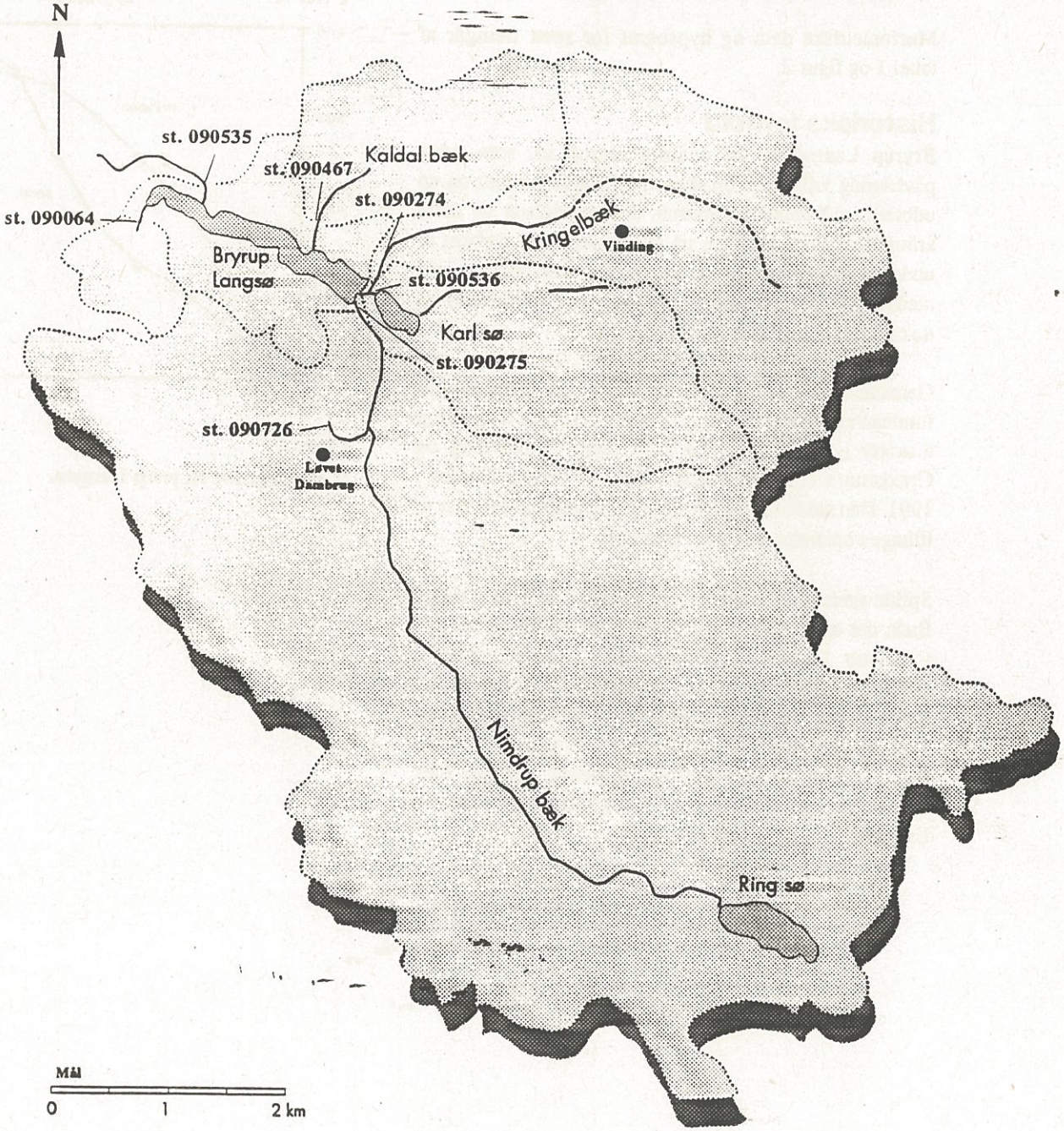
Bryrup Langsø indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Århus Amt udfører derfor hvert år detaljerede undersøgelser i søen for at følge dens forureningstilstand og en eventuel ændring i denne.

Med henvisning til den detaljerede afrapportering, der blev foretaget i 1993, af de foregående års undersøgelser i Bryrup Langsø præsenteres resultaterne fra 1993 i nærværende rapport på en mere summarisk form. Danmarks Miljøundersøgelsers paradigma for amternes rapportering for søer søges dog i høj grad fulgt.

Beskrivelse af søen

Bryrup Langsø er beliggende i Them kommune i det Midtjyske Søhøjland umiddelbart sydøst for Bryrup. Søen, der er beliggende i en øst-vest-vendt tunneldal dannet under den sidste istid, indgår i Salten å's og dermed Gudenåens vandsystem.

Søens hovedtilløb er Nimdrup Bæk, der løber til søen fra sydøst. Vandføringen i den øvre del af Nimdrup Bæk, der udspringer i Ring Sø ved Brædstrup, er forholdsvis lille og først i den nedre del sker der en større vandtilførsel. Søens andet større tilløb er Kringel Bæk, der løber til søen fra nordøst. Afløbet fra søen er Bryrup å, der løber ud i Kvind Sø (se figur 1).



Figur 1

Topografisk opland, vandløb og prøvetagningsstationer i oplandet til Bryrup Langsø.

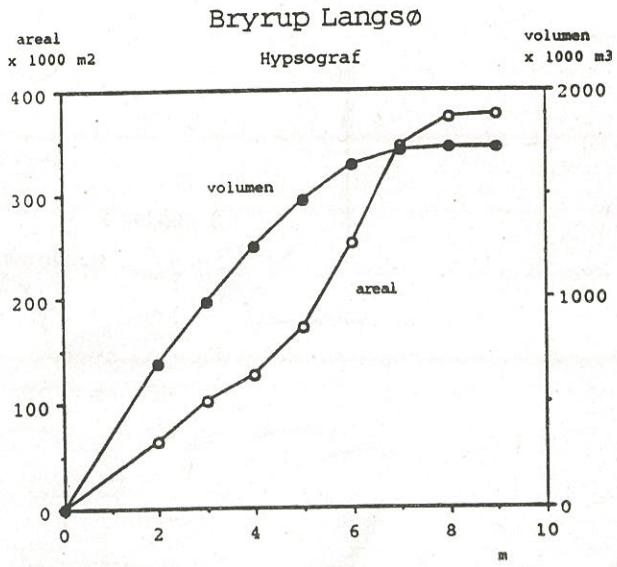
Jordbunden i søens opland er hovedsagligt lerede og sandede moræneaflejringer og størstedelen af oplandet (ca. 80%) er opdyrket. Umiddelbart nær søen findes dog en del uopdyrkede områder, der består af plantage og hede.

På trods af at søen pga. den øst-vest-vendte beliggenhed er temmelig vindeksponeret og at hovedparten af søen tillige har en forholdsvis ringe dybde, kan der dog i perioder med varmt og stille vejr opstå lagdeling i de dybere områder af søen.

Morfometriske data og hypsograf for søen fremgår af tabel 1 og figur 2.

Oplandsareal	45	km*2
Søens areal	38	ha.
Søens volumen	1,72 x 10*6	m*3
Gns. dybde	4,6	m.
Max. dybde	9,0	m.
Opholdstid (1993)	2,7	mdr.

Tabel 1
Morfometriske data for Bryrup Langsø.



Figur 2
Hypsograf for Bryrup Langsø.

Historiske forhold

Bryrup Langsø er en naturlig eutrof sø, som uden påvirkning ville have en stor sigtdybde året rundt og en udbredt undervandsvegetation. I begyndelsen af dette århundrede var søbunden på lavere vand tæt dækket af undervandsplanter. De er dog siden forsvundet i takt med en tiltagende forurening af søen med spildevand fra de omkringliggende bysamfund.

Gennem de sidste ca. 20 år er spildevandet fra bysamfundene i oplandet blevet afskåret. Først blev Brædstrup afskåret i 1972. Sidenhen kom turen til Davding og Grædstrup i 1988, Slagballe i 1990 og senest Vinding i 1991. Den sidste egentlige spildevandspunktkilde, der er tilbage i oplandet, er Løvet Dambrug.

Spildevandet fra Vinding blev tidligere ledt til Kringel Bæk, der oprindeligt løb gennem Karl Sø inden udløbet i Bryrup Langsø. I Kringel Bæk sivede vandet i 1970'erne oftest i jorden om sommeren, så spildevandet havde en begrænset effekt på Kringel Bæks nedre løb og Karl Sø. Omkring 1980 stoppede nedsivningen i Kringel Bæk og Karl Sø blev kraftigt forurenet. Kringel Bæk blev derfor ledt udenom Karl Sø og direkte ud i Bryrup Langsø.

Kemiske forhold i tilløbene

I Nimdrup Bæk og Kringel Bæk blev der i 1993 taget vandprøver 19 gange, mens der i Bryrup Å og kilden til Nimdrup Bæk blev taget prøver hhv. 11 og 4 gange.

De interpolerede sommer- og årsmedianer af forskellige kemiske parametre for Bryrup Langsø's tilløb og afløb for alle måleårene fremgår af tabel 2 og tabel 3. I bilagene er figurer med de kemiske parametre vist for alle overvågningsårene.

Det fremgår af tabellerne, at fosforkoncentrationen i Nimdrup Bæk som følge af afskæring af spildevand er faldet markant til et niveau, der siden 1989 har været nogenlunde stabilt. Variationerne i de fem overvågningsår er således ikke større, end at de kan tilskrives variationer i afstrømningen de enkelte år. Årsmedianerne for fosfor var således på samme niveau som i 1990.

I Kringel Bæk er fosforkoncentrationen faldet støt siden 1987. Denne udvikling, der primært skyldes afskæring af spildevand fra Vinding, fortsatte i 1993, idet årsmedianerne var 20-30 % mindre end i 1992.

Kvælstofkoncentrationerne har fra midt i 1980'erne ligget nogenlunde konstant på samme niveau. Variationerne årene imellem skyldes sandsynligvis variationer i vandafstrømningen.

De interpolerede årsmedianer af hhv. total N og total P i Kringel Bæk og Nimdrup Bæk (tabel 3) stemmer meget godt overens med koncentrationer der er fundet i andre vandløb, der er påvirket af landbrug og spredt bebyggelse (Århus Amt, 1993). Fosforkoncentrationen i Kringel Bæk ligger dog i den lavere ende.

Station	Ar	Total-P µg P/l	PO4-P µg P/l	Total N mg N/l	NH4-N mg N/l	NO3-N mg N/l	BI5 mg/l	Total COD mg/l	Total jern mg Fe/l
Kringelbæk (090274)	1975	32	13	3,47	0,102	5,84			
	1978	165	31	6,95	0,032	5,04	3,1	36	
	1983	162	40	7,36	0,037	5,59	3,2	24	
	1987	199	111	5,78	0,035	4,72	1,7	21	
	1989	199	32	5,21	0,047	4,86	2,0	24	
	1990	76	34	4,79	0,028	4,14	1,6	15	
	1991	146	70	5,68	0,016	4,77	1,2	17	0,23
	1992	61	24	5,64	0,020	5,23	0,9		0,12
	1993	50	23	5,10					0,27
Nimdrup bæk (090275)	1972	258	191	5,04	0,205	4,36			
	1973	264	209	5,06	0,226	4,33			
	1974	206	133	4,25	0,187	3,78			
	1975	196	122	5,38	0,044	5,07			
	1978	191	124	6,53	0,062	5,41	2,4	31	
	1983	163	112	7,23	0,123	5,92	2,4	13	
	1987	206	147	7,30	0,164	6,30	1,8	14	
	1989	90	52	7,36	0,066	7,06			
	1990	123	74	8,02	0,092	7,92			
	1991	123	67	7,67	0,058	7,18	1,5	14	0,11
	1992	89	36	8,46	0,022	7,60	1,6		0,12
	1993	124	54	8,28	0,093	6,99	2,5		0,15
Afløb Karl sø (090536)	1989	139	35	1,68	0,181	0,19	5,3	22	
	1990	54	17	0,70					
	1991	63	11	1,02					0,08
	1992	92	34	1,20					0,15
Afløb Bryrup Langsø (090535)	1989	73	11	2,54	0,021	1,78	3,3	19	
	1990	103	10	1,98					
	1991	64	8	2,98					0,09
	1992	67	8	2,99					0,13
	1993	74	12	2,16					0,12

Tabel 2

De beregnede sommermedianer i til- og afløb til Bryrup Langsø.

I Kringel Bæk følger koncentrationerne af både kvælstof og fosfor i høj grad vandafstrømningen med høje koncentrationer om vinteren og lave om sommeren. I Nimdrup Bæk er der derimod ikke den store årstidsvariation i stofkoncentrationerne, hvilket sandsynligvis skyldes, at Nimdrup Bæk tilføres en stor mængde

Station	År	Total-P µg P/l	PO4-P µg P/l	Total N mg N/l	NH4-N mg N/l	NO3-N mg N/l	BI5 mg/l	Total COD mg/l	Total Jern mg Fe/l
Tilløb fra syd (090064)	1989	62	36	5,39	0,036	4,98	1,1	9,5	
	1990	94	55	4,33					
	1991	84	36	4,51					0,13
	1992	84	31	4,40					
Kringelbæk (090274)	1974	93	18	4,22	0,181	3,48			
	1975	52	16	4,78	0,103	4,49			
	1978	190	63	7,03	0,040	5,45	2,0	32	
	1983	170	55	8,88	0,173	7,00	3,0	25	
	1987	321	224	7,26	0,208	5,79	2,6	34	
	1989	271	78	5,81	0,051	5,36	1,8	25	
	1990	282	156	7,39	0,123	5,80	2,1	31	
	1991	158	90	6,32	0,036	5,35	1,3	20	0,18
	1992	116	47	9,74	0,021	7,77	1,1		0,25
	1993	77	37	8,40					0,33
Nimdrup bæk (090275)	1972	309	202	6,34	0,241	5,36			
	1973	278	213	5,44	0,343	4,36			
	1974	210	128	5,47	0,280	4,73			
	1975	187	116	5,45	0,205	5,10			
	1978	203	139	6,67	0,128	5,92	2,5	17	
	1983	176	110	8,90	0,145	7,24	3,0	17	
	1987	207	127	7,77	0,172	6,49	2,2	17	
	1989	107	60	7,71	0,082	7,32	3,5	15	
	1990	129	80	8,40	0,108	7,65	1,9	21	
	1991	109	62	8,20	0,073	7,50	1,5	14	0,14
	1992	106	44	9,10	0,038	8,36	1,5		0,14
	1993	126	84	9,13	0,109	8,00	2,0		0,16
Kaldal bæk (090467)	1989	36	9	5,40	0,037	4,80	1,1	13	
	1990	49	14	5,57					
	1991	35	9	5,14					0,20
	1992	30	4	5,61					
Afløb Karl sø (090536)	1989	66	24	1,91	0,072	0,81	2,3	15	
	1990	48	14	1,22					
	1991	54	10	1,74					0,09
	1992	67	20	1,58					0,09
Kilde v. Nimdrup bæk (090726)	1988	27	18	9,30	0,015	8,80		1,6	
	1989	13	7	9,35		8,37			
	1990	16	9	9,67		9,20			
	1991	11	9	9,76		9,10			0,02
	1992	14	10	9,80		9,50			0,01
	1993	18	12			9,75			0,02
Afløb Bryrup Langsø (090535)	1989	93	22	3,20	0,026	2,34	2,8	17	
	1990	103	58	3,62					
	1991	89	16	3,75					0,14
	1992	70	20	4,60	0,024	4,85			0,13
	1993	93	31	4,75					0,13

Tabel 3

De beregnede årsmedianer i til- og afløb til Bryrup Langsø.

grundvand. Der er dog en klar sammenhæng mellem vandføring og stofkoncentration.

Hvis det antages, at tilløbene til Bryrup Langsø var helt uden kulturbetingede tilførsler, ville det være rimeligt, at antage en fosforkoncentration på 30 µg P/l, hvilket svarer til fosforkoncentrationen i kilden ved Nimdrup Bæk. Det ville ligeledes være rimeligt, at antage en kvælstofkoncentration på 1 mg N/l, hvilket ved en tidligere undersøgelse af kilder (Århus Amtskommune, 1990) er fundet i kilder i helt udyrkede områder. De beregnede basisbidrag for hhv. Nimdrup Bæk og Kringel Bæk (tabel 4) viser således, at basisbidraget af kvælstof ville være ca. 10% af de aktuelle tilførsler, mens det for fosfor ville være ca. 10 - 20%.

	Ton N/år	Ton P/år
Nimdrup Bæk		
Transport	50,07	0,737
Basisbidrag	5,37	0,161
Kringel Bæk		
Transport	3,95	0,069
Basisbidrag	0,28	0,008

Tabel 4

Den vandføringsvægtede årlige stoftransport og det beregnede basisbidrag i Nimdrup Bæk og Kringel Bæk i 1993.

Vand- og næringsstofbalance

Vandføringen i søens hovedtilløb Nimdrup Bæk blev målt vha. en fast vandføringsstation, mens de øvrige vandføringsmålinger blev foretaget med vingemåler og herefter korreleret ved qQ-metoden til vandføringen i Nimdrup Bæk. I Kringel Bæk og i kilden til Nimdrup Bæk blev der i 1993 målt hhv. 19 og 4 gange, mens der i afløbet Bryrup Å blev målt 19 gange. I de to små tilløb fra hhv. nord og syd samt afløbet fra Karl Sø blev der ikke målt vandføring. Vandprøver til kemisk analyse fra til- og afløb blev taget som nævnt ovenfor. Vand- og næringsstofbalancen for Bryrup Langsø fremgår af tabel 5.

Vandbalance

Ved beregning af vandbalancen i Bryrup Langsø er der indregnet 14 aflæste vandstandshøjder i søen, der antages at repræsentere vandstandsændringen i søen.

I 1993 blev der samlet tilført 7,28 mio. m^3 vand til Bryrup Langsø, hvilket betyder, at vandets opholdstid i søen var på 0,23 år svarende til 83,1 dage. Af de 7,28 mio. m^3 vand, som søen blev tilført, stammede de 6,4 mio. m^3 fra det topografiske opland på 45 km^2, hvilket svarede til en afstømningshøjde på 0,14 m.

Sammenlignet med de tidligere overvågningsår adskiller vandtilførslen i 1993 sig kun væsentligt fra 1989, hvor tilførslen var 18% mindre. Nimdrup Bæk tilførte med en gennemsnitlig årsvandføring på 170 l/s ca. 75% af den tilførte vandmængde.
Som det fremgår af figur 3 er vandtilførslen størst i vintermånederne. I 1993 var vandtilførslen i perioden februar til juni generelt lavere end de tidligere år, mens den i månederne august, september, oktober og december var væsentlig større. Disse forhold er sammenfaldende med en nedbørsmængde, der i foråret og forsommeren var betydeligt mindre end normalt, mens sensommeren og efteråret var meget nedbørsrig.

Næringsstofbalance

Næringsstofbalancen for Bryrup Langsø er opgjort ud fra de beregnede vandføringer og de vandkemiske målinger i søens til- og afløb.

I beregningerne er det forudsat, at den atmosfæriske deposition for fosfor er 0,20 kg/ha/år, mens den for kvælstof er 20 kg/ha/år. Stofkoncentrationen i det tilførte grundvand antages at være 50 µg total-P/l, 20 µg PO_4-P, 1 mg Fe/l og 4 mg N/l. For at vægte de tilløb, hvor der i 1993 ikke er målt vandføring og vandkemi, er de anvendte stofkoncentrationer i grundvand lidt højere end tidligere.

Vandtilførslen fra det umålte opland og de små tilløb antages, at være konstant fra år til år. Næringsstoftilførslen er herefter beregnet ved at antage en koncentration på 50 µg total-P/l, 30 µg ortho-P/l, 0,2 mg Fe/l og 4 mg N/l.
Næringsstofbalancerne for de enkelte parametre er angivet i bilag.

Fosfor og jern

I 1993 blev der tilført 881 kg fosfor til Bryrup Langsø svarende til 2,3 g P/m^2/år. Tilførslen var 14% større end

Station	Oplandsareal km*2	Vand mio. m*3/år	Total kvælstof ton N/år	Total fosfor ton P/år	Orthofosfat ton P/år	Total jern ton Fe/år
Kringel Bæk	6,60	0,28	3,95	0,069	0,039	0,12
Nimdrup Bæk	29,00	5,37	50,07	0,737	-0,465	1,35
Umålt opland	9,24	0,75	3,32	0,039	0,018	0,17
Grundvand		0,61	2,61	0,028	0,011	0,65
Nedbør		0,27	0,76	0,008		
Total tilførsel	44,84	7,28	60,71	0,881	0,533	2,29
Magasinændring		0,053				
Afløb Bryrup Langsø		7,34	35,08	0,822	0,399	1,41
Reduktion - % af tilførsel			42	7	25	39
Reduktion - g/m*2 søoverflade/år			67,44	0,15	0,35	2,33

Tabel 5

Vand- og næringsstofbalance for Bryrup Langsø 1993.

i 1992, hvilket hænger sammen med en lidt større vandtilførsel og en indløbskoncentration på 120 µg P/l mod 110 µg P/l i 1992 (se bilag).

Som det fremgår af figur 4 har fosfortilførslen de sidste fem år varieret mellem 0,7 og ca. 1 ton med den største tilførsel i 1990. Tilførslen er dog halveret siden 1987, hvor den største tilførsel blev registreret.

Fosfortilbageholdelsen var i 1993 59 kg P/år svarende til 7%, hvilket var lidt mindre end i årene 1989, 1990 og 1992, hvor den var 10-14%, mens der i 1991 overhovedet ikke var nogen tilbageholdelse.

Ud fra vandets opholdstid i søen i 1993 på 0,23 år kan fosfortilbageholdelsen ud fra Vollenweiders model beregnes til at skulle være ca. 30% (Kristensen et al., 1990). Den noget lavere tilbageholdelse tyder derfor på, at søen ikke er i ligevægt og at der derfor i perioder sker en nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet.

Jerntilførslen var i 1993 på 2293 kg Fe/år, hvilket er ca. dobbelt så meget som de to foregående år. Tilbageholdelsen var 887 kg/år svarende til 39% af den tilførte mængde mod ca. 200 kg/år (ca. 15% af den tilførte mængde) i 1991 og 1992.

Forholdet mellem jern og fosfor i overfladesedimentet er tidligere blevet målt til omkring 6 (Århus Amt, 1991). De to foregående års tilbageholdelse af jern og fosfor har ikke bidraget til at bedre dette forhold, da forholdet i 1991 og 1992 var mindre end 2. I 1993, hvor der blev tilbageholdt ca. 4 gange så meget jern (vægt), var forholdet mellem jern- og fosfortilbageholdelsen dog 15.
Det må dog fortsat antages, at jern/fosfor-forholdet i sedimentet er meget lavt og sandsynligheden for en intern fosforbelastning af søen er derfor stor.

