

J. WINDORF



DATA RAPPORT

BRYRUP LANGSØ 1991

Indholdsfortegnelse

	Side
Sammenfatning	3
Indledning	7
Beskrivelse af søen	9
Vand- og næringsstofbalance	11
- vandbalance	12
- vandkemi i vandløb	12
- næringsstofbalance	14
- kilder til næringsstofftilførslen	15
Vandkemiske og fysiske variable i søvandet	17
- sæsonvariation 1989-91	17
- gennemsnit af målinger 1972-91	20
- sammenhæng mellem søvandskoncentration og ekstern/intern stoftilførsel	23
- månedsbalancer	24
Fytoplankton	27
- sæsonvariation 1989-91	27
- fytoplankton i relation til vandkemi mv.	30
Zooplankton	35
- sæsonvariation 1989-91	35
- zooplankton som algeædere	38
- zooplankton og fisk	38
Referencer	41
Bilagsoversigt	43

Sammenfatning

Som led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram er Bryrup Langsø udvalgt som en af de på landsplan 37 søer, som skal overvåges årligt.

Århus Amtskommunes Miljøkontor har derfor nu på tredje år foretaget undersøgelser i søen efter overvågningsprogrammets retningslinier.

Miljøkontoret har også i tiden før 1989 overvåget Bryrup Langsø, dette har imidlertid ikke været på samme standardiserede måde som de sidste tre år.

Resultaterne fra 1991, som er præsenteret i denne rapport, vil derfor i første omgang blive sammenlignet med de data, som er fundet i 1989 og 1990. Resultater fra foregående år vil dog også i et vist omfang blive inddraget i diskussion.

Bryrup Langsø

Bryrup Langsø er ca. 38 ha stor, volumenet er på $1,72 \times 10^6$ m³ og gennemsnitsdybden er ca. 4,6 m.

Den største del af vandtilførslen sker via Nimdrup bæk, som afvander et 29 km² stort opdyrket område sydøst for søen.

Vand- og næringsstofbalance

Den samlede vandtilførsel til Bryrup Langsø i 1991 var kun ca. 5 % mindre end i 1990, hvorimod den var omkring 15 % større end i det relativt tørre år 1989.

Vandets opholdstid i søen var i 1991 ca. 3 måneder.

Den tilførte stofmængde er naturligvis dels bestemt af vandmængden men også af koncentrationen af de enkelte stoffer i det tilførte vand.

Fosforkoncentrationen i Nimdrup bæk, som står for den overvejende del af vandtilførslen til Bryrup Langsø, er reduceret i de sidste tyve år, hvorimod kvælstofindholdet er steget.

Den tilførte kvælstofmængde var i 1991 54 ton, medens der blev tilført 730 kg fosfor.

Primært som følge af denitrifikation blev kvælstofmængden i søen reduceret med 40 % ved vandets passage af søen.

I 1991 var der ingen fosfortilbageholdelse i Bryrup Langsø imodsætning til 1989 og 1990, hvor der blev målt en omend beskedent tilbageholdelse i størrelsesordenen 5 - 15 %.

I søer med tilsvarende opholdstid findes generelt en fosfortilbageholdelse på ca. 35 % ved ligevægt mellem tilførsel og søtilstand.

Bryrup Langsø er således ikke i ligevægt med fosfortilførslen fordi der sker en stor tilførsel af fosfor til søvandet fra sedimentet.

Der vil sandsynligvis gå en årrække inden søtilstand og fosfortilførsel er i ligevægt. Forbedringer i søens tilstand vil dog ses, før ligevægten er opnået.

Fosfortilførsel

Generelt er fosfortilførslen til søen reduceret de senere år. Dette skyldes først og fremmest, at søen ikke længe tilføres fosfor fra rensningsanlæg, efter at det sidste byspildevand i søens opland er blevet afskåret i 1991.

Også tilførslen fra det dambrug, som er i oplandet, er i 1991 reduceret til en tilførsel under kravet fastsat i Recipientkvalitetsplanen.

Tilbage er udover den naturlige tilførsel den dyrkningsbetingede tilførsel og sidst men ikke mindst tilførslen fra den spredte bebyggelse. Tilførslen fra den spredte bebyggelse er, i takt med at den totale tilførsel er blevet reduceret, blevet forholdsvis større.

I oplandet til Bryrup Langsø er der omkring 680 personer, som bor i enkeltliggende ejendomme. Fosforbidraget fra disse personer kan beregnes til omkring 800 kg P pr. år. Imidlertid vil ikke al fosfor nå vandløb og sø. En del vil nedsive igennem den sandede jord, som er i oplandet.

I nærværende rapport er fosforbidraget til søen skønnet til 300 kg, et skøn, som er omfattet af en del usikkerheder, og som kan variere fra år til år afhængigt af nedbøren.