Kvælstof

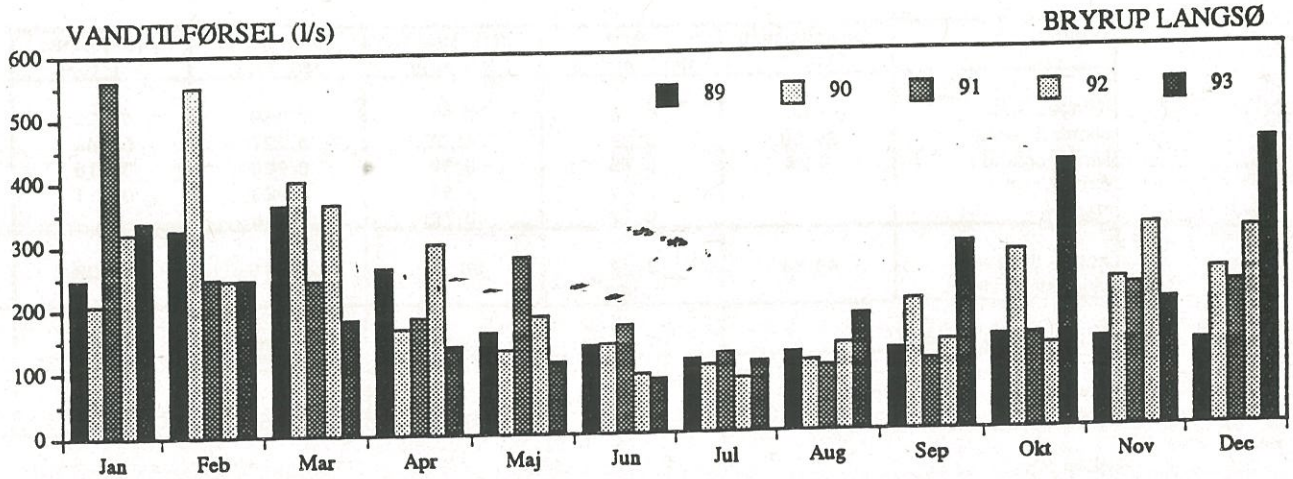
Der blev i 1993 tilført ca. 61 ton kvælstof til søen, hvilket er på niveau med tilførslen i 1990 (figur 5). Den samlede tilførsel har varieret gennem de sidste fem år, men tilførslen på ca. 66 ton i 1992 er dog den hidtil størst registrerede. Tilførslen af kvælstof er i høj grad relateret til vandtilførslen, idet indløbskoncentrationen på 8,3 mg N/l var på niveau med koncentrationerne i 1990 og 1991, mens 1989 og 1992 dog adskilte sig ved hhv. lavere og højere indløbskoncentrationer (se bilag).

I 1993 blev der fjernet ca. 26 ton N/år svarende til 42%, mens kvælstoffjernelsen de fire foregående år har været 39-50%.
Fosfor- og kvælstofdynamikken gennem året behandles nærmere i afsnittet "Sammenhæng mellem søkoncentration og ekstern/intern stoftilførsel".

Kilder til stoftilførslen

Som det fremgår af figur 4 er fosfortilførslen halveret siden 1987. Det skyldes primært, at spildevand fra kloakerede områder, der på det tidspunkt udgjorde ca. halvdelen af tilførslen, er blevet afskåret. Derimod har kvælstoftilførslen siden 1983 ligget nogenlunde konstant på samme niveau.

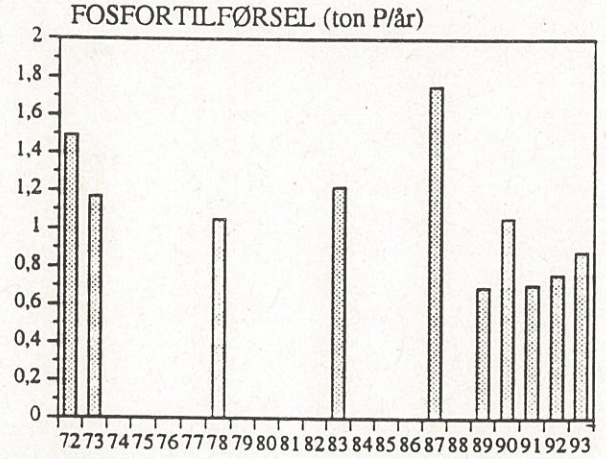
I tabel 6 er bidragene af kvælstof og fosfor splittet op på enkeltkilder. Den naturlige tilførsel af kvælstof og fosfor er beregnet på baggrund af den antagelse, at koncentrationen i det tilførte vand er hhv. 1 mg N/l og 30 µg P/l. Bidragene fra den spredte bebyggelse er opgjort ud fra oplysninger indhentet hos kommunerne, mens bidragene fra dambruget i Løvet bygger på oplysninger indhentet



Figur 3
Den månedlige vandtilførsel til Bryrup Langsø fra 1989 til 1993.

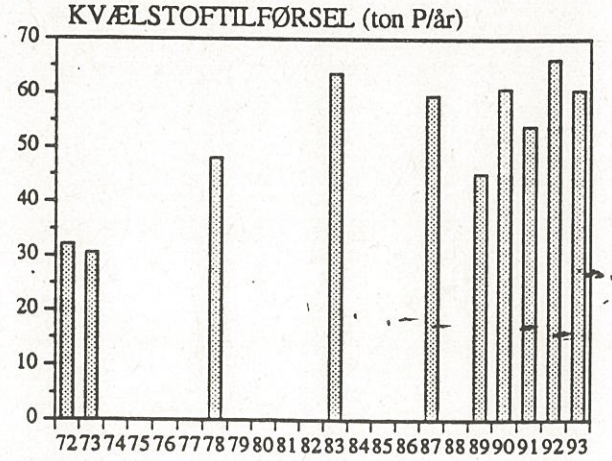
hos Vejle Amt. Dyrkningsbidragene er herefter opgjort som differencen mellem de samlede næringsstoftilførsler og tilførslerne fra de øvrige punktkilder.

Som det fremgår af tabel 6 var fosforbidragene fra hhv. de dyrkede jorde og den spredte bebyggelse i 1993 nogenlunde lige store (ca. 280-290 kg P/år) og er dermed de væsentligste kilder til fosfortilførsel til søen. Opgørelsen af fosforbidraget fra spredt bebyggelse bygger på den antagelse, at den udledte fosformængde pr. person er 4 g P/døgn. Nyere undersøgelser viser derimod, at fosformængden for en personækvivalent gennem de senere år er faldet og sandsynligvis kun er ca. 2 g P/døgn (Wiggers og Moldt, 1994). Dette betyder sandsynligvis, at bidraget fra spredt bebyggelse er overestimeret og dermed at dyrkningsbidraget er større.



Figur 4

Udviklingen i tilførslen af fosfor til Bryrup Langsø i perioden 1972-1993.



Figur 5

Udviklingen i tilførslen af kvælstof til Bryrup Langsø i perioden 1972-1993.

Udledningen fra dambruget i Løvet, der i 1993 igen var i drift, er beregnet til 63 kg fosfor, hvilket var mindre end den i følge Recipientkvalitetsplanen fastsatte maksimale udledning på 90 kg P/år.

Langt størsteparten af kvælstoftilførslen til søen sker som arealafstrømning. I 1993 udgjorde dette bidrag ca. 85% af den samlede kvælstoftilførsel, hvilket også har været tilfældet de tidligere overvågningsår.

	Kvælstof (kg N/år)	Fosfor (kg P/år)
Naturlig tilførsel	7280	218
Dyrkningsbidrag	50927	294
Spredt bebyggelse	819	279
Dambrug	849	63
Regnvandsoverløb	74	19
Nedbør	760	8
Total	60709	881

Tabel 6

Kilder til kvælstof- og fosfortilførslen til Bryrup Langsø 1993.

var i 1993 generelt højere end tidligere (dog overgået i 1990), hvilket kan hænge sammen med en lavere planktonbiomasse.

Kvælstof

Årstidsvariationen af total kvælstof i 1993, der overvejende forekom i form af nitrat, var meget lig de foregående år. Kvælstofkoncentrationen i søen faldt i løbet af foråret og sommeren og nåede i august et minimum. Nitratkoncentrationen var dog ikke så lav, at det er sandsynligt, at planktonet har været kvælstofbegrænset. Allerede i september begyndte koncentrationen af både total kvælstof og nitrat at stige, hvilket var noget tidligere end de foregående år. Årsagen hertil var sandsynligvis det nedbørsrige efterår og den deraf følgende større vand- og næringsstoftilførsel til søen.

Ammoniumkoncentrationen var generelt lav, men steg kortvarigt i maj måned, hvilket skyldtes omsætning af sedimenterede alger fra forårsmaksimummet. Koncentrationsstigningen var da også sammenfaldende med et lavt iltindhold i bundvandet. I oktober - november sås også en markant stigning i ammoniumkoncentrationen, hvilket også var tilfældet i 1989 og 1990. Årsagen hertil

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
Temperatur					9,9	9,9	8,1	10,6	10,8	9,6	10,7	9,7
Suspenderet tørstof (mg/l)									7,3	7,8	7,8	7,1
Suspenderet glødetab (mg/l)									4,8	5,3	5,4	4,7
Total COD (mg/l)					18	18	19	17	21	20		
Partikulær COD (mg/l)					11	6,5	5,3	4,8	6,3	6,0	6,3	6,5
Klorofyl (µg/l)					21	39	38	20	38	35	37	26
Sigtdybde (m)					1,6	2,1	1,6	2,2	2,3	2,0	1,8	1,9
pH			8,4	8,6	8,6	8,2	8,1	8,5	8,4	8,4	8,3	8,2
Alkalinitet (mekv/l)			1,25	1,15		1,29	1,28	1,47	1,28	1,27	1,37	1,38
Total N (mg/l)	2,34	2,58	2,82	2,41	3,86	4,41	4,08	3,80	4,14	4,22	4,42	4,62
NH4-N (mg/l)	0,112	0,11	0,079	0,095	0,011	0,049	0,09	0,061	0,046	0,024	0,035	0,056
NO3-N (mg/l)	1,58	1,59	2,02	1,50	2,67	2,97	2,96	2,82	3,01	3,21	3,39	3,66
Total P (µg P/l)	101	156	164	106	90	110	146	95	130	102	103	103
Ortho P (µg P/l)	34	54	74	40	26	42	81	29	57	29	32	42
Opløst silicium (mg Si/l)	1,8	2,6				4,2	3,2	2,2	3,6	3,3	2,7	2,2
Total jern (mg Fe/l)										0,15	0,17	0,20

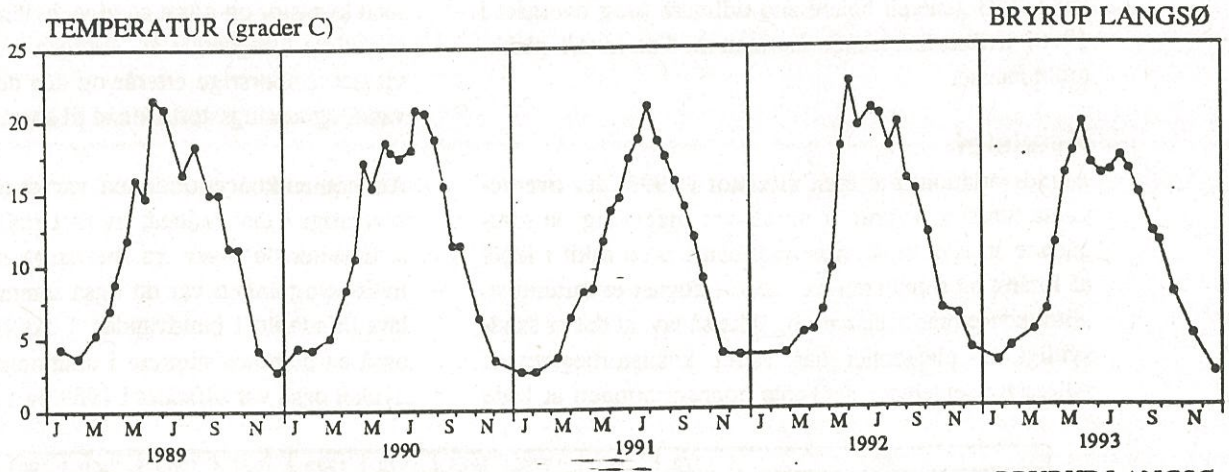
Tabel 7

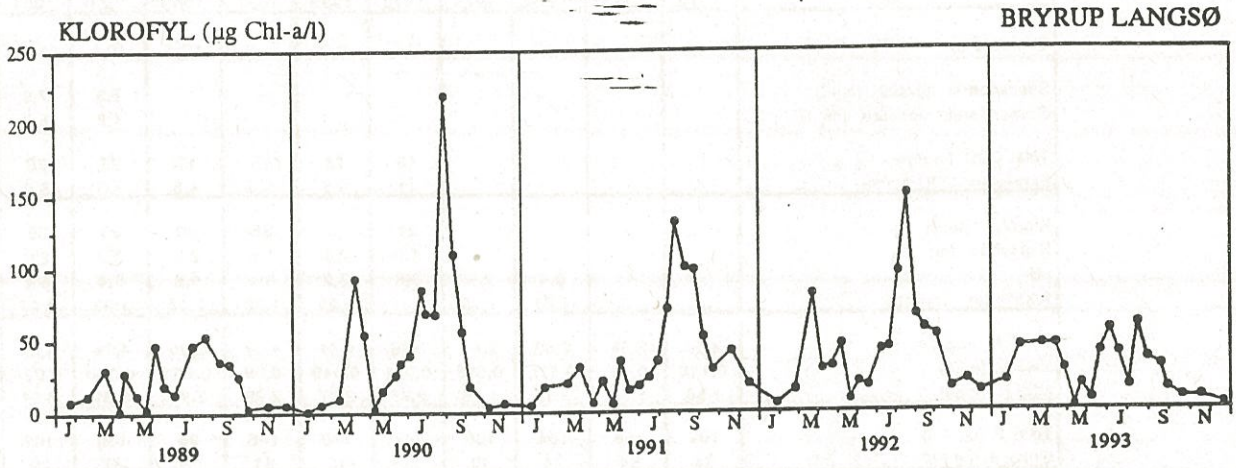
Interpolerede årsgennemsnit af fysiske og kemiske variable i overfladevandet i Bryrup Langsø.

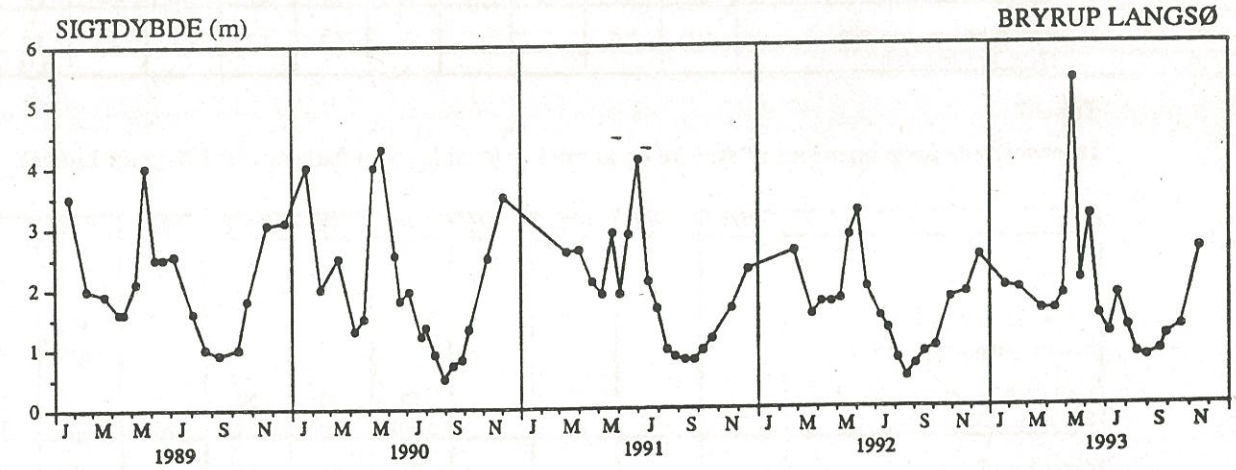
	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
Temperatur					14,8	16,3	13,2	16,6	17,4	15,5	17,8	16,0
Suspenderet tørstof (mg/l)									10,6	9,9	10,1	8,8
Suspenderet glødetab (mg/l)									6,9	7,1	7,3	6,6
Total COD (mg/l)					22	20	22	19	24	22		
Partikulær COD (mg/l)					11,6	10,0	7,8	6,0	10,0	8,4	8,2	7,1
Klorofyl (µg/l)					23	51	54	31	65	49	54	29
Sigtdybde (m)					1,3	2,2	1,5	2,0	1,9	1,9	1,5	1,9
pH				9,0	8,7	8,5	8,8	8,9	9,1	8,8	8,7	8,6
Alkalinitet (mekv/l)				1,36		1,32	1,30	1,53	1,30	1,30	1,38	1,38
Total N (mg/l)	1,81	2,17	2,06	1,47	2,85	3,70	2,91	3,10	2,70	3,52	3,64	2,59
NH4-N (mg/l)	0,125	0,135	0,036	0,07	0,014	0,07	0,039	0,037	0,029	0,024	0,043	0,047
NO3-N (mg/l)	0,81	0,95	1,09	0,57	1,86	1,90	1,84	2,14	1,56	2,37	2,41	1,62
Total P (µg P/l)	91	156	193	90	84	109	139	93	136	85	116	96
Ortho P (µg P/l)	10	50	76	20	16	34	57	12	36	11	22	25
Opløst silicium (mg Si/l)	1,1	1,97				2,7	2,2	1,2	2,1	2,2	2,1	1,6
Total jern (mg Fe/l)										0,13	0,21	0,15

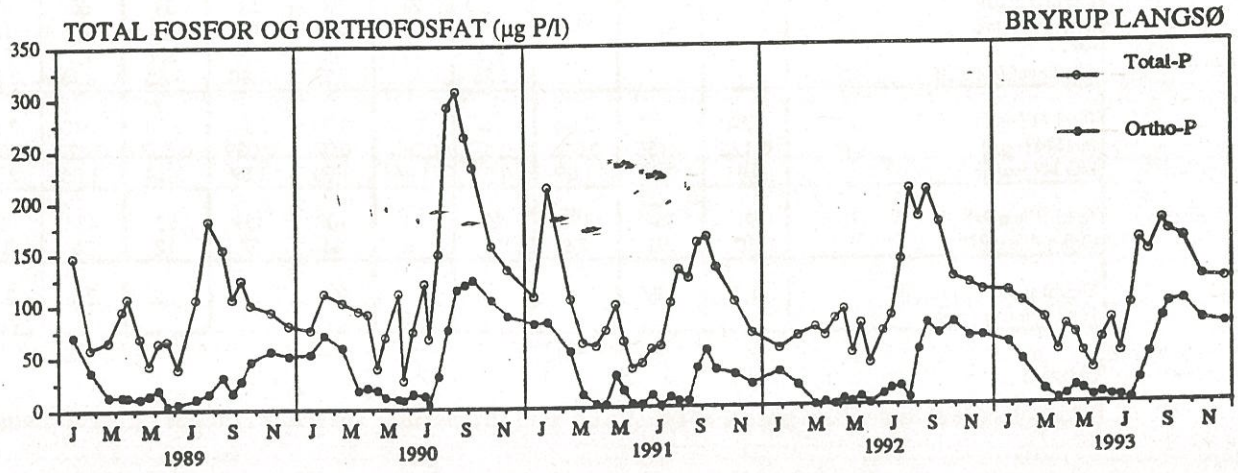
Tabel 8

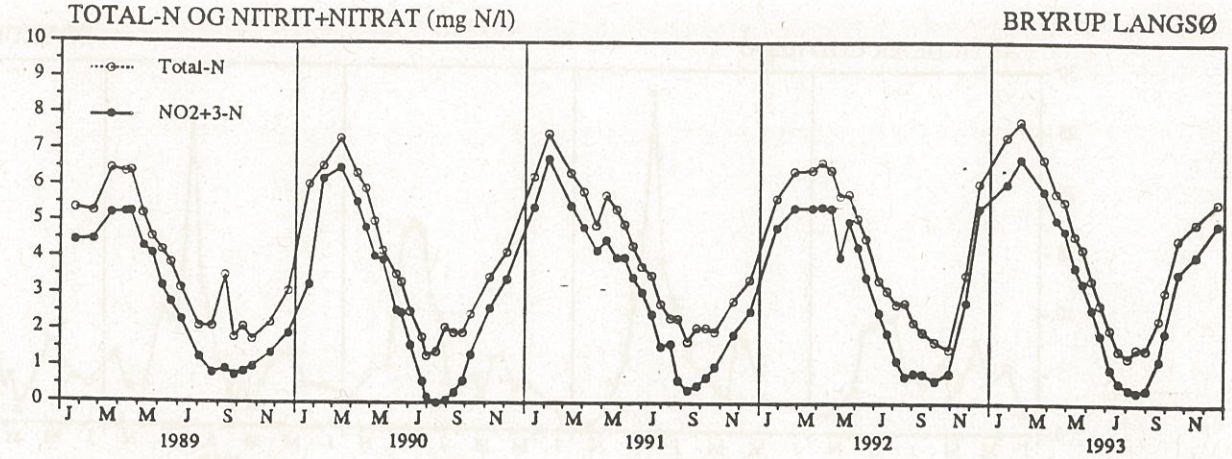
Interpolerede sommergennemsnit af fysiske og kemiske variable i overfladevandet i Bryrup Langsø.