Uanset en forholdsvis usikker fastsættelse af fosforbidraget er den spredte bebyggelse under alle omstændigheder en betydelig fosforkilde til Bryrup Langsø.

Er bidraget fra den spredte bebyggelse overvurderet, er tilførslen fra de dyrkede jorde i så fald sat for lavt.

Recipientkvalitetsplan

Recipientkvalitetsplanens fosforkvote for Bryrup Langsø er fastsat til 20 kg P/år fra rensningsanlæg, 90 kg P/år fra dambrug og 100 kg P/år fra den spredte bebyggelse.

Dvs. at kravene til rensningsanlæg og dambrug i 1991 var overholdt.

Derimod oversteg udledningen fra den spredte bebyggelse formentlig stadig den grænse, som er angivet i Recipientkvalitetsplanen.

Vandkemi i søen

Koncentrationen af total fosfor i søen i sommermånederne var i 1991 lavere (85 µg P/l) end i både 1989 (93

$\mu\text{g P/l}$) og 1990 (136 $\mu\text{g P/l}$). Det lavere fosforindhold blev imidlertid ikke fulgt af en lavere klorofylkoncentration, ligesom den gennemsnitlige sigtddybe i sommermånederne i alle tre måleår har været mellem 1,9 og 2,0 m.

I Recipientkvalitetsplanen er det fastlagt, at den gennemsnitlige sommersigtddybe i Bryrup Langsø skal være mindst 2 m. Kravet er derfor knapt opfyldt i 1991.

Selvom den generelle årstidsvariation stort set har været ens for både klorofyl og sigtddybe i de tre overvågningsår, adskiller årene sig også fra hinanden.

Specielt bemærkes det, at fordi første halvdel af 1991 var væsentligt koldere end de to foregående år, adskilte algemængde og algesammensætning sig. Det kolde vand har favoriseret kiselalgerne i en længere periode. Herved blev den klarvandsperiode, som traditionelt ligger i maj/juni måned, skubbet helt hen omkring 1. juli.

Koncentrationen af total fosfor i søvandet i sensommeren lå mellem 100 og 150 $\mu\text{g P/l}$, eller væsentligt under det niveau som blev målt i samme periode i 1990. Denne forskellighed modsvares af en forskel i koncentrationen af nitrat i søvandet i august-september-oktober i de to år.

I 1990 var der nemlig stort set ingen nitrat tilbage i søvandet i disse måneder. Manglen på nitrat ved sedimentoverfladen har begunstiget en stor frigivelse af fosfor fra sedimentet, hvilket har kunnet måles som en koncentrationsforøgelse i søvandet. Denne mangel på nitrat blev ikke observeret i 1991 og der har således permanent været tilstrækkeligt store nitratkoncentrationer ved sedimentoverfladen til at forhindre en ekstra voldsom frigivelse af fosfor.

Generelt var årstidsvariationen for kvælstof den samme for de tre år. Dog var 1991 en smule atypisk, idet der fra maj til august var en højere koncentration af både total kvælstof og nitrat i søvandet. Dette kan måske forklares ved, at temperaturen i søvandet var lavere i '91 specielt i årets første halvdel. Herved har denitrifikationen også været lavere og følgelig har kvælstoffjernelsen ikke været af samme størrelsesorden som de to foregående år.

Koncentrationen af total kvælstof og nitrat taget som et gennemsnit over året var i 1991 henholdsvis 3,5 og 2,4 mg N/l. For total kvælstofs vedkommende er der kun en gang målt et højere årsgennemsnit, mens der aldrig er registreret et tilsvarende højt årsgennemsnit for nitrat. Det høje nitratindhold kan skyldes, at der generelt i 1991 var en meget lille algemængde i søen og dermed en lille optagelse af nitrat.

Ser man på de tre overvågningsår 1989 - 1991, er der et overskud af kvælstof i forhold til fosfor i søvandet. Herved kan man generelt sige, at fosfor er det begrænsende stof for algevækst i søen. Imidlertid viser bl.a. de biolo-

giske undersøgelser, at fosfor, vel ikke overraskende, ikke er den eneste afgørende faktor for vækst i søen.

Månedsbalancer

På baggrund af de indsamlede data fra 1991 er det til forskel fra de foregående år forsøgt at opstille månedsbalancer for til- og fraførsel af næringsstoffer til søen.

Den eksterne tilførsel af fosfor var størst i de tidlige forårsmåneder, hvor den tilførte vandmængde også var størst. I takt med at den eksterne fosfortilførsel faldt hen imod sommeren, aftog koncentrationen af total fosfor i søvandet også.

Total fosfor i søen var således i den første halvdel af året primært styret af den eksterne tilførsel samt af, at der i denne periode indlejres fosfor i sedimentet.