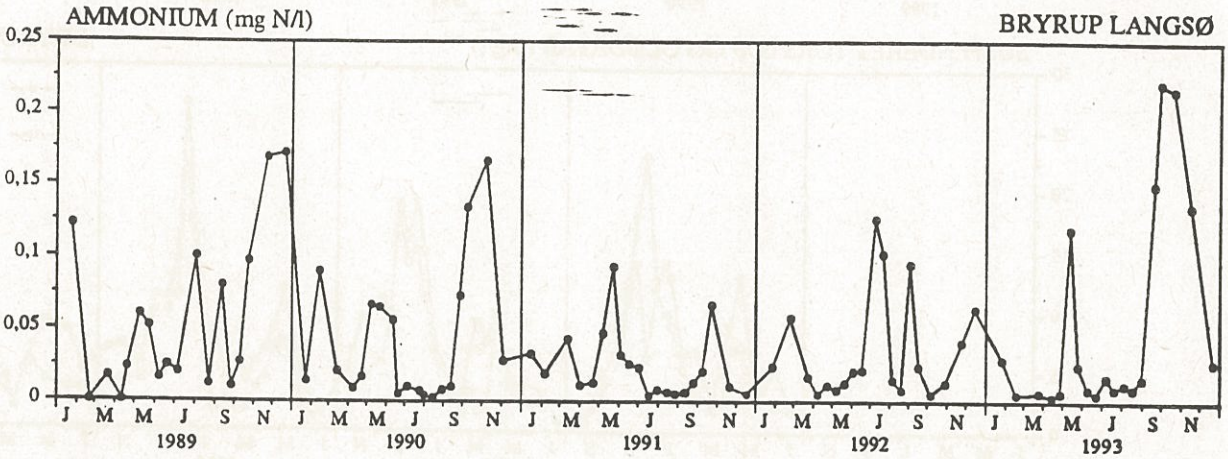

TEMPERATUR (grader C)
BRYRUP LANGSØ
25
20
15
10
5
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

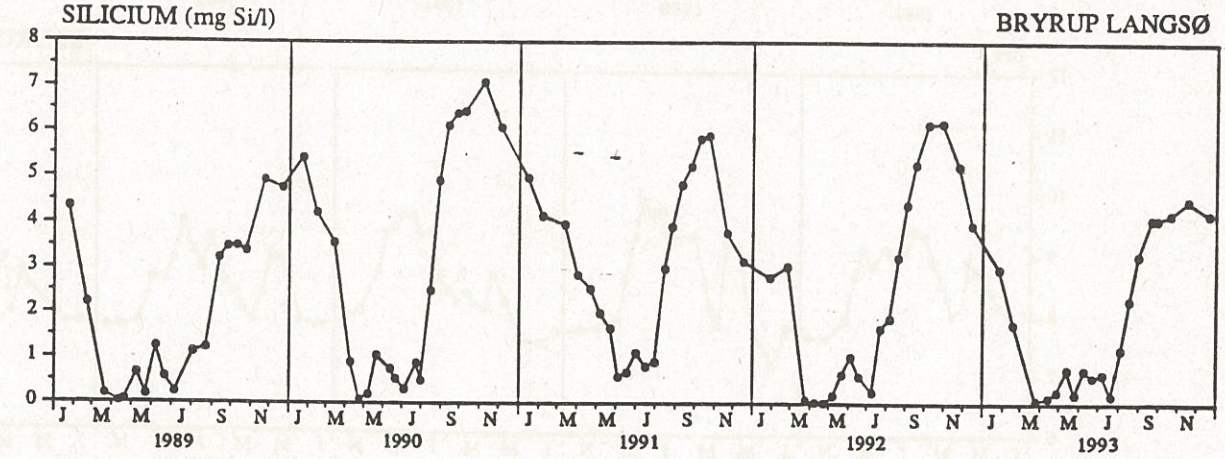

KLOROFYL (µg Chl-a/l)
BRYRUP LANGSØ
250
200
150
100
50
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

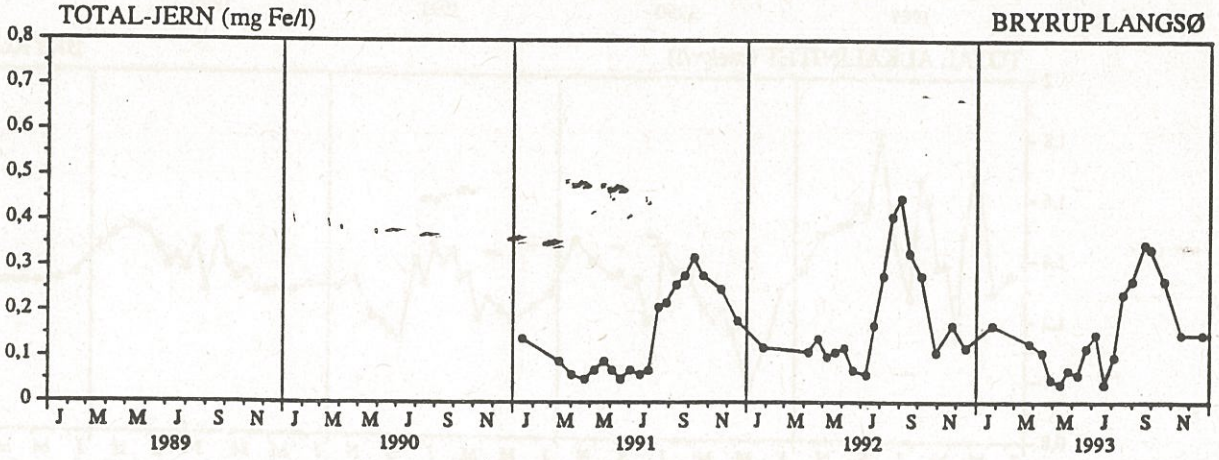

SIGTDYBDE (m)
BRYRUP LANGSØ
6
5
4
3
2
1
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

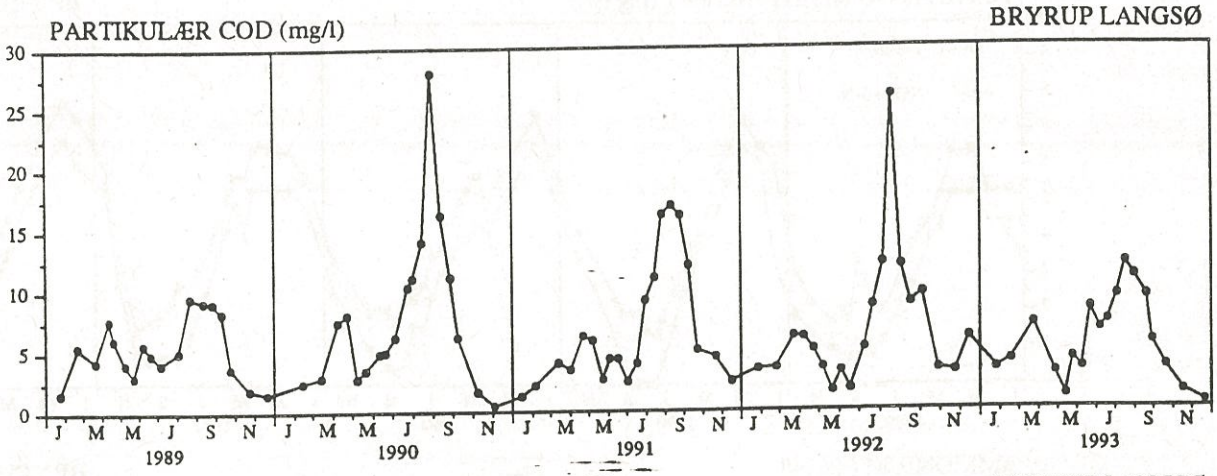

TOTAL FOSFOR OG ORTHOFOSFAT (µg P/l)
BRYRUP LANGSØ
Total-P
Ortho-P
350
300
250
200
150
100
50
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

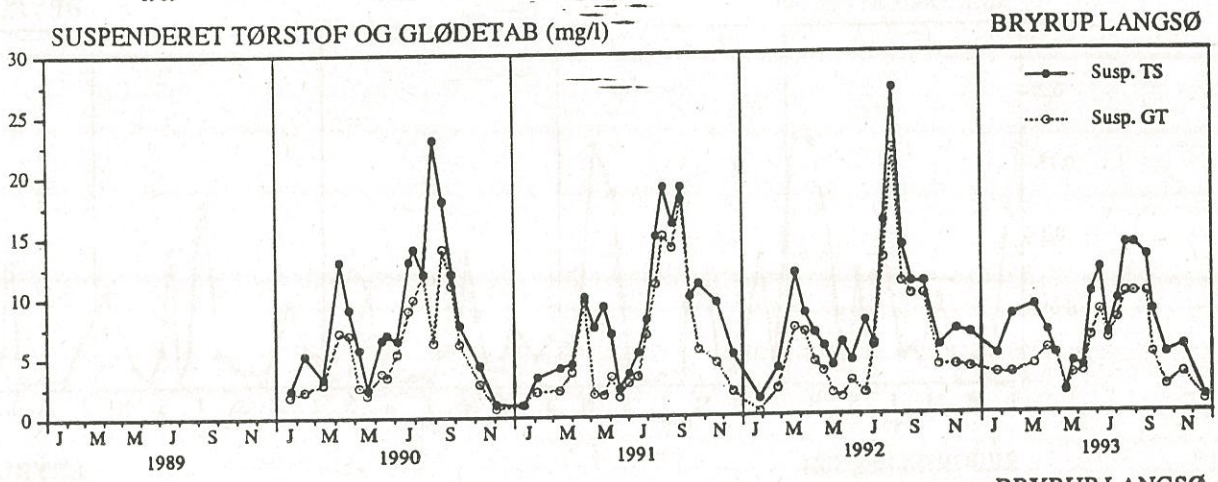

TOTAL-N OG NITRIT+NITRAT (mg N/l)
BRYRUP LANGSØ
Total-N
NO2+3-N
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

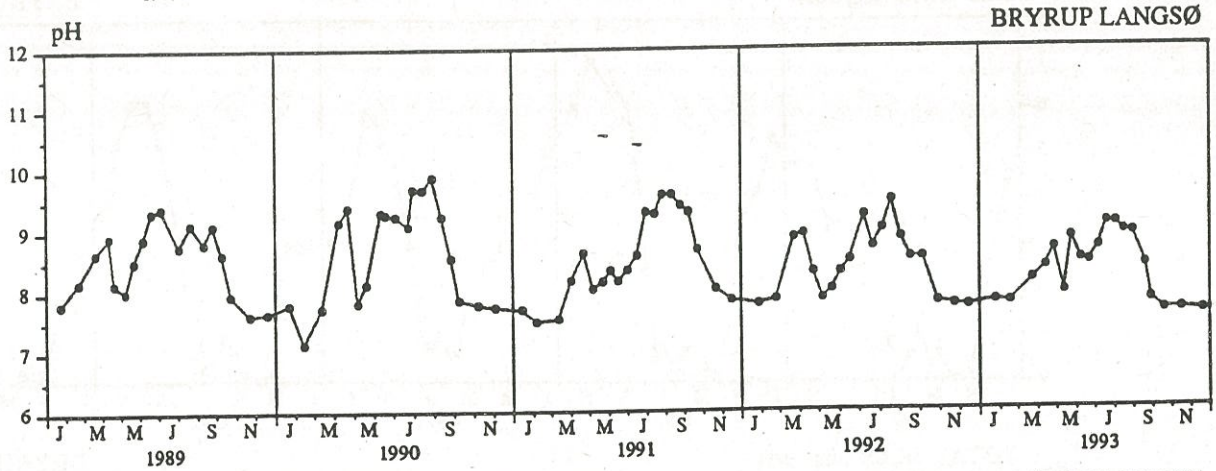

AMMONIUM (mg N/l)
BRYRUP LANGSØ
0
0,05
0,1
0,15
0,2
0,25
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

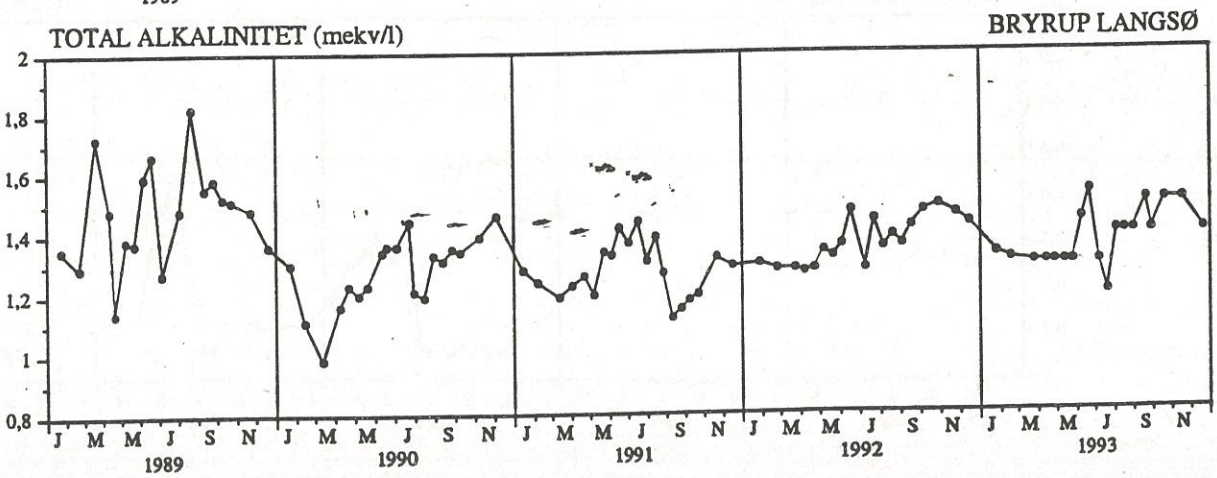

SILICIUM (mg Si/l)
BRYRUP LANGSØ
0
1
2
3
4
5
6
7
8
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993


TOTAL-JERN (mg Fe/l)
BRYRUP LANGSØ
0
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993


PARTIKULÆR COD (mg/l)
BRYRUP LANGSØ
30
25
20
15
10
5
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993


SUSPENDERET TØRSTOF OG GLØDETAB (mg/l)
BRYRUP LANGSØ
Susp. TS
Susp. GT
30
25
20
15
10
5
0
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993


pH
BRYRUP LANGSØ
12
11
10
9
8
7
6
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993


TOTAL ALKALINITET (mekv/l)
BRYRUP LANGSØ
2
1,8
1,6
1,4
1,2
1
0,8
J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N J M M J S N
1989
1990
1991
1992
1993

er ikke umiddelbart indlysende, da der som følge af fuld opblanding af vandsøjlen var høje koncentrationer af både ilt og nitrat. Koncentrationsstigningen må dog i en vis udstrækning tilskrives omsætning af sedimenterede alger.

Silicium

Koncetrationen af opløst silicium var, som det også har været tilfældet tidligere år, et spejlbillede af forekomsten af kiselalger. Koncentrationen var både i foråret og i løbet af sommeren så lav, at den har kunnet være begrænsende for kiselalgevæksten.

Jern

Årstidsvariationen i total jern adskiller sig ikke væsentligt fra de to foregående år. Efter et relativ lavt vinter- og forårsniveau omkring 0,1 mg/l steg jernkoncentrationen sidst på sommeren til 0,35 mg/l, hvilket var sammenfaldende med en jernfrigivelse fra sedimentet.

Partikulær COD, suspenderet tørstof og suspenderet glødetab

Koncentrationen af partikulær COD følger i lighed med de tidligere år i høj grad klorofylkoncentrationen og dermed også algebioassen i søen.

Sammenholdes suspenderet tørstof og suspenderet glødetab ligeledes med klorofylkoncentrationen og dermed algebiomassen, ses der også her et sammenfald i forløbet.

pH og alkalinitet

De højeste pH-værdier i søen blev målt i forårs- og sommermånederne og forekom således i algenes produktionsperiode, hvilket også har været tilfældet de foregående år.

Alkaliniteten i søen varierede mellem 1,2 og 1,5 mekv/l og lå således på niveau med tidligere år.

Figur 8

Årstidsvariation af forskellige fysiske og kemiske variable i overfladevandet i Bryrup Langsø i perioden 1989-1993.

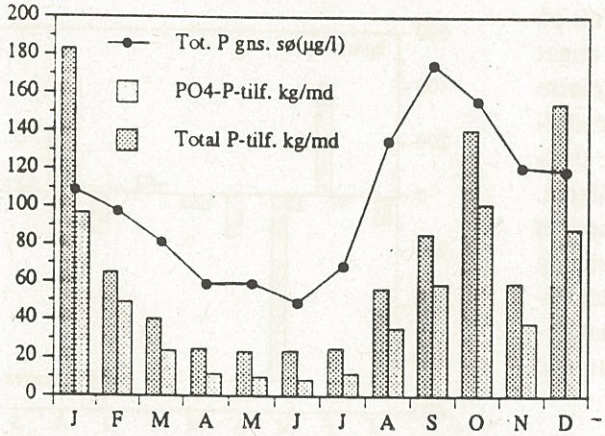
Sammenhæng mellem søkoncentration og ekstern/intern stoftilførsel

Fosfor

Den samlede fosfortilførsel og orthofosfattilførslen til Bryrup Langsø i 1993 er i figur 9 afbilledet månedsvis sammen med den gennemsnitlige månedskoncentration af total fosfor i søen. Det ses, at søkoncentrationen i en vis udstrækning følger tilførslen af fosfor. Søkoncentrationen er dog også påvirket af interne processer som sedimentation af alger og fosforfrigivelse fra sedimentet. Sammenholdes årsgennemsnittene af den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor med den gennemsnitlige søkoncentration, ses det, at søkoncentrationen er relateret til tilførslen (figur 10). Det fremgår ligeledes, at både indløbskoncentrationen og søkoncentrationen gennem de senere år er faldet. En lignende sammenstilling af indløbskoncentrationen af orthofosfat og søkoncentrationen af fosfor viser derimod ikke nogen klar sammenhæng (figur 11).

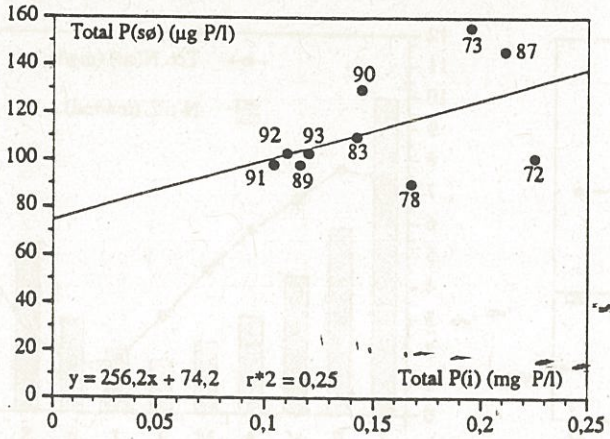
Gennem årene er fosfortilbageholdelsen i søen faldet og de seneste fem år har den været mellem 0 og 14 % af den tilførte fosformængde (lavest i 1990). Dette hænger sammen med den mindskede indløbskoncentration. Søkoncentrationen har derimod ligget nogenlunde konstant omkring 100 µg P/l i årsgennemsnit de seneste år, hvilket skyldes, at den mindskede fosfortilførsel resulterer i en øget nettotransport af fosfor fra sedimentet.

Af figur 12 fremgår det, at der i perioden juni til september 1993 foregik en nettotransport af fosfor fra sedimentet til vandfasen. Der blev ialt frigivet knap 250 kg og da fraførslen i samme periode ikke var særlig stor, bidrog størstedelen til en forøgelse af søkoncentrationen. Den frigivne fosformængde svarer til, hvad der er blevet frigivet de tidligere overvågningsår med undtagelse af 1990, hvor frigivelsen var på 430 kg. De tidligere år har frigivelsen fundet sted i perioden juli - september, mens den i 1993 begyndte en måned tidligere. I juni var der stadig nitrat i overfladevandet, men koncentrationen var dog stærkt faldende. Det kan derfor tænkes, at nitraten lige over sedimentoverfladen har været opbrugt, idet der i samme periode også blev målt lave iltkoncentrationer i bundvandet, og således har ført til



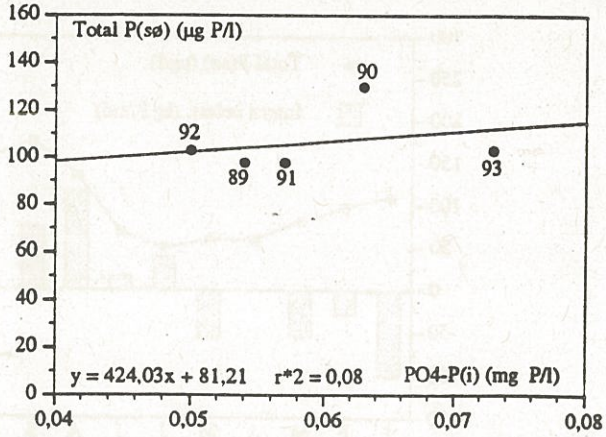
Figur 9

Den vandføringsvægtede tilførsel af total-fosfor og ortho-fosfat til Bryrup Langsø i 1993 sammenholdt med søkoncentrationen af total-fosfor.



Figur 10

Sammenhængen mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor og fosforkoncentrationen i Bryrup Langsø (årsgennemsnit).



Figur 11

Sammenhængen mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration af ortho-fosfat og fosfor-koncentrationen i Bryrup Langsø (årsgennemsnit).

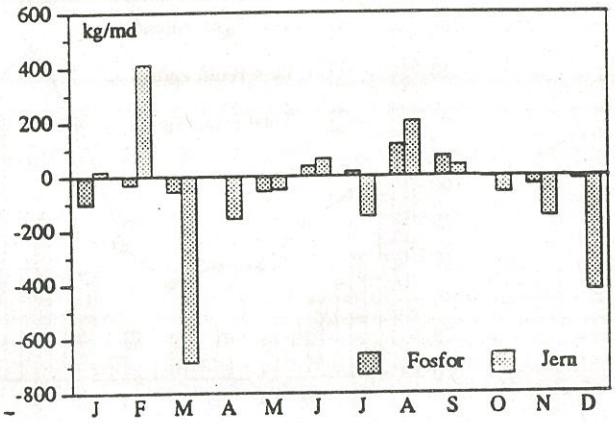
fosforfrigivelsen. Samtidig med fosforfrigivelsen skete der også en frigivelse af jern fra sedimentet, der sammenlagt beløb sig til ca. 300 kg (figur 13). Sedimentundersøgelser har tidligere vist et Fe/P-forhold (vægt) på 7. Den frigivne mængde jern er således ikke tilstrækkelig til at modsvare den frigivne fosformængde. Det er derfor sandsynligt, at en stor del af den frigivne fosfor stammer fra den organisk bundne del.

Kvælstof

Som det fremgår af figur 14 fulgte kvælstofkoncentrationen i søen i høj grad tilførslen af kvælstof med en tilførsel og søkoncentration, der er aftagende i løbet af forår og sommer, for igen at stige i løbet af efteråret. Der eksisterer således også en nydelig sammenhæng mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration og søkoncentrationen (figur 15).

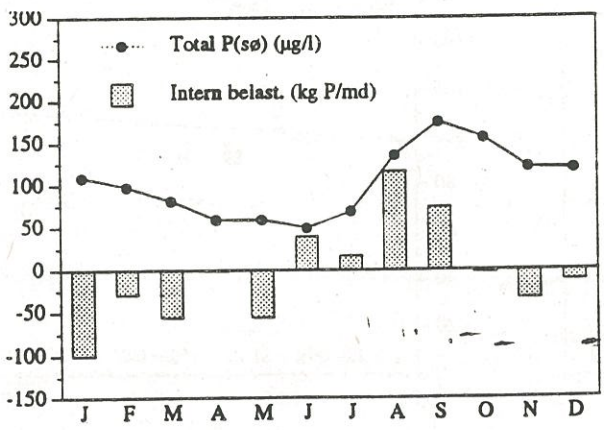
Kvælstoffjernelsen i søen lå i perioden januar til juli på 3-3,5 ton/måned, kun februar adskilte sig med en noget mindre reduktion (figur 16). Den store kvælstoffjernelse i januar skal sandsynligvis ses i lyset af en stor vandafstrømning og en høj koncentration i denne måned. Perioden adskilte sig således ikke væsentligt fra tidligere. Herefter faldt kvælstoffjernelsen til 2-2,5 ton/måned; et forløb der også tidligere er observeret. September og november adskilte sig dog markant herfra, idet reduktionen kun var hhv. 0,5 og 1 ton/måned. Den lave reduktione i november hænger sammen med en lille tilførsel pga. en lille vandføring.

Kvælstoffjernelsen sker som denitrifikation og i noget mindre grad som sedimentation af patikulært kvælstof. Denitrifikationen er i høj grad temperaturafhængig og koncentrationsafhængig. I maj sås en begyndende stigning i denitrifikationen, hvilket var sammenfaldende med, at vandtemperaturen i bundvandet steg. Den mindre kvælstoffjernelse i august september skyldes ikke temperaturen i bundvandet, der fortsat var tilstrækkelig høj til at opretholde en vis denitrifikation. Derimod nåede nitratkoncentration i august ned på 0,35 mg N/l og da der eksisterer en klar sammenhæng mellem nitratkoncentration og denitrifikation, skyldes faldet således den lave nitratkoncentration.



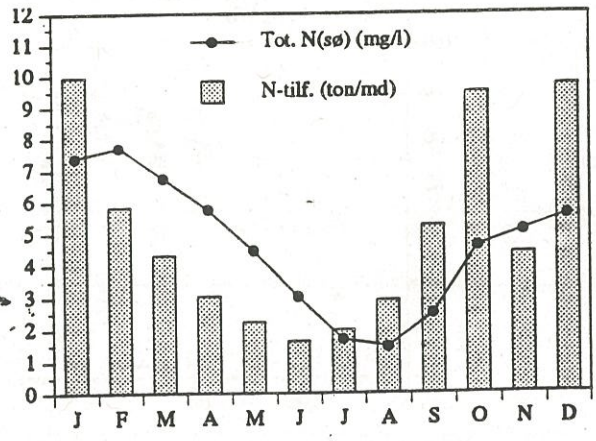
Figur 13

Nettotilbageholdelse/-frigivelse af fosfor og jern i Bryrup Langsø i 1993.