I løbet af juli steg søvandets indhold af fosfor. Dette skete på trods af, at den eksterne tilførsel ikke ændredes, men derimod vedblivende var på et lavt niveau. Stigningen i fosforkoncentrationen i søvandet skyldtes derfor den tilførsel af fosfor, som fandt sted fra sedimentet til søvandet.

Den interne belastning har således stor betydning for fosforindholdet i søvandet i sensommeren og efteråret.

Jernbalancen følger nøje fosforbalancen, således at der skete en nettobinding af jern i årets første seks måneder. I august og september blev der frigjort store mængder jern fra sedimentet, samtidigt med at der også fandt en fosforfrigivelse sted.

I alt blev der i de to måneder frigivet henholdsvis 430 kg jern og 212 kg fosfor.

Den interne fosforbelastning varierer fra år til år. Denne variation kan have flere årsager.

En af dem er, at i en typisk blågrønalg-sø som Bryrup Langsø vil den store mængde blågrønninger, som findes i vandet i sensommeren, formindske en tilbagesedimentation af fosfor. Herved vil fosforkoncentrationen i søvandet stige forholdsvis meget.

Med en forskellig mængde blågrønninger i vandet fra år til år vil sedimentationen altså også være forskellig fra år til år. Dermed vil der være mulighed for, at fosforkoncentrationen alene på denne baggrund kan være forskellig i forskellige år.

Fosforfrigivelsen fra sedimentet afhænger desuden af i hvor høj grad overfladesedimentet er iltet af ilt og nitrat og derved af bl.a. nitratindholdet i vandet.

Ilt- og nitratindholdet i bundvandet og således også fosforfrigørelsen fra sedimentet reguleres endvidere af, hvorvidt der har været en stabil lagdeling i søen eller ej.

Kvælstoftilførslen til Bryrup Langsø har i store træk været ens i perioden fra 1989 til 1991.

Kvælstofkoncentrationen i søvandet har ligeledes kun varieret lidt i de tre år. Dog var kvælstofkoncentrationen

i april og maj 1991 højere end i de tilsvarende måneder i de to foregående år. Forklaringen herpå kan være, at tilførslen var en smule større i 1991 i de to måneder. Samtidigt var temperaturen i søvandet lavere end i '89 og '90 og dermed var kvælstoffjernelsen ved denitrifikation måske også mindre.

I øvrigt synes der, på baggrund af de sidste tre års data fra Bryrup Langsø, også i denne sø at være en logaritmisk sammenhæng mellem nitratkoncentration og denitrifikation i sommerperioden, således at større nitratkoncentrationer stimulerer en større denitrifikation. Sammenhængen skal naturligvis ses i forhold til temperaturen, som også er en væsentlig faktor vedrørende denitrifikationen.

Fytoplankton

Algemængden i forårsperioden var meget lavere i 1991 end i 1989 og 1990. De kiselalger, som var tilstede, var dog som de foregående år *Stephanodiscus hantzschii*.

Først i løbet af august steg biomassen markant som følge af en voldsom opvækst af blågrønalger. Som i 1990 var de dominerende arter af slægten *Microcystis* med *Microcystis aeruginosa* som den talrigeste.

Blågrøinalgemængden aftog relativt hurtigt i løbet af september.

Forskelligt fra 1990 men i lighed med 1989 blev blågrønalgerne afløst af et maksimum af kiselalger.

Denne opvækst af kiselalger varede helt ind i december og var således noget senere end den tilsvarende opvækst i 1989, som toppede i oktober. Opvæksten bestod i øvrigt primært af den store centriske kiselalge *Stephanodiscus astrea*.

Algemængden har i 1991 givetvis været begrænset af fosformængden i vandet i forårsperioden. I sommeren 1991 skete der derimod en meget stor fosforfrigivelse fra søbunden og algemængden har ikke været begrænset af næringssaltmængden i denne periode.

Udviklingen af de enkelte algegrupperes maxima var i

vid udstrækning styret af konkurrence de forskellige algegrupper imellem, medens den generelle regulering af fytoplankton i stort omfang blev reguleret af zooplankton.

Zooplankton

Der var ingen væsentlige forskelle i zooplanktonets sammensætning eller mængde i 1991 i forhold til de foregående år. Dog syntes zooplanktonets opvækst at være forsinket ca. en måned pga. den lavere vandtemperatur i 1991.

Zooplanktonbiomassen var i 1991 karakteriseret af et forårsmaximum af primært Cladocerer. Midt på sommeren var biomassen relativ beskedent for at tiltage i løbet af efteråret til et efterårsmaximum i oktober. I 1991 bestod dette maximum af en ligelig fordeling mellem Cladocerer og Copepoder, medens de tilsvarende maxima i 1989 og 1990 overvejende bestod af Cladocerer.