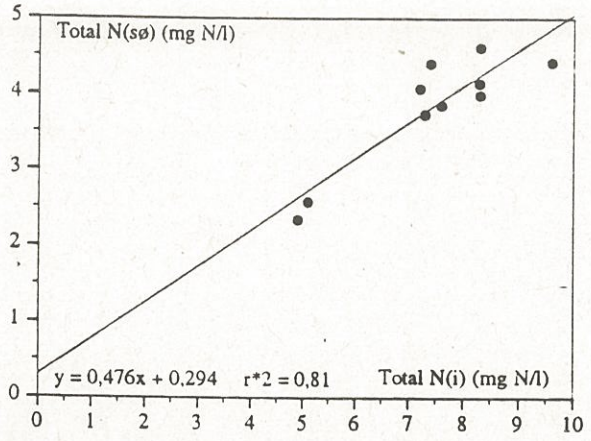
Figur 12

Den interne fosforbelastning og den gennemsnitlige fosforkoncentration i Bryrup Langsø i 1993



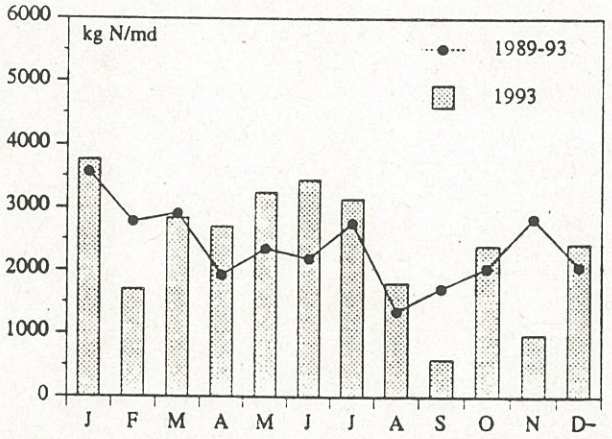
Figur 14

Den vandføringsvægtede tilførsel af kvælstof til Bryrup Langsø i 1993 sammenholdt med søkoncentrationen af kvælstof.



Figur 15

Sammenhængen mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof og kvælstofkoncentrationen i Bryrup Langsø.



Figur 16

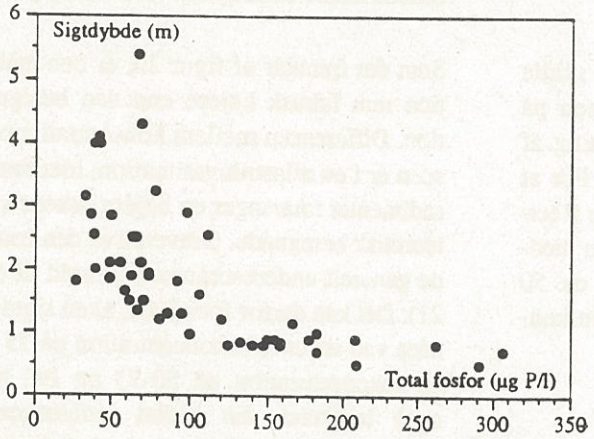
Kvælstofreduktion i Bryrup Langsø i 1993 sammenholdt med den gennemsnitlige kvælstofreduktion i perioden 1989-1992.

Effekt af indgreb overfor punktkilder

Fosforniveauet i Bryrup Langsø er af afgørende betydning for tilstanden i søen, hvilket bl.a. fremgår af figur 17, der viser en sammenhæng mellem total fosfor og sigtdybde. Der er derfor gennem de sidste ca. 20 år gjort en indsats for at nedbringe fosfortilførslen til søen - først og fremmest ved at afskære spildevand fra kloakerede områder. Som nævnt indledningsvis var al spildevand fra kloakerede områder i oplandet til Bryrup Langsø således afskåret ved udgangen af 1991.

Frem til 1972 blev søen tilført spildevand fra et større og fire mindre rensningsanlæg. Tabel 9 viser en opgørelse over hhv. beregnede (1972-1987) og målte (fra 1988) fosforudledninger fra de fem rensningsanlæg i perioden 1972 til 1993. Ud fra det oplyste antal P.E. er det desuden beregnet, hvor stor en mængde fosfor det urensede og rensede spildevand indeholdt før 1972. Beregningerne viser, at afskæringen af Brædstrup rensningsanlæg i 1972 nedbragte fosfortilførslen med spildevand til Bryrup Langsø med ca. 80%.

Figur 18 viser, hvor stor en andel af den producerede mængde spildevandsfosfor, der gennem tiden er blevet hhv. frarenset og udledt.



Figur 17

Sammenhængen mellem koncentrationen af fosfor og sigtdybden i Bryrup Langsø. Sommerværdier (1/5-1/10) fra perioden 1989-1993.

Spildevand har gennem tiden været en væsentlig kilde til fosfortilførsel til søen. Figur 19 viser en kildeopsplitning af den samlede tilførsel af fosfor til søen. Restandelen dækker over spredt bebyggelse og dyrkningsbidraget og før 1989 tillige over dambrugsbidraget, da opgørelserne herfra er behæftet med meget stor usikkerhed. Før afskæringen af Brædstrup udgjorde spildevandsandelen ca. 75% af den samlede tilførsel, mens afskæringen nedbragte andelen til 50 - 75%. Yderligere afskæring af rensningsanlæg fra 1988 og frem har helt fjernet spildevandsbidraget.

Hvis det antages, at den nuværende fosfortilførsel fra spredt bebyggelse reduceres til 1/3 og dyrkningsbidraget til det halve af det nuværende, vil det resultere i en halvering af den nuværende tilførsel, mens ingen menneskelig påvirkning ville reducere tilførslen til 1/4. De målte og beregnede indløbskoncentrationer er samlet i tabel 10 sammen med målte og beregnede søkoncentra-

Rensnings-anlæg	P.E.	Urenset P-prod. (t/år)	Efter rensning Pot. P-udledn.	1972-87 (ton P/år)	1988 (ton P/år)	1989 (ton P/år)	1990 (ton P/år)	1991 (ton P/år)	1992 (ton P/år)	1993 (ton P/år)
Brædstrup (M) (a)	5500	4,02	3,21	-	-	-	-	-	-	-
Vinding (M)	170	0,25	0,2	0,197	0,12	0,164	0,164	0,021	-	-
Slagballe (S)	100	0,15	0,13	0,131	0,07	0,07	0,035	-	-	-
Davding (S)	120	0,18	0,16	0,158	-	-	-	-	-	-
Grædstrup (S)	250	0,37	0,33	0,329	-	-	-	-	-	-
Total	6140	4,97	4,03	0,815	0,19	0,234	0,199	0,021	0	0

Tabel 9

Fosforudledning til Bryrup Langsø fra rensningsanlæg i perioden 1972-1993.

a) Der forudsættes 50% retention i Ring Sø, som er indregnet.

M = mekanisk rensning (20% fosforfjernelse).

S = septictank (10 % fosforfjernelse).

1972-87: skønnet udledning ud fra PE.

1988-93: målt udledning.

Urenset P-produktion og potentiel P-udledning er beregnet ud fra antal PE og 4 g P/PE/dag.

tioner og sommersigtdybder. Sammenhængen mellem sø- og indløbskoncentration er beskrevet af Vollenweider, 1976 som:

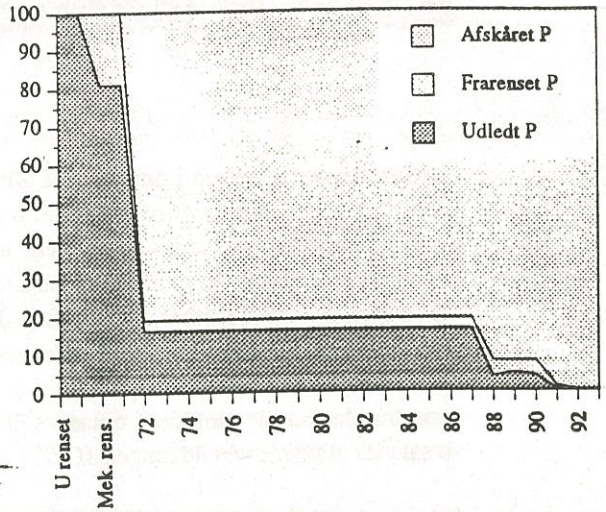
$$P_{sø} = P_{ind}/(1+T_w^{0,5})$$

hvor $P_{sø}$ = fosforkoncentrationen i søen, P_{ind} = fosforkoncentrationen i indløbet og T_w = vandets opholdstid i søen. Kristensen et. al., 1991 har på baggrund af data fra danske lavvandede søer opstillet følgende sammenhæng mellem søkoncentrationen og sommersigtdybden:

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

hvor Psø = fosforkoncentrationen i søen og Z = gennemsnitsdybden i søen.

En halvering af den nuværende fosfortilførsel skulle således kunne føre til en sommersigtdybde i søen på godt 2 meter, mens ingen kulturbetinget påvirkning af søen skulle give en sigtdybde omkring 4 meter. For at opnå en sigtdybde på 2 meter, som er målet ifølge Recipientkvalitetsplanen, skal indløbskoncentrationen nedbringes til ca. 75 µg P/l og søkoncentrationen til ca. 50 µg P/l, hvilket svarer til ca. 60% af de nuværende koncentrationer.



Figur 18

Den procentvise andel af afskåret, frarenset og udledt fosfor med spildevand til Bryrup Langsø.

Som det fremgår af figur 20, er den målte søkoncentration rent faktisk højere end den beregnede koncentration. Differencen mellem koncentrationerne indikerer, at søen er i en aflastningssituation, idet fosforfrigivelse fra sedimentet forårsager en højere søkoncentration end den teoretisk beregnede. Omvendt er den beregnede sigtdybde generelt underestimeret i forhold til den målte (figur 21). Det kan derfor forventes, at en sigtdybde på 2 meter nåes ved en indløbskoncentration på 75 - 100 µg P/l og en søkoncentration på 50-75 µg P/l, hvilket figur 17 også indikerer. En sådan indløbskoncentration kan opnåes ved reduktion af fosforbelastningen med ca. 20%.

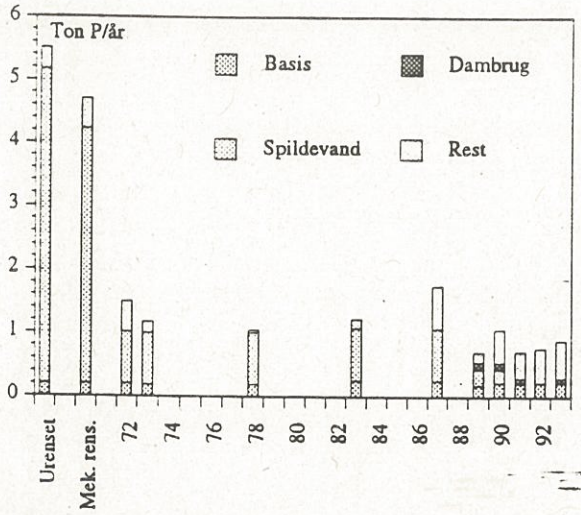
	P tilførsel (ton P/år)	(g P/m*2/år)	P(i) (mg P/l) beregnet	målt	P(sø)(mg P/l) beregnet (1)	målt (2)	Sigtdybde (m) (sommer) beregnet (1)	beregnet (2)	målt
Uden rensning	6,44	16,95	0,876		0,592		0,5		
Mekanisk rensning	5,52	14,53	0,751		0,508		0,6		
1972	1,49	3,92		0,226	0,149	0,101	1,2	1,5	
1973	1,17	3,08		0,195	0,127	0,156	1,3	1,1	
1978	1,05	2,76		0,167	0,109	0,09	1,4	1,6	1,3
1983	1,22	3,21		0,142	0,098	0,11	1,5	1,4	2,2
1987	1,75	4,61		0,211	0,145	0,146	1,2	1,2	1,5
1989	0,70	1,84		0,117	0,076	0,095	1,8	1,5	2
1990	1,06	2,79		0,144	0,097	0,13	1,5	1,3	1,9
1991	0,71	1,87		0,101	0,068	0,102	1,9	1,5	1,9
1992	0,76	2,00		0,11	0,073	0,103	1,8	1,5	1,5
1993	0,88	2,32		0,12	0,081	0,103	1,7	1,5	1,9
Bedst mulig rensning	0,43	1,45	0,076		0,051		2,2		
Ingen menneskelig påvirkning	0,22	0,57	0,03		0,02		4		

Tabel 10

Målte og beregnede værdier af fosforkoncentrationen og sigtdybden i Bryrup Langsø. Beregningsmetoder er beskrevet i teksten.

Forudsætninger:

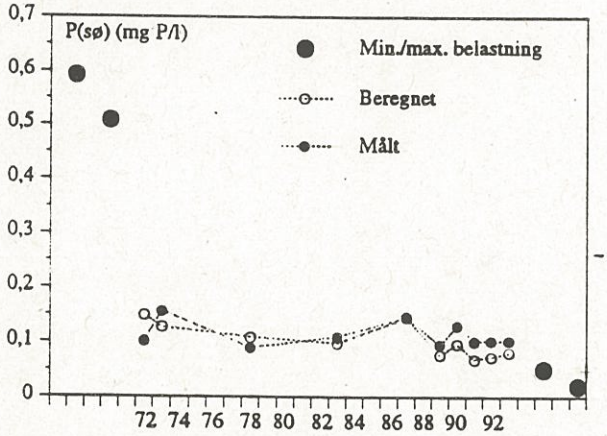
Vandføring ($7.35 \cdot 10^6$ m^3) og opholdstid (0,23 år) fra 1990 er anvendt som normal.



Figur 19

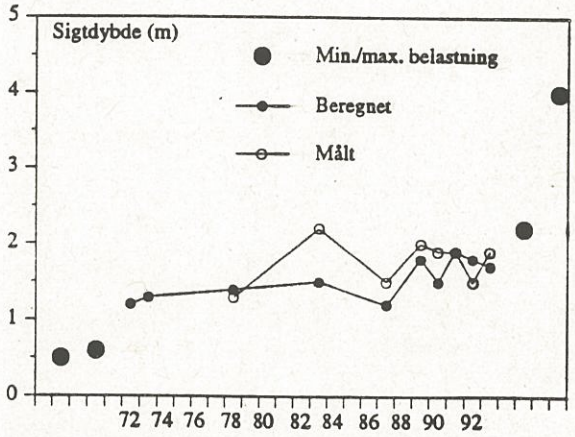
Kilder til fosfortilførslen til Bryrup Langsø.

Den samlede tilførsel uden rensning og ved mekanisk rensning er fremkommet ved at summere bidraget fra Brædstrup med den samlede tilførsel fra 1972. Rest-andelen omfatter fra 1989 spredt bebyggelse og dyrkningsbidrag og før 1989 tillige dambrug.



Figur 20

Beregnede og målte koncentrationer af fosfor i Bryrup Langsø.



Figur 21

Beregnede og målte sommersigtdybder i Bryrup Langsø.

Fytoplankton

I 1993 blev fytoplanktonet i Bryrup Langsø undersøgt 18 gange. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetode er beskrevet i bilag.

Årstidsvariation i 1993

Biomasse og planktonsammensætning

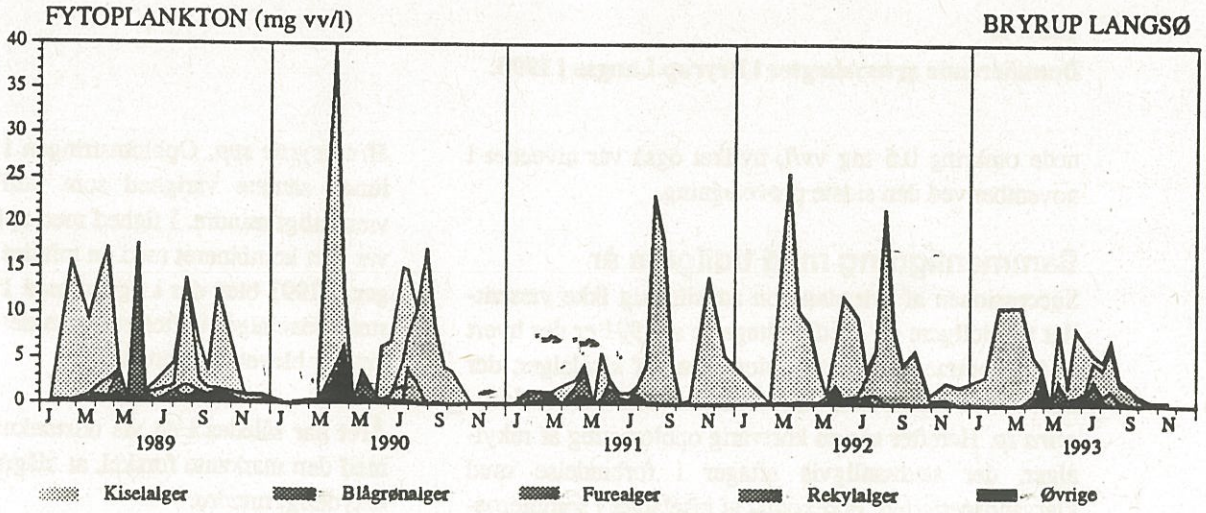
Den tidsmæssige variation i fytoplanktonbiomassen (mg vådvægt/l) i perioden 1989-93 er vist i figur 22, mens dominerende arter/slægter i 1993 er angivet i tabel 11. Der blev i 1993 registreret biomasser på 0,26 - 10,86 mg vv/l, med maksima forår, sommer og efterår.

Efter en relativ lav vinterbiomasse (3,2 mg vv/l i januar) sås en begyndende forårsopblomstring af kiselalger allerede midt i februar, hvor biomassen blev registreret til 10,8 mg vv/l. Ved den efterfølgende prøvetagning i slutningen af marts var biomassen fortsat på samme niveau (10,9 mg vv/l). Det er derfor sandsynligt at forårsmaksimummet er forekommet i den mellemliggende periode og har været større end registreret. Opblomstringen var overvejende domineret af arten *Aulacoseira italica*, men en noget mindre forekomst af små centriske kiselalger sås også. Som følge af siliciumbegrænsning aftog kiselalgebiomassen i løbet af april og i forbindelse hermed sås en mindre forekomst af rekylalger (1,3 mg vv/l), der er mixotrofe og derfor ofte ses i forbindelse med en anden algegruppes henfald. Midt i maj nåede biomassen et minimum på 0,3 mg vv/l, hvilket var sammenfaldende med en tiltagende mængde zooplankton.

Efter klarvandsperioden midt i maj sås der fra slutningen af maj til midt i juli igen en forekomst af kiselalger, der dog varierede noget i biomasse sandsynligvis pga. siliciumbegrænsning, men også pga. græsning. Kiselalgen *Asterionella formosa* var i begyndelsen af perioden den dominerende art, hvorefter *Fragilaria crotonensis* blev den dominerende. Begge er større og langsommere voksende arter, der er typisk forekommende i sommerperioden.

I forbindelse med kiselalgernes aftagen i juli sås en tiltagende biomasse af blågrønalger. Blågrønalgerne toppede midt i august med en maksimal biomasse på 4,6 mg vv/l. Blågrønalgebiomassen bestod overvejende af arter af slægten *Microcystis* med *M. aeruginosa* som den dominerende art. I forbindelse med blågrønalgeforekomsten sås tillige en mindre forekomst af furealger med *Peridinopsis polonicum* som den dominerende art. Furealgerne havde deres maksimum samtidigt med blågrønalgerne og udgjorde da knap 25% af den samlede biomasse på 7,1 mg vv/l.

Furealgebiomassen aftog igen i løbet af august og var stort set væk i september. Blågrønalgebiomassen aftog ligeledes noget i august, men var fortsat til stede i mindre mængde i september. Hen omkring oktober var den dog stort set forsvundet og den samlede biomasse var da



Figur 22

Fytoplanktonets årstidsvariation i Bryrup Langsø 1989-1993 fordelt på grupper.

Dato	Biomasse (mg vv/l)	Dominerende art	%	Subdominanter	%
26. jan. 93	3,188	Aulacoseira italica	93		
17. feb. 93	10,758	Aulacoseira italica	96		
25. mar. 93	10,862	Aulacoseira italica	78	Stephanodiscus/Cyclotella (< 10µm)	14
14. apr. 93	5,396	Aulacoseira italica	51	Stephanodiscus/Cyclotella (< 10µm) Cryptophyceae spp. (5-10 µm)	17 16
27. apr. 93	4,26	Prymnesiophyceae spp.	58	Cryptophyceae spp. (5-10 µm)	28
13. maj 93	263	Fragilaria crotonensis	36	Cryptomonas spp. (20-30 µm) Asterionella formosa	34 30
25. maj 93	8,866	Asterionella formosa	69	Cryptomonas spp. (20-30 µm)	21
9. jun. 93	1,95	Fragilaria crotonensis	33	Asterionella formosa Cryptophyceae spp. (5-10 µm)	30 18
22. jun. 93	8,455	Fragilaria crotonensis	58	Aulacoseira granulata	21
7. jul. 93	6,888	Aulacoseira granulata	56	Fragilaria crotonensis	21
20. jul. 93	5,609	Anabaena spiroides	30	Cryptomonas spp. (20-30 µm) Prymnesiophyceae spp.	21 12
4. aug. 93	4,861	Microcystis aeruginosa	26	Anabaena spiroides Stephanodiscus/Cyclotella (> 20 µm)	17 15
17. aug. 93	7,086	Microcystis aeruginosa	44	Peridinopsis polonicum Stephanodiscus rotula	22 12
31. aug. 93	2,914	Microcystis aeruginosa	30	Stephanodiscus rotula Microcystis wesenbergii Peridinopsis polonicum	20 15 13
20. sep. 93	1,685	Microcystis aeruginosa	34	Microcystis wesenbergii Microcystis viridis	25 17
29. sep. 93	1,148	Microcystis viridis	24	Microcystis wesenbergii Microcystis aeruginosa	16 15
20. okt. 93	0,468	Aulacoseira italica	32	Microcystis viridis Microcystis aeruginosa	16 14
17. nov. 93	0,448	Aulacoseira italica	41	Cryptomonas spp. (20-30 µm) Cryptophyceae spp. (5-10 µm)	27 14

Tabel 11

Dominerende arter/slægter i Bryrup Langsø i 1993.

nede omkring 0,5 mg vv/l, hvilket også var niveauet i november ved den sidste prøvetagning.

Sammenligning med tidligere år

Successionen af fytoplankton adskilte sig ikke væsentligt fra tidligere år. Med undtagelse af 1991 er der hvert år forekommet en forårsopblomstring af kiselalger, der har været domineret af små centriske arter eller *Aulacoseira sp.* Herefter sås en kortvarig opblomsting af rekylalger, der sædvanligvis aftager i forbindelse med klarvandsperioden. Forekomst af kiselalger i sommerperioden sås også i 1990 og 1992, hvor både *Fragilaria crotonensis* og *Asterionella formosa* er registreret. I sensommeren har der alle årene været opblomstring af *Microcystis spp.* Opblomstringen i 1993 var af nogenlunde samme varighed som tidligere, men var dog væsentligt mindre. I lighed med opblomstrimgen i 1990 var den kombineret med en mindre forekomst af furealger. I 1993 blev der i lighed med 1990 heller ikke registeret kiselalger i efteråret, som det i større eller mindre grad er blevet de andre år.

Året har således i en vis udstrækning lignet 1990, dog med den markante forskel, at blågrønalgebiomassen var betydeligt mindre.

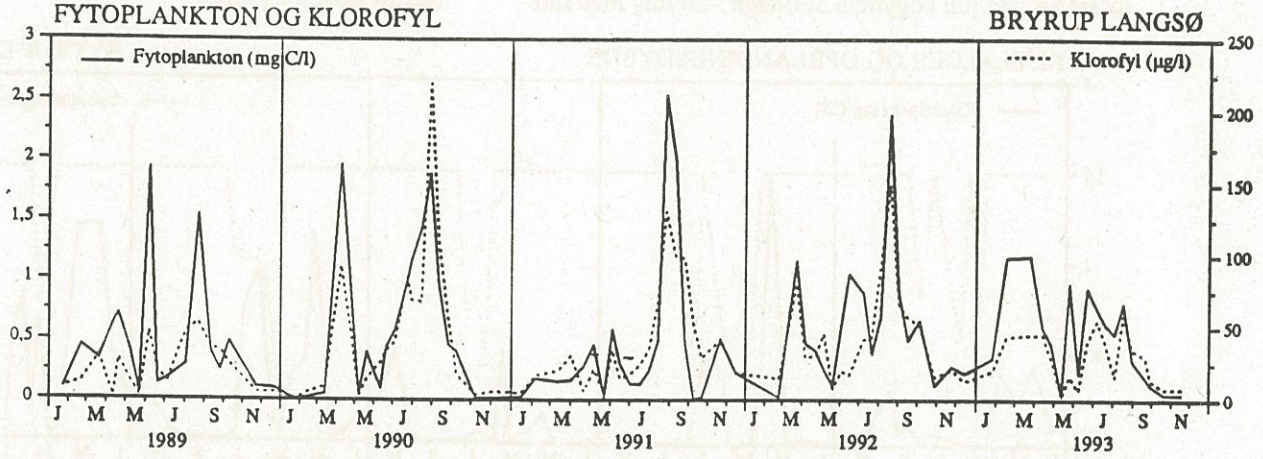
Fytoplankton i relation til fysiske og kemiske variable

Forskellige fysiske og kemiske parametre er af betydning for fytoplanktonsammensætningen og biomassen. I det følgende er fytoplanktonet relateret til nogle udvalgte parametre.

Som det fremgår af figur 23, eksisterer der ikke nogen enkel sammenhæng mellem fytoplanktonbiomassen og klorofylkoncentrationen. Forholdet mellem kulstof og klorofyl varierede gennem året fra 6-57. Der var en tendens til, at algerne, der forekom i efteråret og vinteren, havde det største klorofylindhold, hvilket hænger sammen med dårlige lysforhold. Klorofylindholdet varierede dog også betydeligt i sommerperioden, hvilket ikke alene kunne tilskrives dominans af forskellige algegrupper, da der også var betydelige forskelle afhængig af, hvilken art indenfor en gruppe, der dominerede.

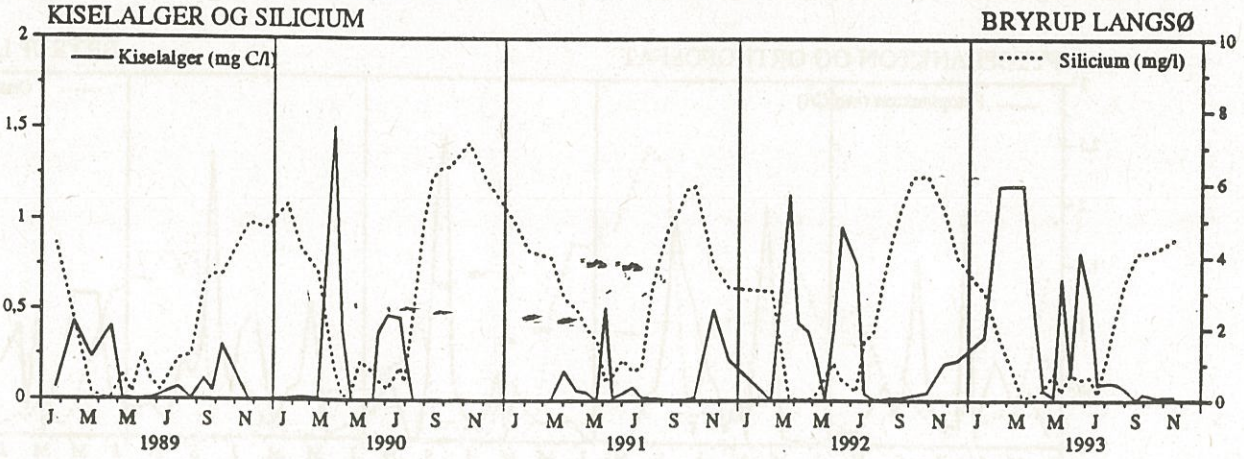
Generelt er klorofylindholdet i alger meget variabelt afhængig af algegruppe/-art, lysforhold og algernes fysiologiske tilstand. Klorofylkoncentrationen giver derfor ikke noget entydigt billede af mængden af alger. Forekomsten af kiselalger bliver reguleret af forskellige faktorer. Forekomsten af tilgængeligt silicium er af afgørende betydning. Som det fremgår af figur 24, aftog kiselalgenes forårsmaksimum, som det oftest er tilfældet, pga., at der ikke var mere silicium i vandet. Det er ligeledes muligt, at silicium kortvarigt har været begrænsende i løbet af sommeren, hvor koncentrationen et par gange var så lav, at det er teoretisk muligt.

For at kiselalgerne ikke skal sedimentere ud af vandsøjlen, kræver det en vis turbulens i vandet. Der er da også god overensstemmelse med, at kiselalgerne forekommer i forbindelse med fuld opblanding af vandsøjlen (figur 25).



Figur 23

Fytoplanktonbiomassen i Bryrup Langsø sammenholdt med klorofylkoncentrationen i perioden 1989-1993.



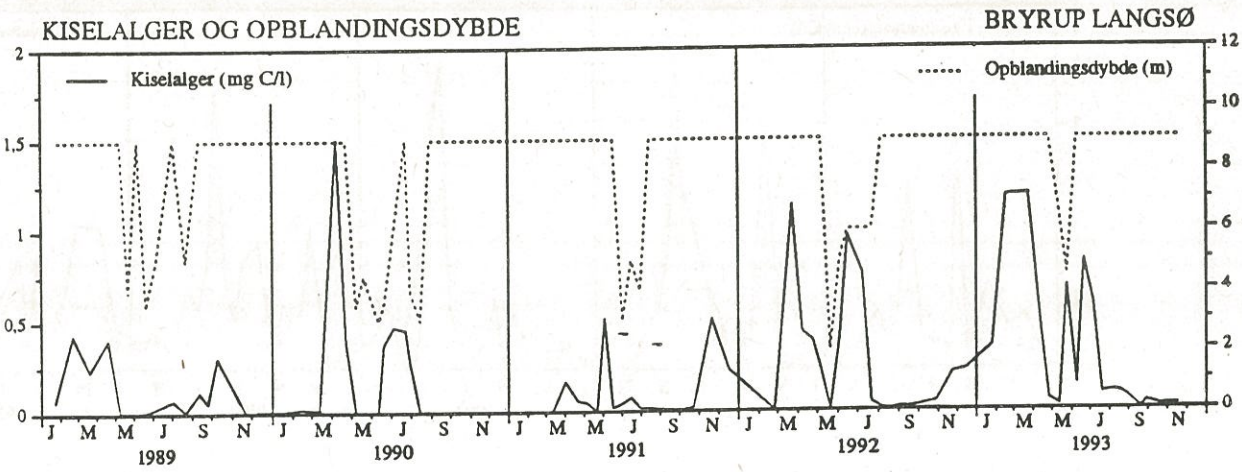
Figur 24

Kiselalgebiomassen i Bryrup Langsø sammenholdt med siliciumkoncentrationen i perioden 1989-1993.

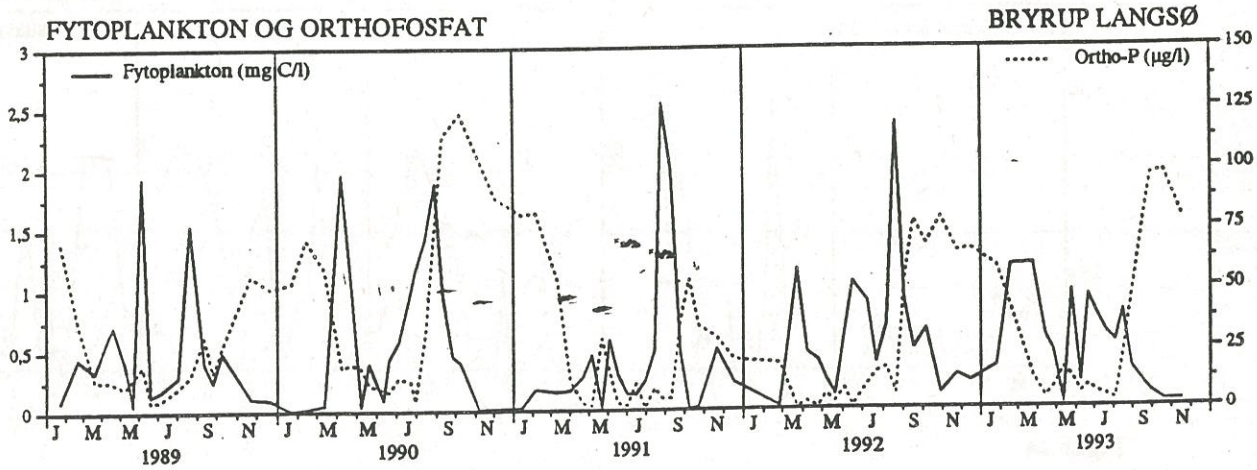
Under antagelse af, at fytoplankton på vægtbasis generelt indeholder C:N:P i forholdet 16:7:1 kan det beregnes, at en stor del af den samlede fosformængde i foråret og sommeren er indbygget i algerne.
Koncentrationen af orthofosfat faldt markant i forbindelse med forårsopblomstringen og forblev lav til hen sidst på sommeren, hvor den igen begyndte at stige i forbindelse med, at algebiomassen aftog (figur 26). Især i juni og juli var koncentrationen lav, hvilket favoriserer kiselalger, idet de er i stand til at luksusoptage fosfor og derfor ikke umiddelbart påvirkes af lave koncentrationer. Netop kiselalger var dominerende i den periode, indtil de midt i juli blev begrænset af mangel på silicium.

Kombinationen af siliciummangel og fortsat fosforbegrænsning vil ofte medføre dominans af furealger og/eller blågrønalger (Olrik, 1993). Dette viste sig også at være tilfældet i Bryrup Langsø, hvor blågrønalgebiomassen midt i juli begyndte at tiltage samtidig med furealgerne, der oftest blomstrer op ved orthofosfat-koncentrationer på 1-10 µg/l (Pollinger, 1987).

Forekomsten af både blågrønalger og furealger favoriseres i vandmasser med ringe eller ingen turbulens. Blågrønalgernes begyndende opblomstring midt i juli var da også sammenfaldende med et vejrskifte fra hård vind i begyndelsen af juli med fuld opblanding til en periode med svag vind. Blågrønalgernes og furealgernes aftagen igen midt i august faldt sammen med at vandmasserne igen var fuldt opblandet som følge af et vejrskifte. De vejrmæssige forhold med blæst, megen nedbør og lavere vandtemperatur i sensommeren kan således have haft indflydelse på, at blågrønalgeforekomsten ikke blev større.
Efter blågønalgernes aftagen forblev biomassen lav resten af året. Årsagen til, at der ikke dannedes noget efterårsmaksimum af kiselalger er ikke umiddelbart indlysende, da der både var rigeligt med silicium og øvrige næringssoffer i vandet.



Figur 25
Kiselalgebiomassen i Bryrup Langsø sammenholdt med oplandingsdybden i perioden 1989-1993.



Figur 26
Fytoplanktonbiomassen i Bryrup Langsø sammenholdt med orthofosfatkoncentrationen i perioden 1989-1993.

Zooplankton

Metodik

Indsamlingen og bearbejdningen af zooplanktonprøver fra Bryrup Langsø er siden 1990 foretaget ifølge Danmarks Miljøundersøgelsers vejledning. 1989's afvigende prøvetagning er kommenteret i bilagsdelen.

Zooplanktons bevægelse i vandmasserne

Zooplankton bevæger sig i vandet dels for at søge føde og dels for at søge skjulesteder. Det betyder, at zooplanktonet ikke er jævnt fordelt i vandmasserne. I dybere søer, hvor der periodisk opstår springlag med deraf følgende iltfrie forhold ved bunden, vil zooplanktonet ikke opholde sig, hvor iltkoncentrationerne er lave. Derfor er alle angivne zooplanktonbiomasser, som er relateret til algerne, korrigeret for denne skæve fordeling, idet det antages, at zooplanktonet kun findes ned til vanddybder, hvor iltkoncentrationen er >1 mg O_2/l.

Zooplanktons årstidsvariation

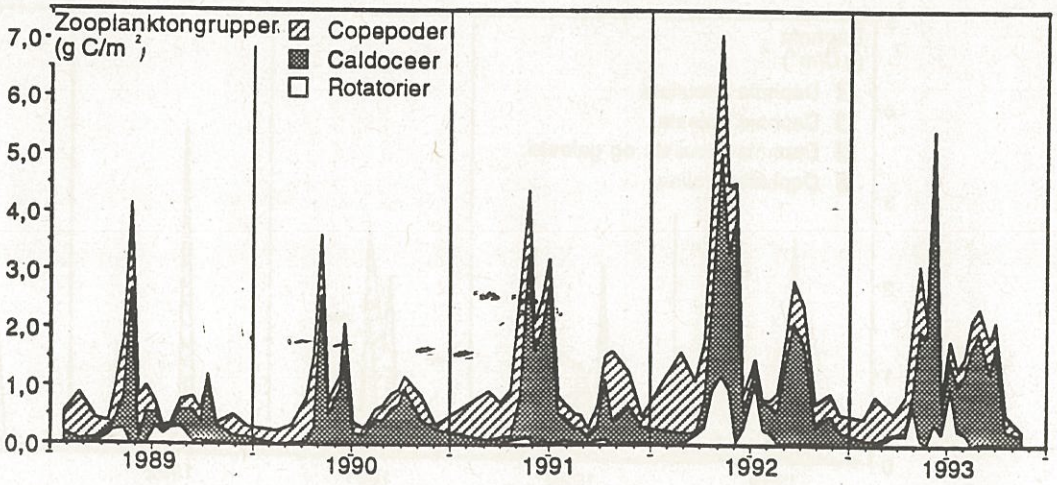
Zooplanktonets forekomst synes ikke, at have ændret sig væsentlig siden 1989. Men data fra 1993 kan muligvis indikere en udviklingstendens i positiv retning. Generelt dominerer copepoderne planktonet i vintermånederne, mens cladoceerne udgør den største del af zooplanktonbiomassen fra maj til oktober. Rotatorernes andel i den samlede biomasse er generelt minimal, men der ses kortvarige men store forekomster af *Asplanchna sp.* i 1989, 92 og 93. Dog var rotatorimaximum i juli 1989 ikke forårsaget af *Asplanchna sp.* men *Trichocerca sp.* (figur 27)

Biomasseniveauet i 1993 svarer til 1992 niveauet og herved adskiller disse år sig fra de tidligere, som havde en gennemsnitslig biomasse over året på knapt 1 g C/m^2. 1992 adskilte sig ved et tydeligt større forårs- og efterårsmaximum dels på grund af tilstedeværelsen af rotatorien *Asplanchna sp.* i foråret og dels på grund af en forøget cladoceer biomasse i efteråret. I april og juli 1993 dannede rotatorierne ligesom i 1992 store og kortvarige populationer af *Asplanchna sp.*, som derved bidrog med 30-50% af den samlede zooplanktonbiomasse. Generelt er *Asplanchna sp.* den vægtmæssigt mest betydende art blandt rotatorierne, og udgør op til 80% af den samlede rotatoriebiomasse. Blandt andre betydende arter er *Keratella quardrata* i april, som bidrog med 15%, *Polyartra spp.* i juni med 20% og *Filinia longiseta* i juli måned med 20%.

Cladoceer

Cladoceerene, som var den mest betydningsfulde zooplanktongruppe i Bryrup Langsø, dannede maximum i begyndelsen af juni med en kulstofbiomasse på 4,8 g C/m^2 svarende til 89% af den totale zooplanktonbiomasse (figur 28). Niveauet var ca. 25% større end året før og tydeliggjorde dermed tendensen til, at cladoceerbiomassen siden 1991 var steget jævnt.

Cladoceermaximaet aftog som følge af mangel på føde i slutningen af juni og begyndelse af juli. Mængden af spiselige alger var da < 0,04 mg C/l, hvilket betyder, at fødeoptagelsen ikke har været optimal, snarere begrænsende.



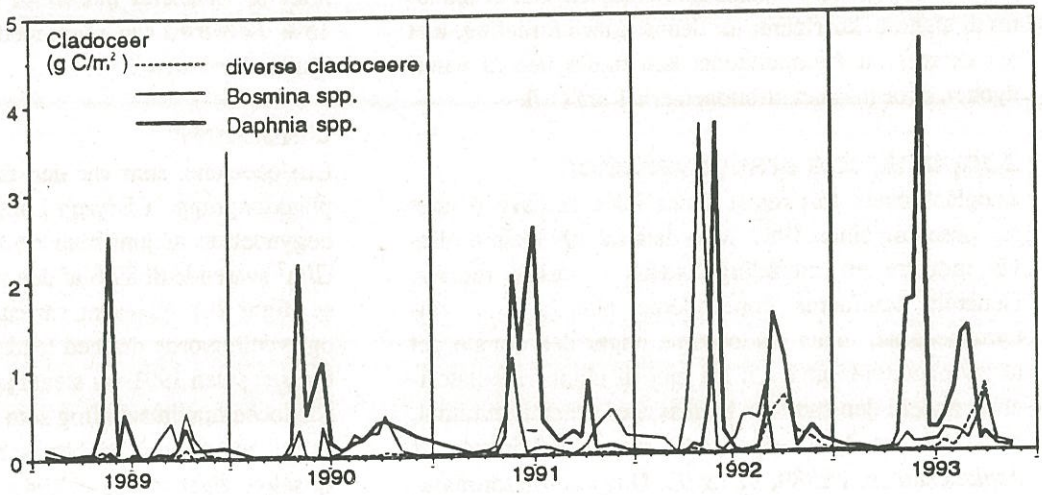
Figur 27

Zooplanktonbiomassen fordelt på grupper. Bryrup Langsø 1989-93.

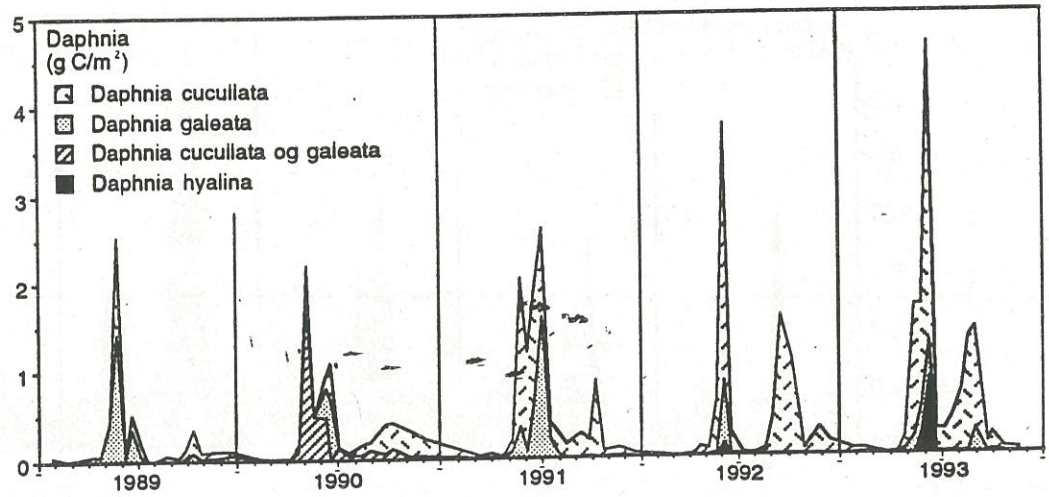
Fra slutningen af juli øgedes cladoceerbiomassen atter og dannede efterårsmaximum i august på 1,9 g C/m^2 og udgjorde dermed 78% af den samlede biomasse. Maximummet klingede af i oktober måned.

Dafnierne var den mest betydningsfulde gruppe af cladocerer og overordnet set også af zooplanktonet i Bryrup Langsø. Dafnien *Daphnia cucullata* har gennem alle de undersøgte år været dominerende (figur 29). Desuden forekom *Daphnia galeata* og siden 1992 også *Daphnia hyalina*. Det ser ud som om, den sidstnævnte art har haft gode betingelser.
Biomassen af *D. hyalina* var således 6 doblet fra 1992 til 1993, og udgør således knap 20% af dafniebiomassen. For snabeldafniernes vedkommende var 1992 og 93 også atypiske i forhold til de øvrige år. *Chydorus sp.* havde både i 92 og 93 maximum i sensommeren på henholdsvis 0,63 g C/m^2 og 0,76 g C/m^2, hvor arten de tidligere år blot har været til stede i planktonet. Det er almindeligt, at finde *Chydorus spp.* i søer som Bryrup Langsø med blågrønalgeforekomst om efteråret, hvor andre cladoceer hæmmes af algerne dels fysisk dels på grund af toxiske forhold. Blandt bosmina-arterne har *Bosmina longirostris* været den mest betydende art indtil juni 1993, hvorefter *Bosmina coregoni* var klart dominerende.

Om disse ændringer blandt clodoceerne indikerer en udvikling mod et mere klarvandet system lades være usagt. Men arter som *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* er hovedsageligt knyttet til lavvandede eutrofe søer. Disse arter har stadig en væsentlig dominans i Bryrup Langsø, men de seneste år har andre mindre forureningstolerante arter haft gode betingelser.



Figur 28
Cladoceerbiomassen fordelt på familier for de betydende cladoceer. Bryrup Langsø 1989-93.



Figur 29
Dafniebiomassen fordelt på arter. Kommentar til gruppen "*Daphnia cucullata* og *galeata*" se bilag. Bryrup Langsø 1993

Copepoder

Copepodernes bidrag til den samlede biomasse var størst fra januar til april og androg gennemsnitlig ca. 73% imod ca. 20% resten af året. Der var en generel tendens til, at de cyclopoide copepoder dominerede copepodsamfundet først på året, hvor de de fleste år dannede maximum i både februar og april (figur 30). De calanoide copepoders forårsmaximum faldt lidt senere (maj/juni) og aftog ligesom cladoceerne, når fødegrundlaget mindskedes. I efteråret 1993 var de to copepodgrupper ligeligt repræsenteret og udgjorde en biomasse på maksimalt 0,5 g C/m^2.