Da Cladocernerne i 1991 havde den største biomasse, må det antages, at de stod for den største fytoplanktongræsning. Pga. blågrønalgerens (*Microcystis*) størrelse har græsningen på denne gruppe dog været beskedent.

Generelt synes der at være en god sammenhæng mellem zooplanktonbiomasse og sigtddybe, hvilket indikerer en ikke ubetydelig græsning.

Zooplankton var en regulerende faktor på biomasse og sammensætning af alger, men blev naturligvis også selv styret af de zooplanktonædende fisk.

Bl.a. aftog dafniernes gennemsnitslængde i løbet af året. I foråret skyldtes det sandsynligvis en tiltagende populationstæthed og dermed en generel mindre individstørrelse. I efteråret blev reduktionen derimod styret af en predation fra årets fiskeyngel. Fiskene spiste de største dafnier og dermed faldt gennemsnitslængden.

Undervandsvegetation

Der er ikke nogen undervandsvegetation af betydning i Bryrup Langsø.

Indledning

Bryrup Langsø er udpeget som en sø, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram.

Århus Amt's Miljøkontor udfører derfor hvert år detaljerede undersøgelser i søen for at belyse søens forureningstilstand og følge en eventuel ændring i tilstanden.

Miljøkontoret agter ca. hvert tredje år, at foretage en mere detaljeret afrapportering af undersøgelserne i de tre søer, der indgår i Overvågningsprogrammet i Århus Amt.

I mellemliggende år vil resultaterne af de enkelte års undersøgelser dog også blive samlet i mere summariske rapporter.

I nærværende rapport er resultaterne af undersøgelserne i Bryrup Langsø således præsenteret, idet opbygningen følger det centralt vedtagne paradigme for afrapporteringen i 1992.

Der er derfor lagt specielt vægt på at beskrive eventuelle sammenhænge mellem næringsstofftilførslen og søvandskoncentrationen såvel på års- som på månedsbasis. Desuden er regulerende faktorerers indflydelse på planteplanktonets udvikling forsøgt vurderet og forskelle de enkelte undersøgelsesår forsøgt forklaret.

Det er primært resultaterne af undersøgelserne i perioden 1989-91, der er præsenteret og vurderet. For resultater fra tidligere år henvises til tidligere publicerede rapporter fra søen (jvf. referenceliste).

Beskrivelse af søen

Bryrup Langsø er beliggende i Them kommune i det Midtjyske Søhøjland umiddelbart sydøst for Bryrup i Salten å's og dermed i Gudenåens vandsystem. Det er en langstrakt sø, som ligger i en øst/vest-vendt tunneldal dannet under den seneste istid.

Hovedtilløbet til søen er Nimdrup bæk, som udspringer i Ring sø ved Brædstrup. Her er vandføringen forholdsvis lille og det er først på den nedre del af Nimdrup bæk opstrøms Bryrup Langsø, at der sker en større vandtilførsel. Af andre større vandtilførsler er Kringelbækken, som løber til søen fra nordøst. (se figur 2).

Afløbet fra søen er Bryrup å, som løber igennem Bryrup og videre ud i Kvind sø.

Jordbunden i søens opland er hovedsagligt lerede og sandede moræneaflejringer og størstedelen af oplandet er opdyrket. Umiddelbart rundt om søen findes dog en del uopdyrkede områder, som består af plantage og hede.

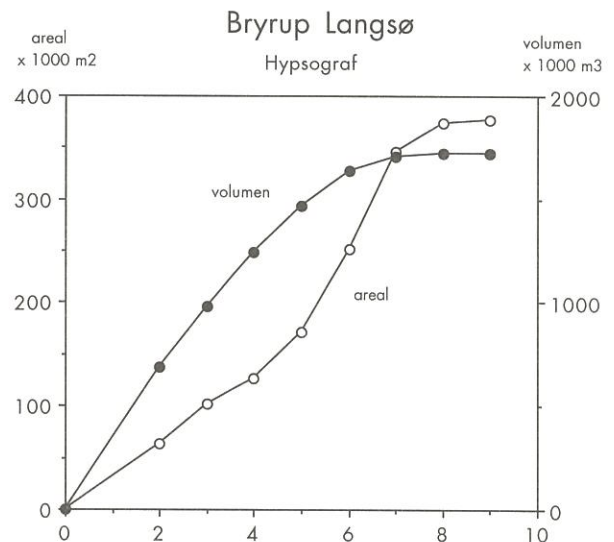
Pga. beliggenheden som en øst/vest-vendt sø er søen temmelig vindeksponeret. Da den største del af søen endvidere kun har en forholdsvis ringe dybde, opbygges der aldrig en stabil lagdeling i søen. Dog vil der i perioder med varmt og roligt vejr midt på sommeren kunne etableres en lagdeling i de dybere områder af søen.

Hypsograf og morfometriske data fremgår af figur 1 og tabel 1.

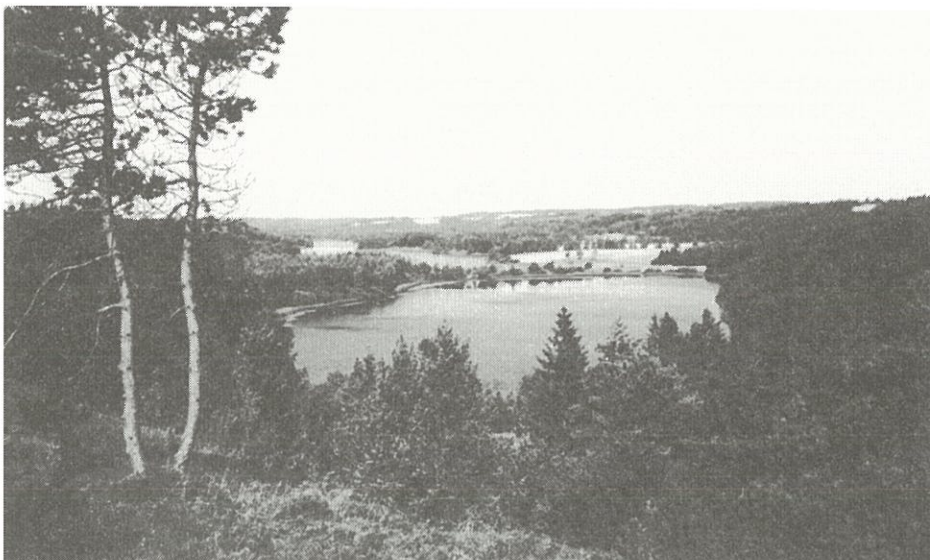
Øvrige generelle baggrundsoplysninger kan ligesom data fra tidligere års undersøgelser findes i de af Miljøkontoret tidligere publicerede rapporter om Bryrup Langsø (jvf. referenceliste).

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 (1991)	3,5	mdr.

Figur 1.
Morfometriske data for Bryrup Langsø.



Figur 2.
Hypsograf for Bryrup Langsø.



Bryrup Langsø i baggrunden. Billedet er taget fra sydøst.

Vand- og næringsstofbalance

Prøvetagning og analysering i tilløbene og afløbet fra Bryrup Langsø foregik i 1991 i samme omfang som i 1989 og 1990 (se Århus Amtskommune 1990).

Vandføringen blev registreret ved fast vandføringsstation i hovedtilløbet Nimdrup bæk, mens vandføringen i de øvrige vandløb blev beregnet ud fra enkeltmålinger, der korreleredes til vandføringen i Nimdrup bæk (qQ-metoden). Relationerne bag disse qQ-beregninger er præsenteret i bilag.