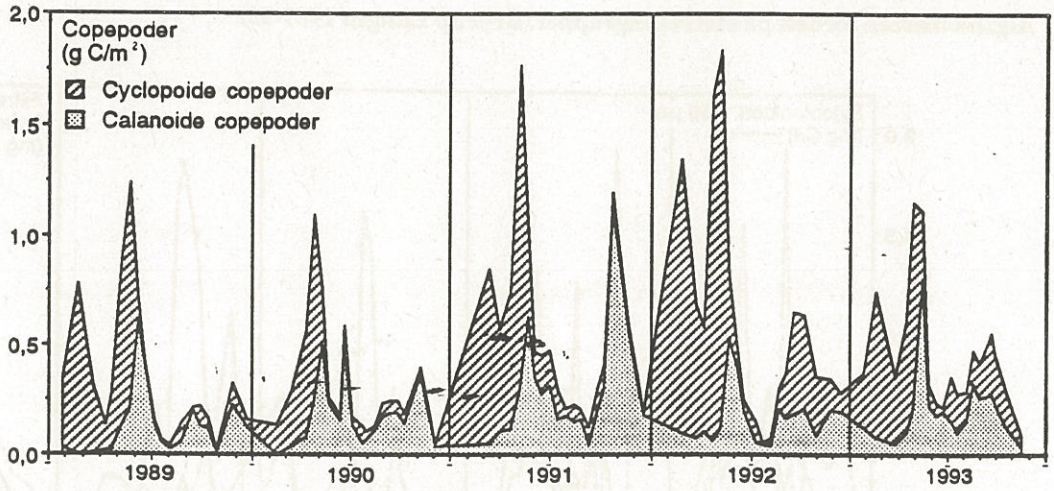
Det er ikke overraskende, at de cyclopoide copepoder, som primært findes i eutrofe systemer, har domineret copepodsamfundet i Bryrup Langsø.
De tilstedeværende arter var *Cyclops vicinus*, *Cyclop strenuus* og *Mesocyclops leuckarti*.
Forekomsten af cyclopoider copepoder var som nævnt størst fra januar til april. Biomassen af voksne individer har bortset fra 1992 været tilnærmelsesvis ens ca. 0,2 g C/m^2. 1992 adskilte sig ved en stor biomasse af *C. vicinus* i februar på 1,3 g C/m^2. For copepoditternes vedkommende har forekomsten i foråret været meget varierende fra 0,4 - 1,6 g C/m^2. Copepoditterne har ligesom de voksende udpræget været tilknyttet planktonet i den første del af året, men i efteråret 1992 og 93 havde de ligesom cladoceerne gode betingelser og dannede maxima.
De calanoide copepoders tilstedeværelse har været uforandret gennem de fem målte år. Arterne *Eudiapotomus graciloides* og *Eudiaptomus gracilis* var ligeligt repræsenteret og bidrog gennemsnitlig over året med ca. 0,2 g C/m^2.

Regulerende faktorer for zooplanktonets forekomst

Zooplanktons sammensætning og biomasse er dels betinget af tilgængeligheden af egnede fødeemner (alger og bakterier) og dels af mængden af prædatorer, som lever af zooplankton (fisk og carnivort zooplankton).

Generelt optager de filtrerende zooplanktonarter mest effektivt fødepartikler < 50 µm, men partikler < 20 µm må anses for det optimale. En forøget mængde af spiselige alger vil resultere i en forøget biomasse af zooplankton, men for at kunne vurdere, hvor meget zooplanktonet kan æde af den tilstedeværende algemængde, er det nødvendigt, at beregne zooplanktonets teoretiske fødeoptagelse. Den beregnede fødeoptagelse for de enkelte grupper er skønnet ud fra deres energibehov pr. dag under optimale forhold og antages, at være 200% for rotatorier, 100% for cladocerer og 50% for copepoder. Ved meget lave fødekoncentrationer, svarende til en algebiomasse mindre en 0,2 mg C/l, nedsætter dyrene fødeoptagelsen og da vil en korrektion af fødeoptagelsen være nødvendigt (jf. Hansen et. al.).

Det viser sig, at en del af de alger der i Bryrup Langsø er kategoriseret som alger < 50 µm jf. figur 31 alligevel kan græsses. Det gælder dels kiselalgen *Aulacoseira spp.*, der dominerede algesamfundet i vintermånderne og i slutningen af april, samt blågrønalgen *Microsystis spp.* som dominerede fra juli til oktober. Kiselalgen er cylinderformet og danner trådformede kolonier, men zooplanktonet kan udnytte kiselagerne som føde ved at æde dem fra enden. Blågrønalgen er også kolonidannende, og kan under rolige vejrforhold danne store geléagtige kolonier, som dels kan være toxiske og dels genere



Figur 30

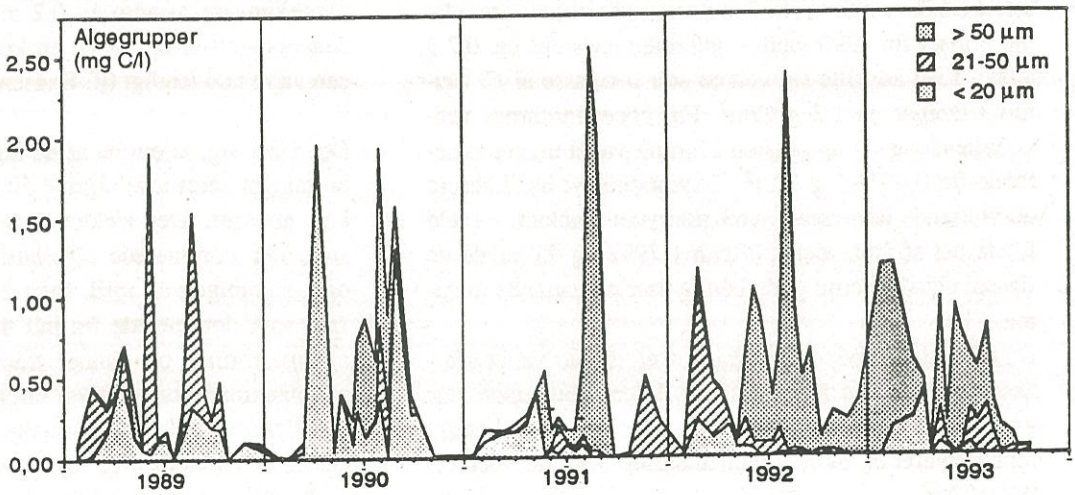
Copepod-biomassen fordelt på ordenniveau. Brurup Langsø 1989-93

zooplanktonets filtreringsorganer og dermed hæmme fødeoptagelsen hos de fleste filtratorer. Når *Microsystis spp.* forekommer i mindre kolonier med et lille celleantal pr. koloni i for eksempel en opvækst situation eller under turbulente vandforhold, kan *Daphnia spp.* udnytte algerne som fødegrundlag (R. De Bernardi et. al., 1981).

I figur 32 er algebiomassen <50 µm sammenstillet med de primære græsseres fødeoptagelse. Ved de primære græssere forståes det filtrerende zooplankton nemlig rotatorier, cladoceer og calanoide copepoder. Den generelle tendens var, at fødeoptagelsen steg som følge af en øget algebiomasse, og at zooplanktonet hurtigt blev i stand til at kontrollere algerne.

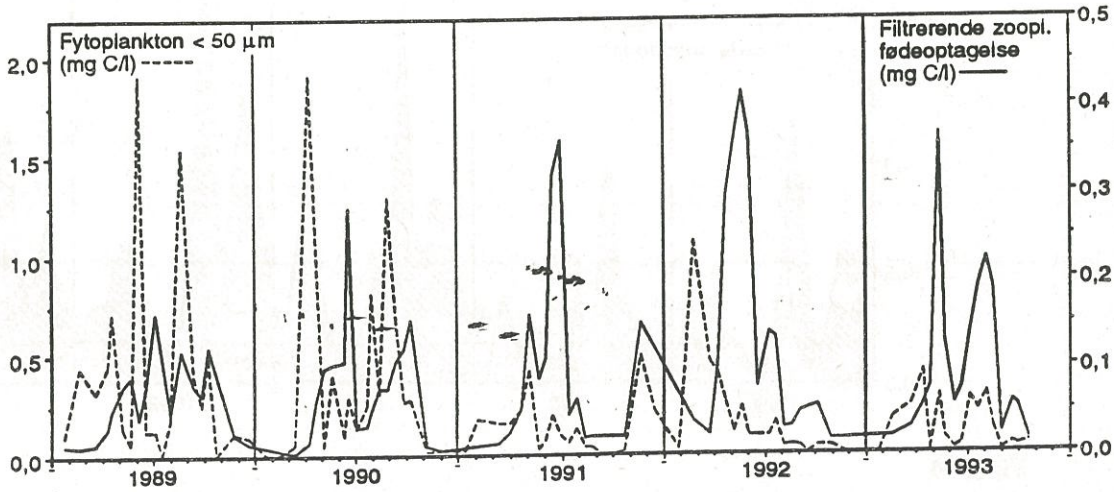
Selvom den store biomasse af kiselalger (*Aulacoseira spp.*) i februar til begyndelsen af april sandsynligvis kunne græsses af zooplanktonet, udnyttede zooplanktonet ikke algeopblomstringen. Dels fordi cladoceerne endnu ikke fandtes i planktonet på grund af den lave vandtemperatur og dels fordi algerne var for store til, at de øvrige filtratore, nemlig de calanoide copepoder kunne græsse dem. Sidstnævnte foretrækker fødeemner < 15 µm.

Derimod steg fødeoptagelsen i begyndelsen af april som følge af tilstedeværelsen af helt små alger < 10 µm (*Chryptophyceae spp.* og *Prymnesiophyceae spp.*) og disse alger gav cladocererne grundlag til at danne maxi-



Figur 31

Algebiomassen fordelt på størrelsesgrupper. Bryrup Langsø 1989-93.



Figur 32

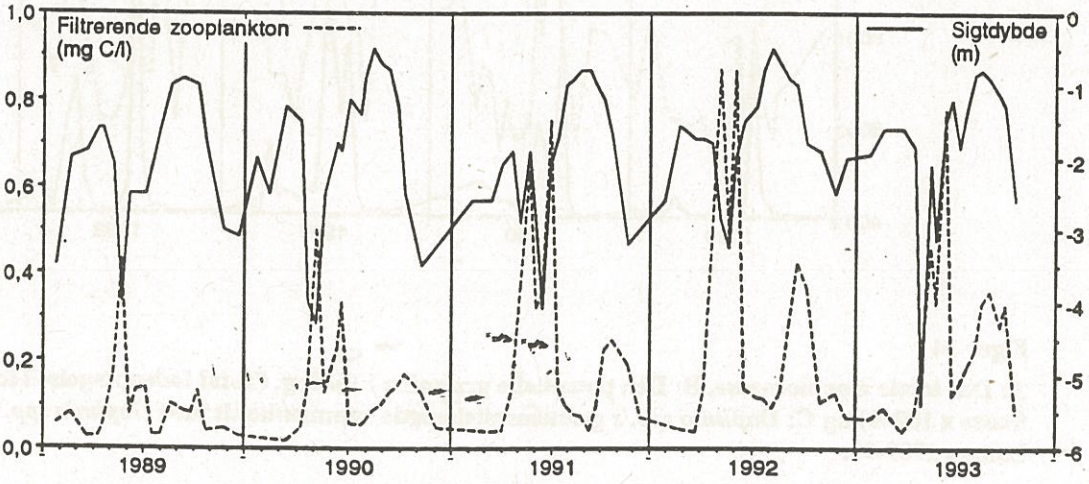
Algebiomassen < 50 µm i forhold til det filtrerende zooplanktons fødeoptagelse. Bryrup Langsø 1989-93.

mum i maj. Zooplanktonet blev hurtigt i stand til at begrænse algeopblomstringen, klarvandsfasen indtrådte jf. figur 33 og fødeoptagelsen faldt som resultat af, at algerne var nedgræsset. Endnu en algeopblomstring i maj af alger <50 µm blev nedgræsset og der sås atter en forbedring i sigtdybden. Samtidig forekom den pennate kiselalge *Asterienella formosa*. Det er sandsynligt, at zooplanktonet trods algekoloniernes størrelse har græsset på algen, men det er også tydeligt, at der ikke var tale om begrænsning af kiselalgen fra zooplanktonets side, men snarere på grund af siliciummangel (se s. 37). Forekomsten af blågrønalger (*Microsystis spp.*) indtrådte i juni, hvor der også forekom en tilvækst af alger <50 µm. Sammenhængende hermed steg fødeoptagelsen og toppede samtidigt med cladoceerne i august måned, men dette resulterede ikke i en forøgelse af sigtdybden. Forklaringen skal søges i tilstedeværelsen af blågrønalger.

Det ser ud til, at algesammensætningen i efteråret 1993 var anderledes end de to foregående år. I 1993 var der færre blågrønalger, men biomassemæssigt flere alger <50 µm. Favoriseringen af de mindre alger kan hænge sammen med dårligere vejrmæssige forhold.
En sådan forskydning vil give zooplanktonet bedre vilkår, dels fordi alger <50 µm er optimal føde og dels fordi blågrønalgerne måske ikke har været i stand til at danne store sammenhængende kolonier med højt celletal, som kunne forhindre zooplanktonet i at optage føde. Det var sandsynligvis årsagen til den store cladoceerbiomasse i sensommer og efterår i Bryrup Langsø i 1993.

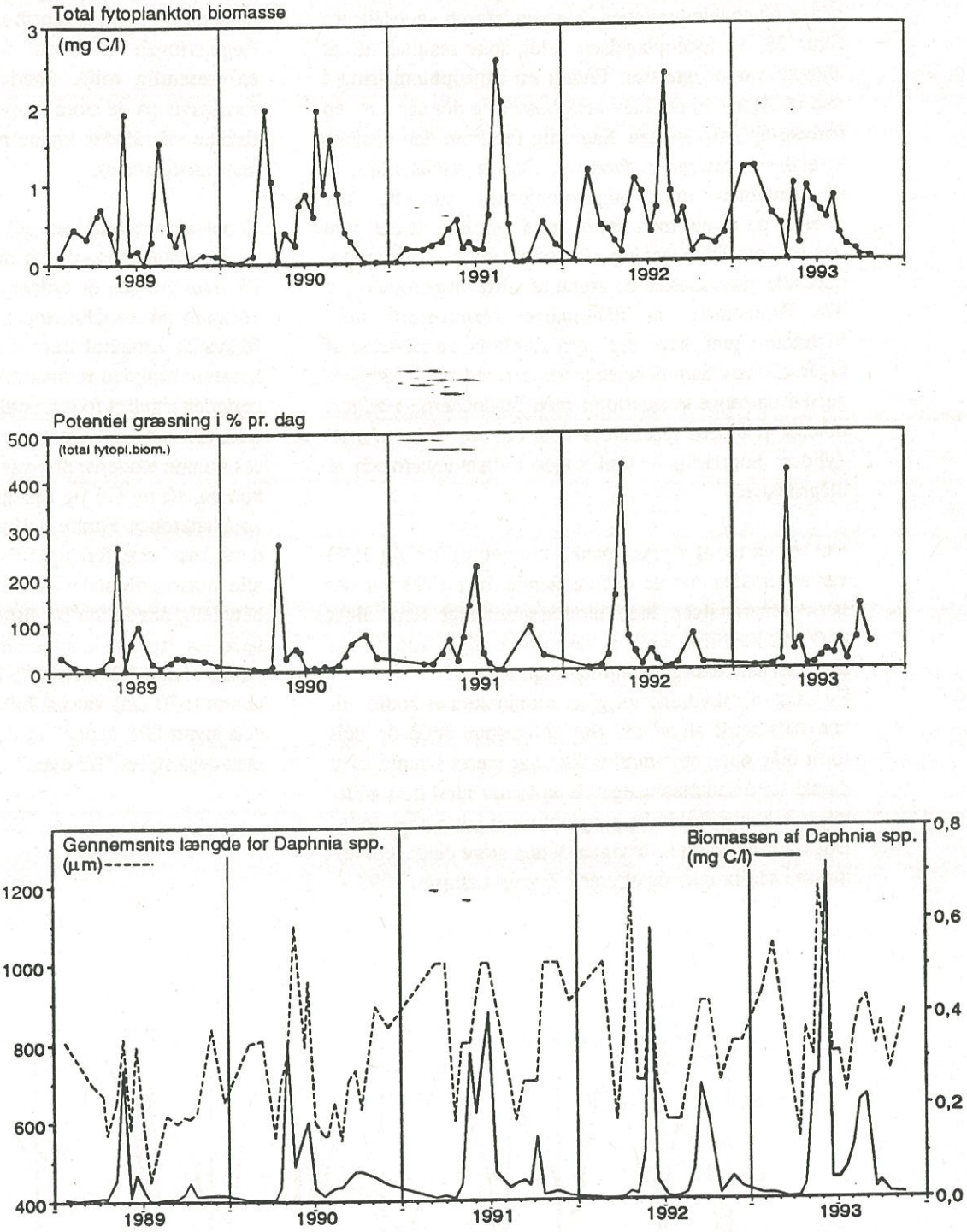
Det er ikke kun tilgængeligheden af alger der er bestemmende for zooplanktonets sammensætning og biomasse. Reguleringen "fra oven" fra de planktivore fisk spiller en væsentlig rolle. Prædation på zooplanktonet sker fortrinsvis på de store individer og et prædationstryk fra fiskene vil således kunne registreres som et fald i gennemsnitslængden.

Zooplanktonbiomassen vil desuden reduceres ligesom også græsningsprocenten aftager.
På figur 31 ses et tydeligt eksempel på fiskenes indvirkning på zooplanktonet. I sommermånederne 1992 forsvandt zooplanktonet stort set samtidig med at gennemsnitslængden reduceredes med over 50%. Der var i perioden rigeligt fødegrundlag til stede og der var derfor ikke tale om, at dyrene var fødebegrænset. I juni 1993 sås samme tendens; dog var biomassen af spiselige alger kun ca. 10 µg C/l og formodentlig ret begrænsende for zooplanktonet. Foråret i 1993 var koldere end i 1992 og dette kan have forringet fiskenes gydesucces, men om alle omstændigheder må man forvente at der var en betydelig prædation fra fiskene i Bryrup Langsø. Resultater fra fiskeundersøgelsen i 1992 viste at forholdet mellem antal "skidtfisk" (>10 cm) og antal "skidtfisk"+ aborre (>10 cm) var på 76%. Zooplanktonet var således dels styret "fra neden" af den tilgængelige algemængde men også styret "fra oven" af fiskene.



Figur 33

Biomassen af det filtrerende zooplankton (summen af rotatorier (+ *Asplanchra spp.*), cladoceer, calanoide copepoder og cyclopoide copepoder (+ adulte) i forhold til sigtdybden. Bryrup Langsø 1989-93.



Figur 34

A: Den totale algebiomasse, B: Den potentielle græsning i %/dag. (Total fødeoptagelse i forhold til total algebiomasse x 100%) og C: *Daphnia spp.'s* gennemsnitslængde sammenholdt med *Daphnia spp.'s* biomasse. Bryrup Langsø 1989-93.

Referenceliste

Bernardi R. De, Giussani and Elena Lasso Pedretti, 1981: The significance of blue-green algae as food for filterfeeding zooplankton: experimental studies on Daphnia spp. feal by Microcystis aruginosa.

DMU (1990a) : Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 130 pp. - Faglig rapport fra DMU nr. 5.

DMU (1990c) : Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 27 pp.

DMU (1991) : Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 pp. Faglig rapport nr. 38.

Edler, L., 1979: Recommendations for Marine Biological Studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and Chlorophyll. Baltic Marine Biologists. No. 5. Flössner D., 1972: Krebstiere, Crustacea, Kiemen - und Blattflüsser, Branchiepoda, Fishlänse, Branchiura, Die tierwelt Deutschlands. 60. Teil.

Flössner, D. 1972: Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattflüsser, Branchiepoda, Fishlänse, Branchiura, Die tierwilt Deutschlands. 60. Teil.

Hansen & Wegner (1989): Fisk i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk Rapport til Miljøkontoret, Århus Amtskommune

Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen (1992): Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990.

Huber-Pestalozzi & G. Stuttgart,1938-83: Das Phytoplankton des Süsswassers. - I: Thienemanns Binnengewasser.

Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard. A.M. Hansen og J.P. Jensen (1991): Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8: 394-398.

Kiefer, F. 1978: Das zooplankton der Binnengewasser. Die Binnengewasse 2. Teil.

Komàrek, J., 1988: Taxonomic review of natural populations of the cyanophytes from the Gomphosphaeria-complex. Arch. Hydrobiol. Suppl. 80, 1-4 (Algological Studies 50-53), 203-225.

Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen (1990b): Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4.5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen: 120 sider.

Kristensen et al. (1991): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 sider + bilag. Faglig rapport nr. 38.

Lind, E.M.. & A.J. Brook, 1980: Desmids of the English Lake District. Freskwater Biological Association, No. 42.

Olrik, K., 1991: Miljøprojekt nr. 187. Planteplankton - metoder - Udarbejdet for Miljøstyrelsen. Miljøbiologisk Laboratorium ApS.

Olrik, Kl, 1993: Planteplankton-økologi. Miljøprojekt nr. 243. Miljøstyrelsen.

Margaritora, F.G. 1985: Fauna D'Italia, Cladocera.

Nygaard, G., 1976: Dansk planteplankton. København.

Pollingher, U., 1987: Ecology of dinoflagellates: Freshwater ecosystems in The Biology of dinoflagellates. Ed. F.J.R. Taylor. Blackwell seientific Publications.

Pontin, R.M., 1978: A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association.

Prescott, G.W., 1976: Algae. Michigan.

Reynolds C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton.

Skuja, H., 1956: Taxonomische un biologische Studien über das Phytoplankton Schwedische Binnengewässer. Uppsala.

Tikkanen, Toini, 1986: Kasviplanktonopas. Helsinki.

Uthermöhl, H., 1958: Zur Vervolkomnung der quantitativen Phytoplankton Metodik. Mitt. Int. Ver. Limnol., 9: 1-38.

Wiggers, L. & E. Moldt, 1994: En fosfor-PE er ikke, hvad den har været. Vand & Jord, 1. årg. nr. 2.

Århus Amt (1979): Bryrup Søerne 1978. Teknisk rapport., Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989a): Bryrup Søerne 1987. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1992): Bryrup Langsø 1991. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1993): Bryrup Langsø 1992. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1989b): Fisk i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt, (1990a): Smådyr i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1990b): Recipientkvalitetsplan, 1990. Bind I - Vandløb, søer og kystvande. Krav til spildevandsrensning, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1990c): Bryrup Langsø 1989. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1991): Bryrup Langsø 1990. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt (1992): Bryrup Langsø 1991. Data rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.

Århus Amt, 1990: Stoftransport og -koncentrationer i vandløb frem til 1990, Århus Amt.

Bilag

Metode til beregning af vand - og stofbalance

Bilag 1

Vandbalancen opstilles ud fra følgende størrelser :

		GRUNDDATA
N :	nedbør	(månedsværdier, mm)
E_a :	fordampning	(månedsværdier, mm)
Q_p :	direkte tilførsel	(månedsværdier, l/s)
Q_t :	sum af målte tilløb	(månedsværdier, l/s)
Q_a :	afløb	(månedsværdier, l/s)
Q_u :	umålt opland (beregnes udfra vægtning af tilløb)	(månedsværdier, l/s)
Q_s :	vandstandsvariationer (magasinering)	(diskrete værdier, m)
Q_g :	udveksling med grundvand	(månedsværdier, mm)
A	søareal	(konstant, m^2)

Ligning : $Q_g = - A (N-E_a) - Q_p - Q_t + Q_a - Q_u + Q_s$

hvor Q_u = sum af ($Q_i(v_i - 1)$), for i = 1 til antal tilløb (v_i er vægte < > 1,0)

Q_s = produktet af lineært interpoleret ændring i vandstand mellem månedsslut/-månedsstart og søareal.

Stofbalance opstilles ud fra :

P_a :	atmosfærisk deposition	(konstant, kg/ha/år)
T_t :	sum af målte transporter i tilløb	(månedsværdier, kg)
T_a :	transport i afløb	(månedsværdier, kg)
T_p :	direkte stofudledning fra punktkilder	(månedsværdier, kg)
$T_ø$:	direkte udledning fra øvrige kilder	(månedsværdier, kg)
T_u :	stoftilførsel fra umålt opland (vægtede)	(månedsværdier, kg)
T_g :	stofudveksling med grundvand (+/-)	(månedsværdier, kg)
S :	ændret stofindhold i søen (søkonc., volumen)	(diskrete værdier, µg/l-m^3)
T_i :	intern belastning	(månedsværdier, kg)
C :	søkoncentration	(diskrete værdier, µg/l)
V :	søvolumen	(diskrete værdier, m^3)
g_+ :	koncentration af tilført grundvand	(konstant, µg/l)
g_- :	koncentration af udsivet grundvand	(konstant, µg/l)

Ligning : $T_i = - P_a A - T_t + T_a - T_p - T_ø - T_u - T_g + S$

hvor T_u = sum af ($T_t(v_i - 1)$), for i = 1 til antal tilløb (med vægte < > 1,0)

$T_g = g_+Q_g$ for $q_g > 0$ (måneder med tilstrømning) og
$T_g = g_-Q_g$ for $Q_g < 0$ (måneder med udsivning).

$S = C_{n+1}V_{n+1} - C_nV_n$ (interpolerede værdier ved månedsskifter)

(søvolumener er beregnet ud fra diskrete vandstande og søareal)

Stofbalancer

Bilag 2

Stofbalance

Total P

Måned	Punktkilder		Andre kilder		Atm. deposition		Umålt opland		Tilløb	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	0	0	5	0,42	0,65	0,06	0	0	181,14	15,38
Feb	0	0	4	0,38	0,58	0,05	0	0	61,07	5,74
Mar	0	0	3	0,25	0,65	0,06	0	0	35,67	3,03
Apr	0	0	3	0,26	0,62	0,05	0	0	20,46	1,79
Maj	0	0	1	0,08	0,65	0,06	0	0	18,08	1,53
Jun	0	0	1	0,09	0,62	0,05	0	0	19,22	1,69
Jul	0	0	1	0,08	0,65	0,06	0	0	20,02	1,70
Aug	0	0	3	0,25	0,65	0,06	0	0	48,29	4,10
Sep	0	0	3	0,26	0,62	0,05	0	0	72,51	6,36
Okt	0	0	6	0,51	0,65	0,06	0	0	133,11	11,30
Nov	0	0	4	0,35	0,62	0,05	0	0	54,68	4,80
Dec	0	0	5	0,42	0,65	0,06	0	0	142,2	12,07
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	0	0	39	0,10	7,6	0,02	0	0	806,45	2,12
Sommer	0	0	9	0,02	3,19	0,01	0	0	178,11	0,47

Måned	Fraløb		Grundvand		Magasin		Samlet tilførsel		Intern belastning	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	86,48	7,34	-3,78	-0,32	-3,88	-0,33	183,01	15,54	-100,4	-8,52
Feb	63,01	5,92	-0,7	-0,07	-27,62	-2,60	64,95	6,10	-29,56	-2,78
Mar	22,38	1,90	0,85	0,07	-38,29	-3,25	40,17	3,41	-56,09	-4,76
Apr	21,22	1,86	0,61	0,05	2,06	0,18	24,69	2,17	-1,41	-0,12
Maj	19,25	1,63	3,51	0,30	-52,13	-4,43	23,23	1,97	-56,11	-4,76
Jun	11,23	0,99	2,67	0,23	51,47	4,51	23,51	2,06	39,2	3,44
Jul	17,88	1,52	3,22	0,27	23,41	1,99	24,88	2,11	16,41	1,39
Aug	65,04	5,52	4,65	0,39	107,91	9,16	56,59	4,80	116,37	9,88
Sep	128,23	11,25	9,34	0,82	30,55	2,68	85,48	7,50	73,3	6,43
Okt	179,59	15,25	0,93	0,08	-41,95	-3,56	140,69	11,94	-3,06	-0,26
Nov	64,61	5,67	0,16	0,01	-38,7	-3,39	59,46	5,22	-33,55	-2,94
Dec	143,84	12,21	6,75	0,57	-1,96	-0,17	154,6	13,12	-12,72	-1,08
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	822,76	2,17	28,22	0,07	10,87	0,03	881,27	2,32	-47,64	-0,13
Sommer	241,63	0,64	23,38	0,06	161,21	0,42	213,68	0,56	189,16	0,50

Samlet tilførsel er incl, bidrag fra grundvand

Retention 6,64%
0,15 g/m*2 søoverfl./år
0,06 ton/år

Stofbalance

Total N

Måned	Punktkilder		Andre kilder		Atm. deposition		Umålt opland		Tilløb	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	0	0	415	35,23	64,55	5,48	0	0	9479,3	804,69
Feb	0	0	310	29,14	58,3	5,48	0	0	5461,99	513,34
Mar	0	0	250	21,22	64,55	5,48	0	0	3930,52	333,66
Apr	0	0	200	17,54	62,47	5,48	0	0	2720,12	238,61
Maj	0	0	80	6,79	64,55	5,48	0	0	1808,48	153,52
Jun	0	0	80	7,02	62,47	5,48	0	0	1288,82	113,05
Jul	0	0	80	6,79	64,55	5,48	0	0	1595,2	135,42
Aug	0	0	250	21,22	64,55	5,48	0	0	2220,8	188,52
Sep	0	0	360	31,58	62,47	5,48	0	0	4080,76	357,96
Okt	0	0	520	44,14	64,55	5,48	0	0	8822,49	748,94
Nov	0	0	310	27,19	62,47	5,48	0	0	3982,32	349,33
Dec	0	0	460	39,05	64,55	5,48	0	0	8628,13	732,44
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	0	0	3315	8,72	760	2,00	0	0	54018,93	142,16
Sommer	0	0	850	2,24	318,58	0,84	0	0	10994,06	28,93

Måned	Fraløb		Grundvand		Magasin		Samlet tilførsel		Intern belastning	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	5947,9	504,92	-0,26	-0,02	250	21,22	9958,59	845,38	-3760,69	-319,24
Feb	4622,2	434,42	-0,05	0,00	-490	-46,05	5830,24	547,95	-1698,04	-159,59
Mar	3287,3	279,06	68,26	5,79	-1810	-153,65	4313,32	366,16	-2836,02	-240,75
Apr	2199	192,89	48,55	4,26	-1870	-164,04	3031,13	265,89	-2702,13	-237,03
Maj	1463,2	124,21	280,6	23,82	-2470	-209,68	2233,63	189,61	-3240,43	-275,08
Jun	719,03	63,07	213,24	18,71	-2520	-221,05	1644,52	144,26	-3445,49	-302,24
Jul	420,88	35,73	257,45	21,85	-1570	-133,28	1997,2	169,54	-3146,32	-267,09
Aug	663,35	56,31	371,84	31,57	440	37,35	2907,19	246,79	-1803,84	-153,13
Sep	1754,6	153,91	747,4	65,56	2900	254,39	5250,62	460,58	-596,02	-52,28
Okt	4663,1	395,85	74,7	6,34	2420	205,43	9481,74	804,90	-2398,64	-203,62
Nov	2606,4	228,63	13,06	1,15	780	68,42	4367,84	383,14	-981,44	-86,09
Dec	6734,2	571,66	540,2	45,86	530	44,99	9692,88	822,83	-2428,68	-206,17
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	35081,16	92,32	2614,99	6,88	-3410	-8,97	60708,92	159,76	-29037,8	-76,42
Sommer	5021,06	13,21	1870,53	4,92	-3220	-8,47	14033,17	36,93	-12232,1	-32,19

Samlet tilførsel er incl. bidrag fra grundvand

Retention 42,21%
67,44 g/m*2 søoverfl./år
25,63 ton/år

Stofbalance

Jern

Måned	Punktkilder		Andre kilder		Atm. deposition		Umålt opland		Tilløb	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	0	0	21	1,78	0	0	0	0	331,73	28,16
Feb	0	0	15	1,41	0	0	0	0	57,7	5,42
Mar	0	0	13	1,10	0	0	0	0	66,85	5,67
Apr	0	0	10	0,88	0	0	0	0	34,59	3,03
Maj	0	0	4	0,34	0	0	0	0	22,72	1,93
Jun	0	0	4	0,35	0	0	0	0	17,89	1,57
Jul	0	0	4	0,34	0	0	0	0	21,95	1,86
Aug	0	0	13	1,10	0	0	0	0	113,39	9,63
Sep	0	0	18	1,58	0	0	0	0	108,58	9,52
Okt	0	0	26	2,21	0	0	0	0	147,54	12,52
Nov	0	0	15	1,32	0	0	0	0	100,47	8,81
Dec	0	0	23	1,95	0	0	0	0	449,53	38,16
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	0	0	166	0,44	0	0	0	0	1472,95	3,88
Sommer	0	0	43	0,11	0	0	0	0	284,53	0,75

Måned	Fraløb		Grundvand		Magasin		Samlet tilførsel		Intern belastning	
	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d	kg	mg/m*2/d
Jan	121,32	10,30	-0,01	0,00	250	21,22	352,72	29,94	18,6	1,58
Feb	172,75	16,24	0	0,00	310	29,14	72,7	6,83	410,05	38,54
Mar	59,08	5,02	17,06	1,45	-650	-55,18	96,91	8,23	-687,83	-58,39
Apr	31,05	2,72	12,14	1,06	-130	-11,40	56,73	4,98	-155,68	-13,66
Maj	16,7	1,42	70,15	5,96	30	2,55	96,87	8,22	-50,17	-4,26
Jun	20,53	1,80	53,31	4,68	120	10,53	75,2	6,60	65,33	5,73
Jul	22,56	1,92	64,36	5,46	-80	-6,79	90,31	7,67	-147,75	-12,54
Aug	101,08	8,58	92,96	7,89	320	27,16	219,35	18,62	201,73	17,12
Sep	255,45	22,41	186,85	16,39	100	8,77	313,43	27,49	42,02	3,69
Okt	332,16	28,20	18,68	1,59	-200	-16,98	192,22	16,32	-60,06	-5,10
Nov	89,92	7,89	3,26	0,29	-120	-10,53	118,74	10,42	-148,82	-13,05
Dec	183,6	15,59	135,05	11,46	0	0,00	607,58	51,58	-423,98	-35,99
	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år	kg	g/m*2/år
År	1406,2	3,70	653,82	1,72	-40	-0,11	2292,76	6,03	-926,56	-2,44
Sommer	416,32	1,10	467,63	1,23	490	1,29	795,16	2,09	111,16	0,29

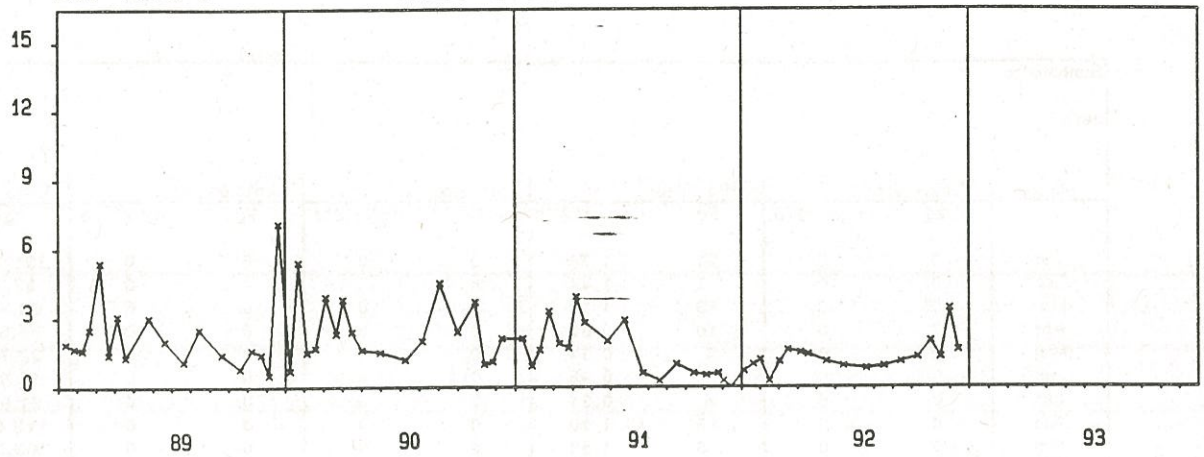
Samlet tilførsel er incl. bidrag fra grundvand

Retention 38,67%
2,33 g/m*2 søoverfl./år
0,89 ton/år

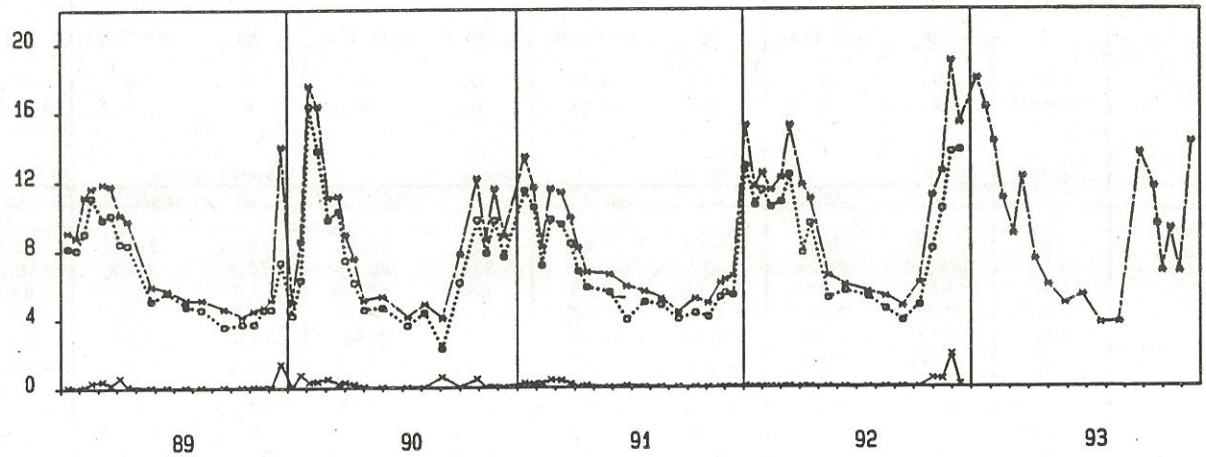
Årstidsvariation af kemiske variable i tilløbene

Bilag 3

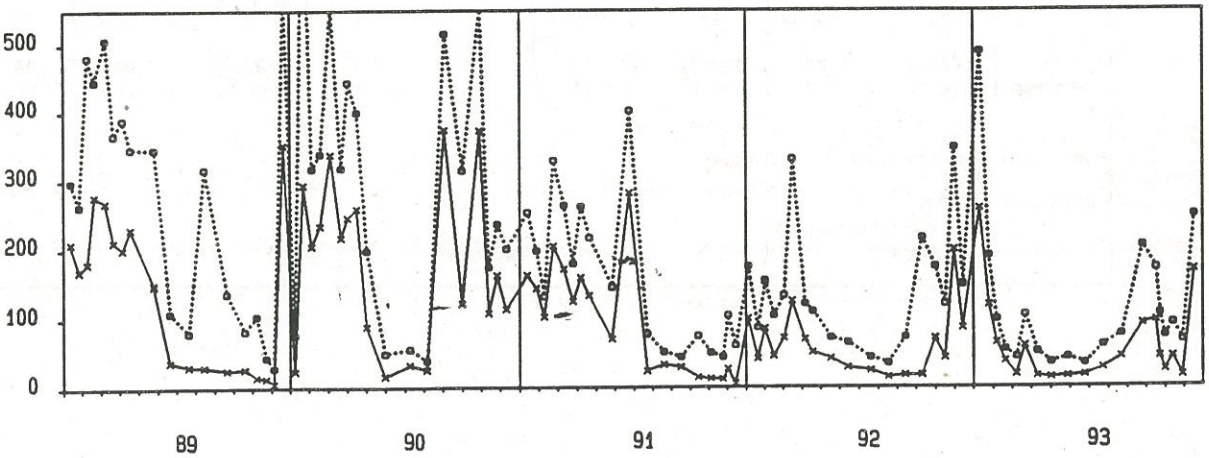
KRINGEL BÆK (75 M OPSTRØMS KARLSØ)
ST: 90274 1989 - 1993



BI5 (mg/l)x——

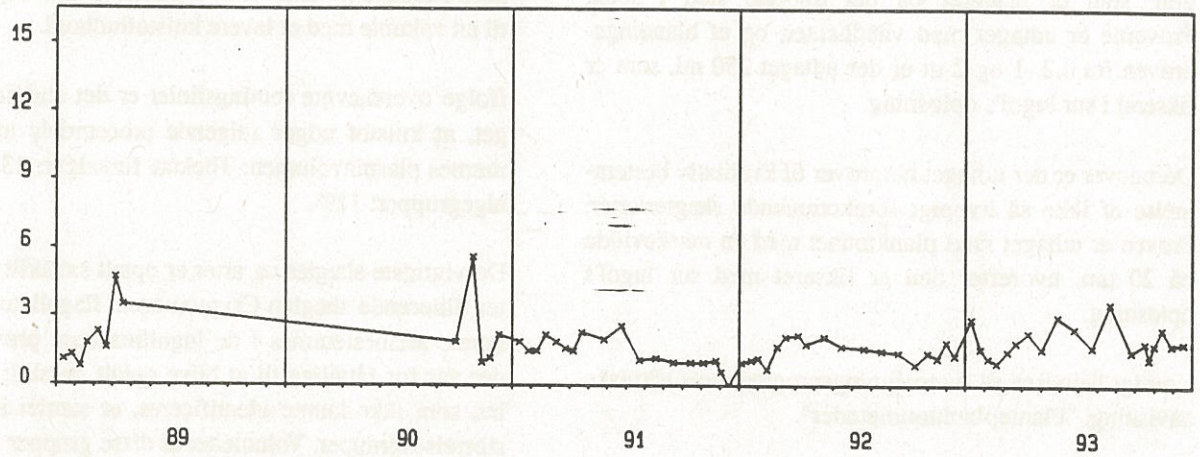


NH3-N f. (mg/l)x—— NO2+3-N f. (mg/l)o..... Total-N (mg/l)x——

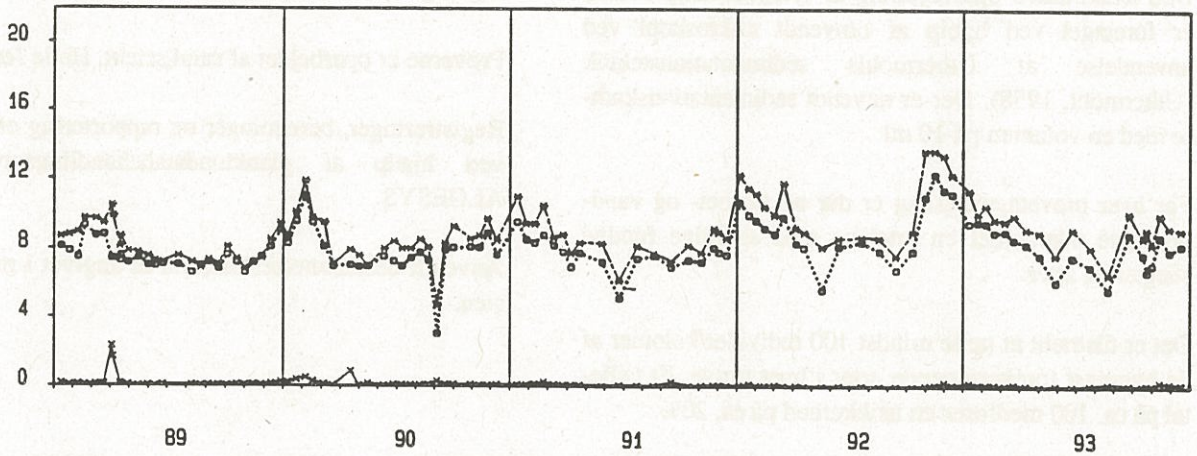


Ortho.-P f (yg/l)x—— Total-P (yg/l)o.....

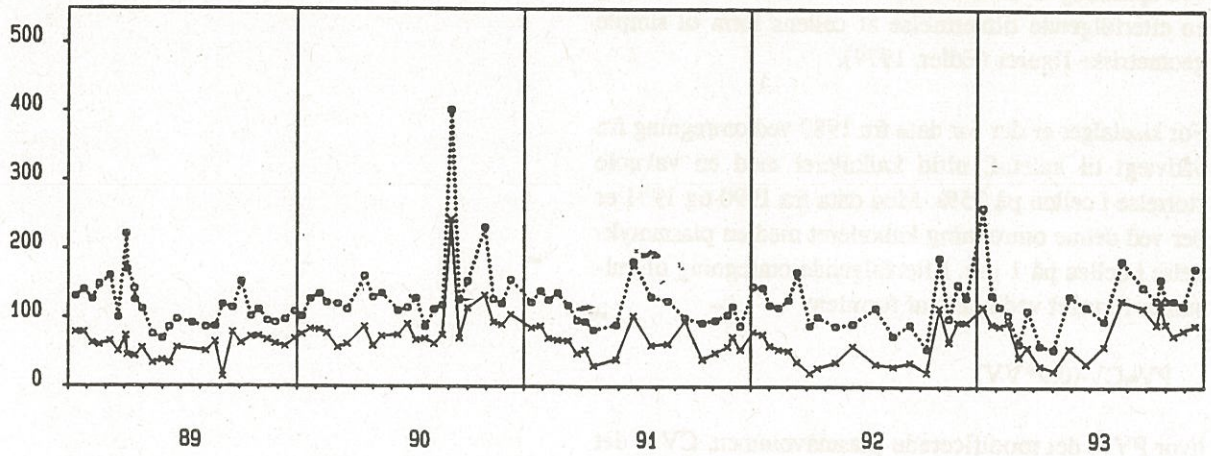
NIMDRUP BÆK (VEST FOR KARLSØ, 100 M OPSTRØMS BR. LANGSØ)
ST: 90275 1989 - 1993



BI5 (mg/l)x——



NH3-N f. (mg/l)x—— NO2+3-N f. (mg/l)θ..... Total-N (mg/l)x——



Ortho.-P f (yg/l)x—— Total-P (yg/l)θ.....

Fytoplankton, metodik

Bilag 4

Prøvetagning
De kvantitative fytoplanktonprøver er udtaget på en station, som er placeret på det dybeste sted i søen. Prøverne er udtaget med vandhenter, og af blandingsprøven fra 0,2, 1 og 2 m er der udtaget 250 ml, som er fikseret i sur lugol's opløsning.

Derudover er der udtaget netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Prøven er udtaget med planktonnet med en maskevidde på 20 µm, hvorefter den er fikseret med sur lugol's opløsning.

I øvrigt henvises til overvågningsprogrammets tekniske anvisning: "Planteplanktonmetoder".

Bearbejdning af prøver
Den kvantitative oparbejdning af fytoplanktonprøverne er foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi ved anvendelse af Uthermöhls sedimentationsteknik (Uthermöhl, 1958). Der er anvendt sedimentationskamre med en volumen på 10 ml.

For hver prøvetagningsdag er der ud fra net- og vandprøverne udarbejdet en artsliste med samtlige fundne slægter og arter.

Det er tilstræbt at tælle mindst 100 individer/kolonier af de hyppigst forekommende arter i hver prøve. Et tælletal på ca. 100 medfører en usikkerhed på ca. 20%.

Volumen af de kvantitativt dominerende arter er bestemt ved opmåling af de lineære dimensioner af 10 celler og en efterfølgende tilnærmelse af cellens form til simple geometriske figurer (Edler, 1979).