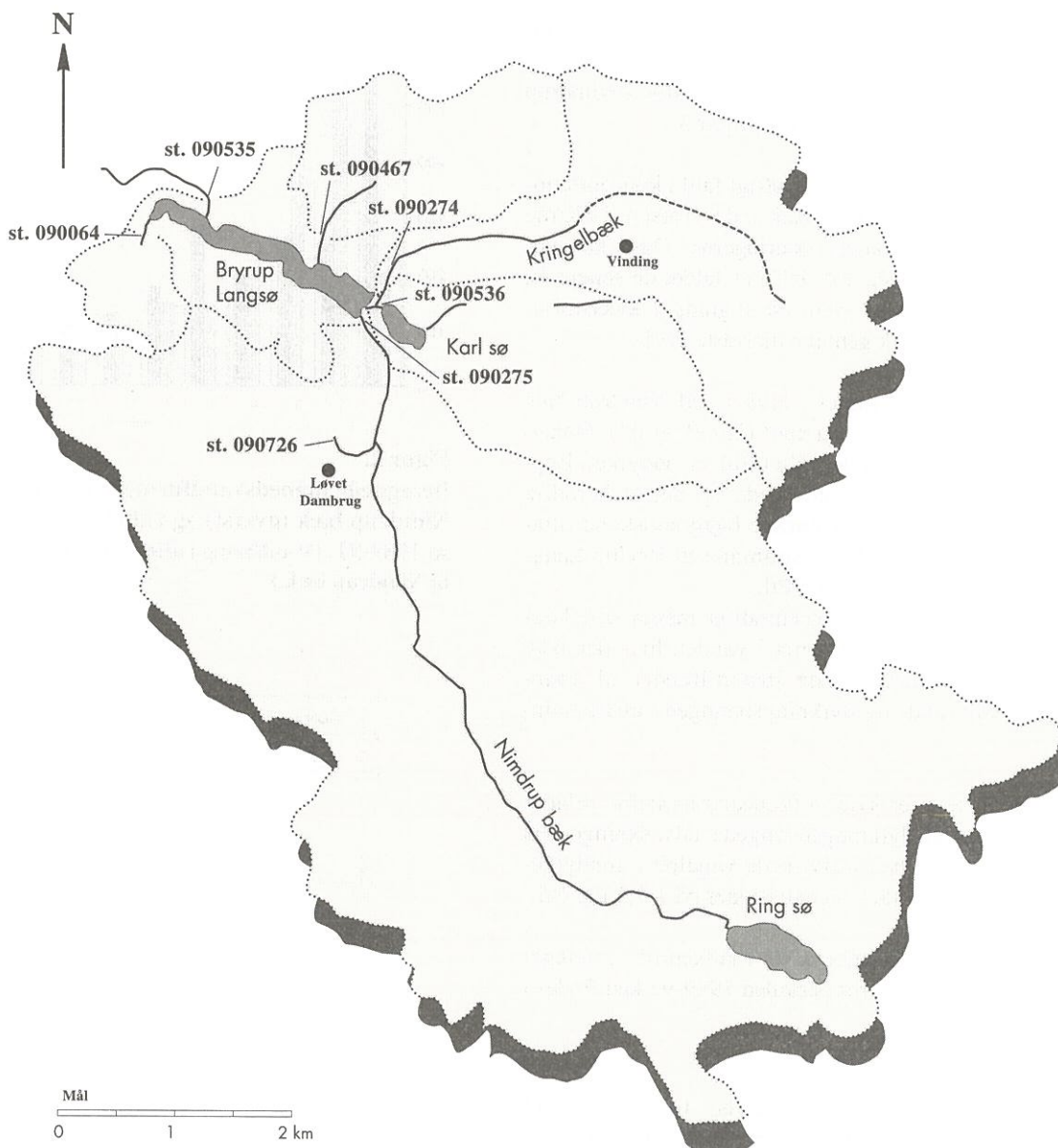
Det topografiske opland til Bryrup Langsø er vist i figur 1, sammen med prøvetagningsstationer og spildevands-

anlæg.

Først i 1970'rne blev spildevandet fra Brædstrup (9.500 pe) omlagt og ført til Gudenåens hovedløb og i 1988 blev spildevandet fra Davding og Grædstrup afskåret.

I 1990 fulgte spildevandet fra Slagballe den samme vej og endelig blev spildevandet fra Vinding afskåret fra Kringelbæk i slutningen af 1991.

I løbet af de sidste tyve år er al spildevand således afskåret fra søen og der er nu kun en enkelt større spildevandspunktkilde tilbage i oplandet - nemlig Løvet dambrug (figur 1).



Figur 1.
Topografisk opland, vandløb, prøvetagningsstationer og spildevandsanlæg i oplandet til Bryrup Langsø.

Vandbalance

I figur 2 er vist de beregnede månedsvandføringer (1989-91) i hovedtilløbet Nimdrup bæk og i sø afløbet. Det ses, at langt hovedparten af vandtilførslen sker via Nimdrup bæk, og at vandføringen og dermed vandgennemstrømningen af Bryrup Langsø er højest i vinterhalvåret.

Vandføringen var generelt lille i det nedbørsfattige år 1989. I 1991 var vandtilførslen specielt stor i januar og relativt stor i maj måned.

I afsnittet om næringsstofbalance er de summerede årsbalancer anført og i bilag kan findes kurver over de beregnede daglige vandføringer i de forskellige tilløb.

Vandkemi i vandløb

I tabel 1 og 2 er vist medianværdierne af de vandkemiske målinger i alle undersøgelsesår.

Værdierne for total kvælstof og total fosfor i Nimdrup bæk er endvidere afbildet grafisk i figur 3.

Det fremgår, at der er sket et kraftigt fald i koncentrationerne af fosfor i Nimdrup bæk siden først i 1970'erne som følge af spildevandsafskæringerne. Også koncentrationerne af organisk stof (BI5) er faldet de senere år, hvorimod der synes at være en stigning i kvælstofniveauet i Nimdrup bæk gennem de sidste 20 år.

Lavest fosforindhold findes i kilden ved Nimdrup bæk (10-30 µg P/l) og i tilløb fra nord (35-50 µg P/l). Oplandet til såvel kilden som det lille tilløb er opdyrket. Begge tilløb er derfor kulturpåvirkede og det er herudfra rimeligt at antage, at den naturlige baggrundskoncentration af fosfor i det vand, der strømmer til Bryrup Langsø, ikke er større end ca 30 µg P/l.