For kiselalger er der for data fra 1989 ved omregning fra vådvægt til kulstof, altid kalkuleret med en vakuole størrelse i cellen på 75%. Med data fra 1990 og 1991 er der ved denne omregning kalkuleret med en plasmatykkelse i cellen på 1 µm. Efterfølgende omregning til kulstof er fortaget ved hjælp af formlen:

$$PV=CV-(0,9*VV)$$

hvor PV = det modificerede plasmavolumen, CV = det totale cellevolumen og VV = vakuolens volumen.

Med data fra 1992 og frem er beregningen af kulstofindhold i kiselalger ændret til ikke længere at tage hensyn til en vakuole med et lavere kulstofindhold.

Ifølge ovennævnte retningslinier er det endvidere antaget, at kulstof udgør følgende procentdele af organismernes plasmavolumen: Thekate furealger: 13%, øvrige algegrupper: 11%.

De vigtigste slægter og arter er optalt særskilt. Flagellater tilhørende slægten Cryptomonas, flagellater der ikke kunne artsbestemmes i de lugolfikserede prøver, celler der var for fåtallige til at blive optalt særskilt samt celler, som ikke kunne identificeres, er samlet i passende størrelsesgrupper. Volumenet af disse grupper er således påført en større usikkerhed end de øvrige volumenberegninger.

Prøverne er oparbejdet af cand.scient. Helle Jensen.

Registreringer, beregninger og rapportering er foretaget ved hjælp af planktondatabehandlingsprogrammet ALGESYS.

Anvendt bestemmelseslitteratur er angivet i referencelisten.

Zooplankton, metodik

Bilag 5

Prøvetagning
Prøverne er indsamlet med 5 liter hjerteklap vandhenter med KC-maskiners ekstra sikring af klapperne. På hver af de tre stationer er der taget prøver i 0,5+2+4+6 m. Fra hver blandingsprøve er der udtaget hhv. 2 liter til filtrering gennem 90 µm net og 0,5 liter til sedimentation. Alle tre stationer er endeligt puljet således, at den filtrerede prøve indeholder 6 liter og den sedimenterede prøve 1,5 liter. Begge prøver er koncerveret med sur Lugol's opløsning og opbevaret i mørke flasker. Det bør bemærkes, at de sedimenterede prøver fra første halvdel af 1990 mangler. 1989 prøvetagningen afveg fra ovennævnte procedure ved at zooplanktonprøverne blev indsamlet på vandkemistationen (dybde 8,5 meter), fra dybderne 0,2+4+8 meter.

Bearbejdning
Bestemmelse og optælling er foretaget af Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret/Karen Schacht.

Optælling og i de fleste tilfælde også bestemmelse er foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi. Bestemmelse af krebsdyr har desuden krævet anvendelse af retvendt mikroskopi.

Optæling af den filtrerede prøve er foretaget på følgende måde:

Cladoceer:
Cladoceerne er optalt på artsniveau. Det bør bemærkes, at unge/mindre individer af Daphnia cucullata og D. galeata i 1990 er puljet. I perioder, hvor kun den ene af arterne forekommer, er det derfor kun denne art, der optræder i den puljede gruppe.

Bestemmelse er foretaget efter Fauna D'italia (1985) og Krebstiere, Crustacea, iemen - und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischlänse, Branchiura, Die tierwelt Deutschlands. 60. Teil.

Copepoder:
For nauplier, copepoditer og voksne hanner er der kun skelnet mellem calanoide og cyclopoide, mens de voksne hunner for begge grupper er bestemt til artsniveau.

Copepoderne er bestemt efter Kiefer (1978).

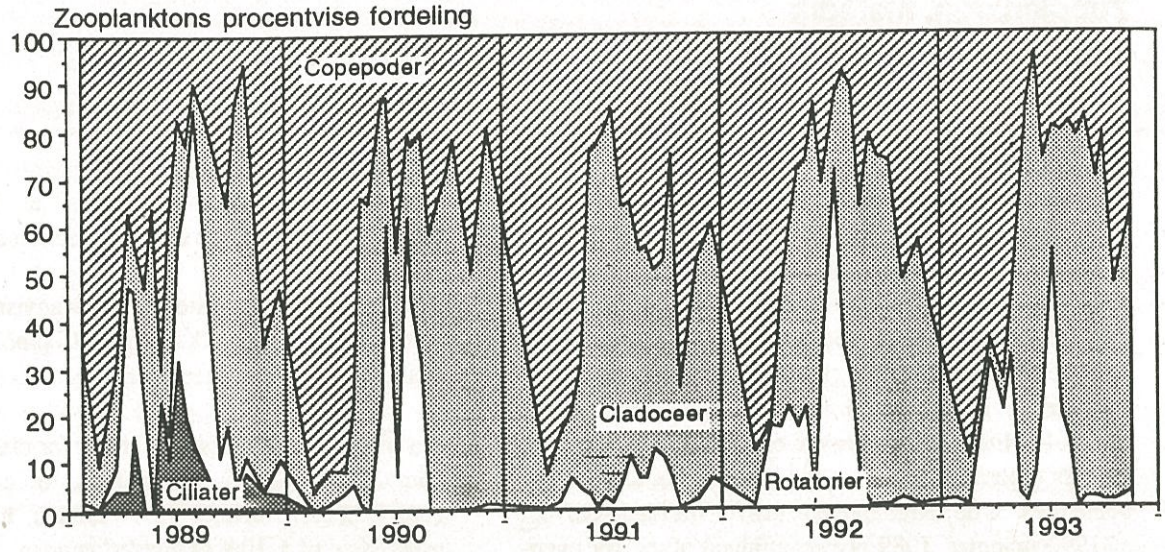
Biomasseberegning
Biomassen af de enkelte arter er beregnet efter længde/vægt relationer ifølge Bottrell et al. (1976).

Individlængden er bestemt ifølge anvisning fra DMU. Der skal gøres opmærksom på, at opmålingerne i 1989 adskiller sig herfra, specielt med hensyn til dafnierne.

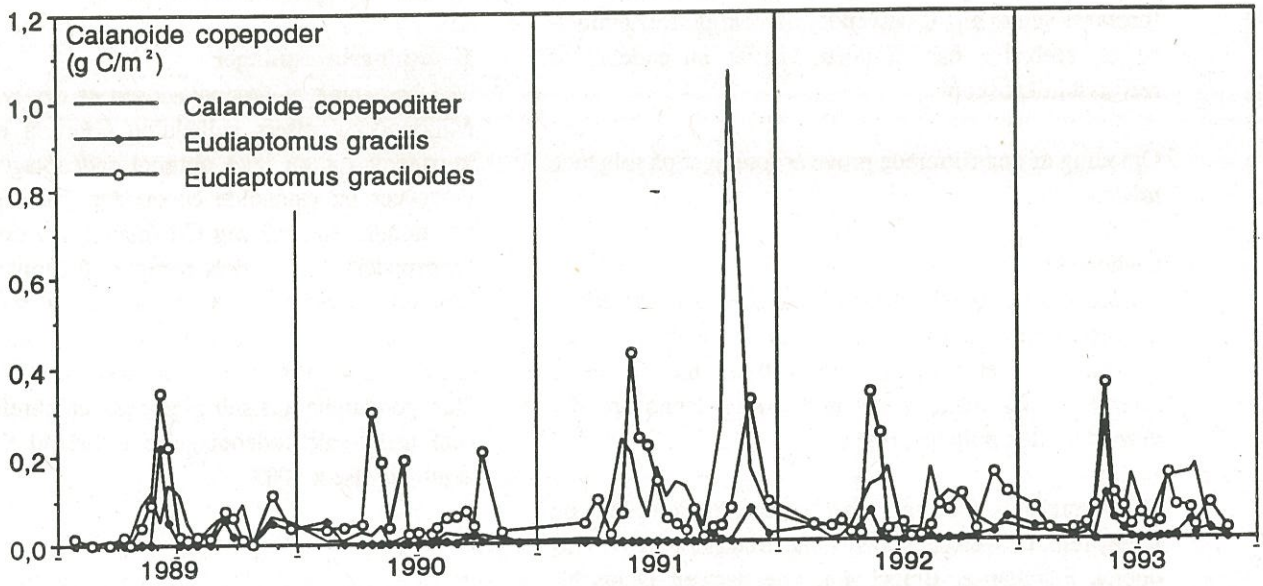
Fra hver prøvetagningsdato er der for cladoceernes vedkommende målt 25 individer og for copepoderne 25 copepoditer, 10 hanner og 10 hunner, hvilket giver en usikkerhed på ± 10% af middellængden.
Bottrell et al. (1976) angiver biomassen for længde/vægt relationerne for zooplankton i tørvægt. Ved omregning fra tørvægt til vådvægt antages en tørvægt på 13% af vådvægt (med undtagelse af Asplanchna, hvor tørvægten er 4% af vådvægten). Det antages endvidere, at kulstof udgør 37% af tørvægten.

Biomassen beregnes ud fra de individuelle biomasseværdier og populationens størrelse.

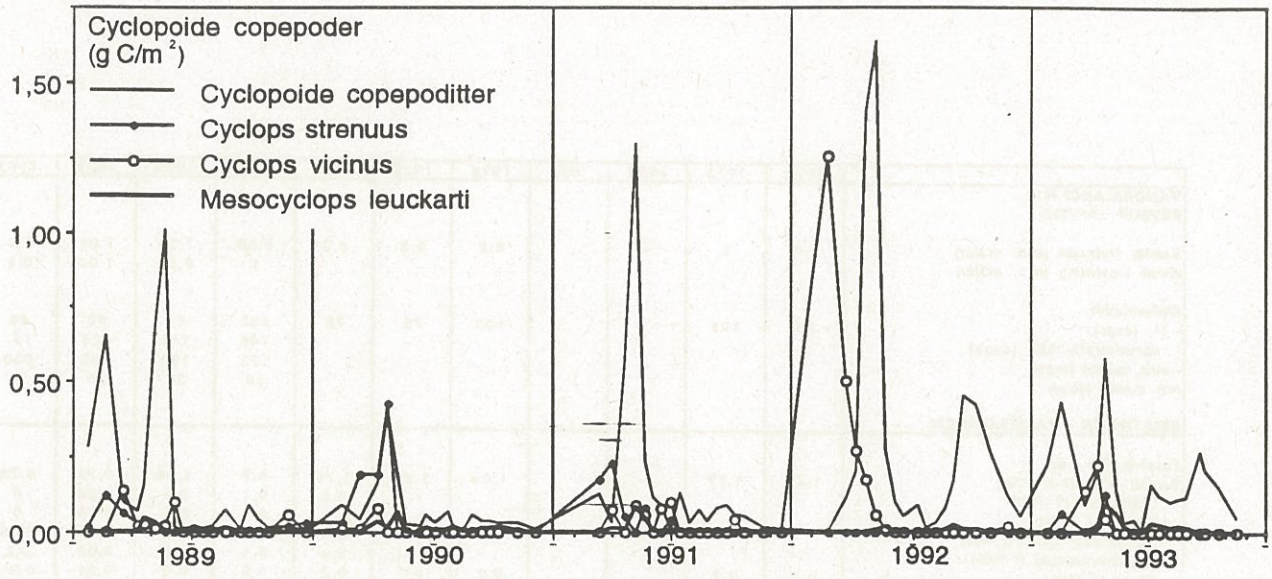
Græsningsberegninger
Ved beregning af fødeoptagelsen er der jvf. Danmarks Miljøundersøgelsers vejledning (Hansen et al., 1992) korrigeret for en ikke optimal fødeoptagelse for hhv. cladoceer og calanoide copepoder, når algebiomassen var mindre end 0,2 mg C/l (cladoceer) og 0,1 mg C/l (copepoder). Der er dels beregnet fødeoptagelse for de primære græssere, som er cladoceer og calanoide copepoder og dels total fødeoptagelse, som rummer rotatoriernes, cladoceernes og copepodernes fødeoptagelse. Den potentielle græsningsprocent er herefter beregnet som den totale fødeoptagelse i forhold til den totale algebiomasse x 100%.



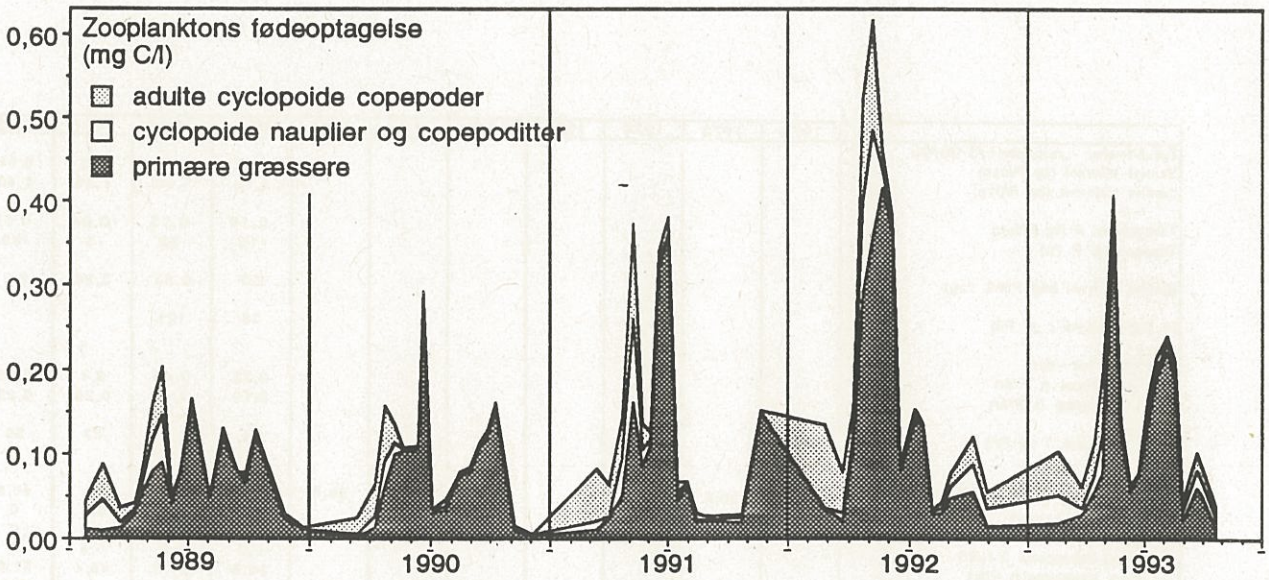
Den procentvice fordeling af zooplanktonet på grupper. Bryrup Langsø 1989-93.



Biomassen af calanoide copepocer fordelt på arter. Bryrup Langsø 1989-93.



Biomassen af cyclopoide copepoder fordelt på arter. Bryrup Langsø 1989-93.



Zooplanktons fødeoptagelse fordelt på grupper. Bryrup Langsø 1989-93.

Samlede data for Bryrup Langsø

Bilag 6

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
VANDBALANCE FOR BRYRUP LANGSØ												
Samlet fraførsel (mio. m3/år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	5,99	7,35	7,01	7,1	7,3
Heraf indsivning (mio. m3/år)								1	0,84	1,02	0,8	0,61
Opholdstid:												
- år (dage)	95	101			100	73	76	103	85	90	88	83
- sommer(1/5-30/9 (dage)								148	141	123	147	124
- max. måned (dage)								172	183	183	230	216
min. måned (dage)								55	36	36	54	42
BELASTNING - MASSEBALANCER												
Total-fosfor - år:												
Samlet tilførsel (t P/år)	1,49	1,17			1,05	1,22	1,75	0,7	1,06	0,71	0,76	0,88
- spildevand (t P/år)							0,8	0,1	0,1	0,02	0	0
- dambrug (t P/år)								0,1	0,1	0,06	0	0,06
- spredt bebyggelse (t P/år)							0,3	0,2	0,3	0,33	0,35	0,28
- dyrkningsbidrag (t P/år)							0,4	0,1	0,3	0,09	0,2	0,32
- basis (t P/år)	0,2	0,2			0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,21	0,21	0,22
Samlet fraførsel (t P/år)	0,72	0,67			0,66	0,84	1,27	0,59	0,95	0,7	0,664	0,822
Tilbageholdt P (t P/år)	0,77	0,5			0,39	0,38	0,48	0,106	0,106	-0,009	0,097	0,059
Tilbageholdt P i %	52	43			37	31	27	14	10	0	13	7
Samlet tilførsel (g P/m2 år)	3,95	3,1			2,79	0,324	4,64	1,8	2,78	1,91	2	2,32
Pi (indløbskonc. i µg P/l)	225	195			167	142	211	116	144	104	110	120

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
Total-fosfor - sommer(1/5-30/9):												
Samlet tilførsel (kg P/dag)								1,02	1,46	1,2	0,81	1,4
Samlet fraførsel (kg P/dag)								1,18	1,99	1,24	1,48	1,58
Tilbageholdt P (kg P/dag)								-0,16	-0,53	-0,04	-0,67	-0,18
Tilbageholdt P (%)								-16	-36	-3	-83	-13
Samlet tilførsel (mg P/m2 dag)								2,7	3,84	3,24	3,2	3,68
Pi (indløbskonc i µg P/l)								88	121			103
Opløst fosfat - år:												
Samlet tilførsel (t P/år)								0,33	0,46	0,4	0,35	0,53
Samlet fraførsel (t P/år)								0,19	0,46	0,25	0,22	0,4
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								54	63	57	50	73
Total-kvælstof - år:												
Samlet tilførsel (t N/år)	32,1	30,6			48,1	63,7	59,6	45,2	61	54	66,3	60,7
- spildevand (t N/år)								0,3	0,3	0,1	0	0
- dambrug (t N/år)								0,9	1	0,4	0	0,8
- spredt bebyggelse (t N/år)								0,6	0,6	0,6	1	0,8
- åbent landbidrag (t N/år)								36,9	51,2	45,4	57,8	50,9
- basis (t N/år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	6	7,4	7	6,9	7,3
- nedbør (t N/år)								0,6	0,6	0,6	0,6	0,8
Samlet fraførsel (t N/år)	14,3	13,7			30,8	40,9	35,7	24,9	31,8	32,7	33,3	35,1
Sedimentation (t N/år)	2,5	1,6			1,4	1,5	1,5	1,5				
Sedimentation i %	8	5			3	2	3	3				
Denitrifikation (t N/år)	15,3	15,3			15,9	21,1	22,4	18,3				
Denitrifikation i %	48				33	33	38	41				
Denitrifikation + sedimentation(t N/år)										21,3	33	25,6
Denitrifikation + sedimentation i %										39	50	42

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
Samlet tilførsel (g N/m2/år)	85	81			120	170	160	120	160	146	175	160
Ni (indløbskonc. i mg N/l)	4,9	5,1			7,6	7,4	7,2	7,3	8,29	8,3	9,6	8,3
Total-kvælstof sommer(1/5-30/9):												
Samlet tilførsel (kg N/dag)								73	79	72	72	92
Samlet fraførsel (kg N/dag)								38	33	50	45	33
Tilbageholdt N (kg N/dag)								35	46	22	27	59
Tilbageholdt N i %								48	58	31	38	64
Samlet tilførsel (mg N/m2 dag)								192	208	195	189	242
Ni (indløbskonc. i mg N/l)								6,3	6,5			6,7
VANDKEMI & FYSISKE MÅLINGER I SØVANDET												
Sigtdybde (1/5-30/9) (m)					1,3	2,2	1,5	2	1,9	1,9	1,5	1,9
Sigtdybde 50%-fraktilen (m)					1,3	1,9	1,5	2	1,5	1,9	1,4	1,4
Max. sigtdybde (m)					1,8	4,2	2,5	4	4,3	4,1	3,3	5,4
Min. sigtdybde (m)					0,9	0,8	0,7	0,9	0,5	0,8	0,5	0,8
Fosfor (1/5-30/9):												
Total fosfor gns. (µg P/l)	91	156	193	90	84	109	139	95	136	86	116	96
Total fosfor 50%-fraktilen	90	139		69	80	96	107	75	98	78	89	71
Total fosfor max. (µg P/l)	128	242		176	125	215	241	182		158.	209	177
Total fosfor min. (µg P/l)	47	72		66	65	60	83	39	27	37	40	33
Opløst fosfat gns. (µg P/l)	10	50		20	16	34	57	14	36	11	22	25
Opløst fosfat 50%-fraktilen	7	47		4	10	33	51	12	14	7	10	12
Opløst fosfat max. (µg P/l)	19	100		54	60	65	144	31	119	37	78	96
Opløst fosfat min.(µg P/l)	5	3		0	5	4	17	4	4	1	1	3

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991	1992	1993
Kvælstof (1/5-30/9):												
Total kvælstof gns. (mg N/l)	1,81	2,17	2,06	1,47	2,85	3,7	2,91	3,3	2,7	3,5	3,64	2,59
Total kvælstof 50&-fraktilen	1,73	2,1		0,86	2,3	3,7	4	3,1	2,1	3,5	3,2	2,22
Total kvælstof max. (mg N/l)	2,63	2,72		3,53	4,6	5,9	4,05	5,2	5,03	5,7	5,78	4,63
Total kvælstof min. (mg N/l)	1,24	1,68		0,74	1,5	1,4	2,15	1,8	1,29	1,7	1,96	1,29
Klorofyl (1/5-30/9):												
Klorofyl gns. (µg/l)						51	54	30	65	50	54	29
Klorofyl 50%-fraktilen (µg/l)						61	41	34	57	29	44	31
Klorofyl max. (µg/l)						87	130	53	220	131	150	59
Klorofyl min.(µg/l)						9	23	2,4	2,4	5	8	2
Øvrige variable (1/5-30/9):												
pH gns.			8,8	9	8,7	8,5	8,8	8,9	9,07	8,8	8,7	8,6
Susp. tørstof mg/l									10,6	10	10,1	8,8
Susp. glødetab mg/l									6,9	7,1	3,9	6,6
Total alkalinitet (meq/l)						1,32	1,3	1,51	1,3	1,3	1,4	1,4
Silikat gns. (mg Si/l)	1,1	2				2,7	2,17	1,26	2,13	2,24	2,05	1,55
Part. COD gns. (mg O2/l)						9,8	7,8	6,1	10,2	8,4	8,2	7,1
Nitat+nitrit-kvælstof gns. (mg N/l)	0,81	0,85	1,09	0,57	1,86	1,9	1,84	2,17	1,56	2,37	2,41	1,62
Ammonium-kvælstof gns.(mg N/l)	0,13	0,14	0,04	0,07	0,01	0,07	0,04	0,04	0,03	0,02	0,04	0,05
Alle variable - årsgennemsnit:												
Total fosfor (µg P/l)	101	156	164	106	90	110	146	98	130	98	103	103
Opløst fosfat (µg P/l)	34	54	74	40	26	42	81	28	57	25	32	42
Total kvælstof (mg N/l)	2,34	2,58	2,82	2,41	3,86	4,41	4,08	3,74	4,14	3,99	4,42	4,62
Nitrat+nitrit-kvælstof (mg N/l)	1,58	1,59	2,02	1,5	2,67	2,97	2,96	2,73	3,01	2,94	3,39	3,66
Ammonium-kvælstof (mg N/l)	0,11	0,11	0,08	0,1	0,01	0,05	0,09	0,05	0,05	0,02	0,04	0,06
pH			8,4	8,6	8,6	8,2	8,1	8,5	8,4	8,5	8,3	8,2
Total alkalinitet (meq/l)			1,25	1,15		1,29	1,28	1,48	1,28	1,28	1,37	1,38
Silikat (mg Si/l)	1,8	2,6				4,2	3,2	2	3,62	3,1	2,7	2,2
Part. COD (mg O2/l)						6,5	5,3	5,1	6,25	6,77	6,25	6,5
Susp. tørstof mg/l									7,3	8,5	7,8	7,1
Susp. glødetab mg/l									4,8	6	5,4	4,7