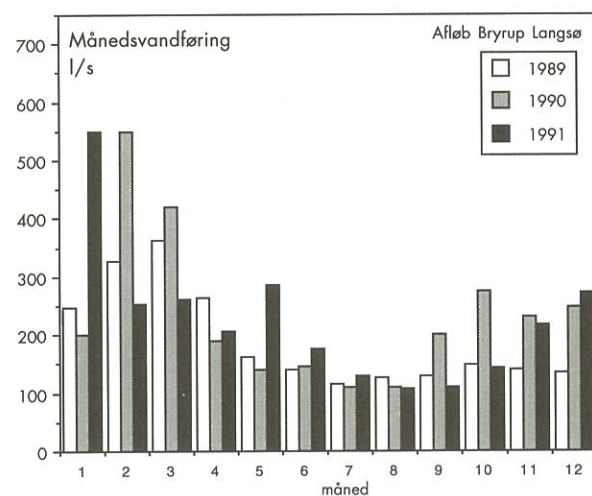
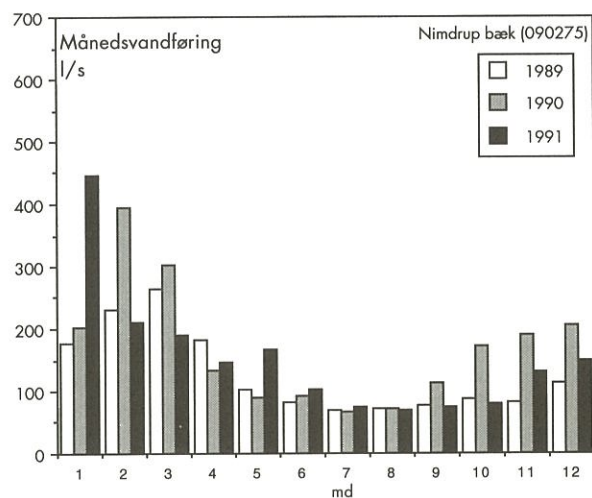
Med naturlig baggrundskoncentration menes den koncentration, der ville have været i vandet, hvis der ikke havde været kulturbetingsede fosfortilførsler til vandløbene (spildevand- og dyrkningsbetingsede afstrømninger).

I alle vandløbene er kvælstofkoncentrationerne relativt høje på grund af dyrkningsbetingsede udvaskninger fra landbrugsjorden. I helt upåvirkede vandløb i uopdyrkede områder findes ofte koncentrationer på 1-1,5 mg N/l.

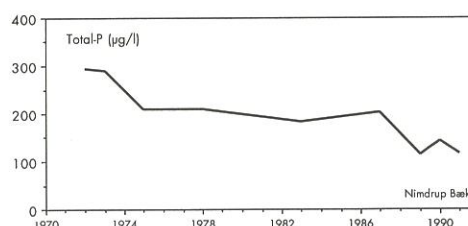
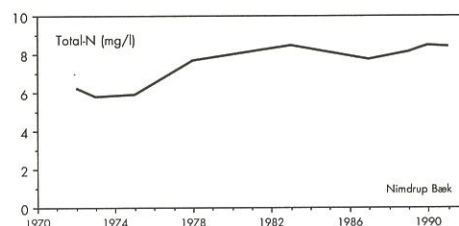
Grafer over årstidsvariation af de vandkemiske målinger i tilløbene og afløbene for perioden 1989-91 kan findes i bilag.

Figur 3.

Koncentrationen af henholdsvis total kvælstof (øverst) og total fosfor i Nimdrup Bæk i perioden fra 1972 til 1991. Værdierne er angivet som tidsvægtede årsgennemsnit.



Figur 2.
Beregnete månedsvandføringer i hovedtilløbet Nimdrup bæk (øverst) og i afløbet fra Bryrup Langsø 1989-91. (Vandføring i afløbet fundet ved qQ-relation til Nimdrup bæk.)



Tabel 1.
Årsmedian af vandkemiske målinger i tilløb og afløb fra Bryrup Langsø.

Medianværdier År									
Station	år	Total-P µgP/l	PO4-P µgP/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	0,13
	1990	94	55	4,33					
	1991	84	36	4,51					
Kringelbæk (090274)	1974	93	18	4,22	0,181	3,48	2,0	32	0,18
	1975	52	16	4,78	0,103	4,49			
	1978	190	63	7,03	0,040	5,45			
	1983	170	55	8,88	0,173	7,00			
	1987	321	224	7,26	0,208	5,79			
	1989	271	78	5,81	0,051	5,36			
	1990	282	156	7,39	0,123	5,80			
	1991	158	90	6,32	0,036	5,35			
Nimdrup bæk (090275)	1972	309	202	6,34	0,241	5,36	2,5	17	0,14
	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			
	1983	176	110	8,90	0,145	7,24			
	1987	207	127	7,77	0,172	6,49			
	1989	107	60	7,71	0,082	7,32			
	1990	129	80	8,40	0,108	7,65			
	1991	109	62	8,20	0,073	7,50			
Tilløb fra nord (090467)	1989	36	9	5,40	0,037	4,80	1,1	13	0,20
	1990	49	14	5,57					
	1991	35	9	5,14					
Afløb Karl sø (090536)	1989	66	24	1,91	0,072	0,81	2,3	15	0,09
	1990	48	14	1,22					
	1991	54	10	1,74					
Kilde v. Nimdrup bæk(090726)	1988	27	18	9,30	0,015	8,80	1,6		0,02
	1989	13	7	9,35		8,37			
	1990	16	9	9,67		9,20			
	1991	11	9	9,76		9,10			
Afløb Bryrup langsø(090535)	1989	93	22	3,20	0,026	2,34	2,8	17	0,14
	1990	103	58	3,62					
	1991	89	16	3,75					

Tabel 2.
Sommermedian af vandkemiske målinger i tilløb og afløb fra Bryrup Langsø.

Medianværdier Sommer (1/5-1/10)									
Station	år	Total-P µgP/l	PO4-P µgP/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	3,1	36	0,23
	1978	165	31	6,95	0,032	5,04			
	1983	162	40	7,36	0,037	5,59			
	1987	199	111	5,78	0,035	4,72			
	1989	199	32	5,21	0,047	4,86			
	1990	76	34	4,79	0,028	4,14			
	1991	146	70	5,68	0,016	4,77			
	Nimdrup bæk (090275)	1972	258	191	5,04	0,205			
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			
1983		163	112	7,23	0,123	5,92			
1987		206	147	7,30	0,164	6,30			
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			
Afløb Karl sø (090536)	1989	139	35	1,68	0,181	0,19	5,3	22	0,08
	1990	54	17	0,70					
	1991	63	11	1,02					
Afløb Bryrup langsø(090535)	1989	73	11	2,54	0,021	1,78	3,3	19	0,09
	1990	103	10	1,98					
	1991	64	8	2,98					

Kilder til stoftilførslen

I figur 4 er vist, hvorledes den samlede tilførsel af fosfor til Bryrup Langsø har udviklet sig siden starten af 1970'erne. I figur 5 er fosfortilførslen i 1989, 90 og 91 desuden fordelt på enkeltkilder.

I tabel 4 er kildefordelingen for 1991 vist. (Opgørelsen er foretaget efter samme principper som i tidligere rapporter; Århus Amt, 1991).

Det er overordentligt vanskeligt at skønne fordelingen mellem spildevand udledt fra spredt bebyggelse og de dyrkningsbetingede fosfortilførsler.

Der er dog ingen tvivl om, at spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse uden for kloakerede områder udgør en relativ stor fosforkilde til Bryrup Langsø. I oplandet til søen bor ca. 680 personer uden for kloakerede områder og det potentielle bidrag til fosfortilførslen fra denne kilde er omkring 800 kg fosfor/år. En væsentlig del af spildevandet formodes dog at nedsive, inden det når vandløb og sø. Fosforbidraget fra spredt bebyggelse er derfor skønnet til 330 kg, hvilket måske er for meget. I så fald er det dyrkningsbetingede bidrag under vurderet.

Der er nemlig intet, der taler for, at den naturgivne fosfortilførsel er større end anført i tabel 4. Her er det forudsat, at den naturgivne fosforkoncentration i det vand, der strømmer til Bryrup Langsø er 30 µg P/l.

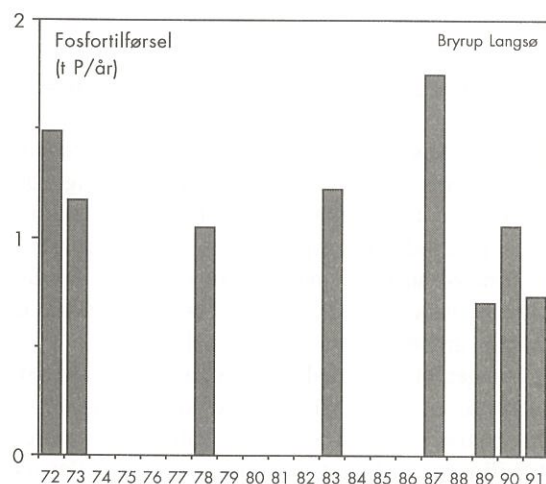
Som det kan ses af figur 5, er tilførslen af fosfor fra spredt bebyggelse den største enkelt-kilde i 1991.

Figuren skal tages med det forbehold, at beregningen af bidraget fra den spredte bebyggelse er rigtig. En evt. overestimering af dette bidrag vil dog ikke ændre grundlæggende på størrelsesfordelingen.

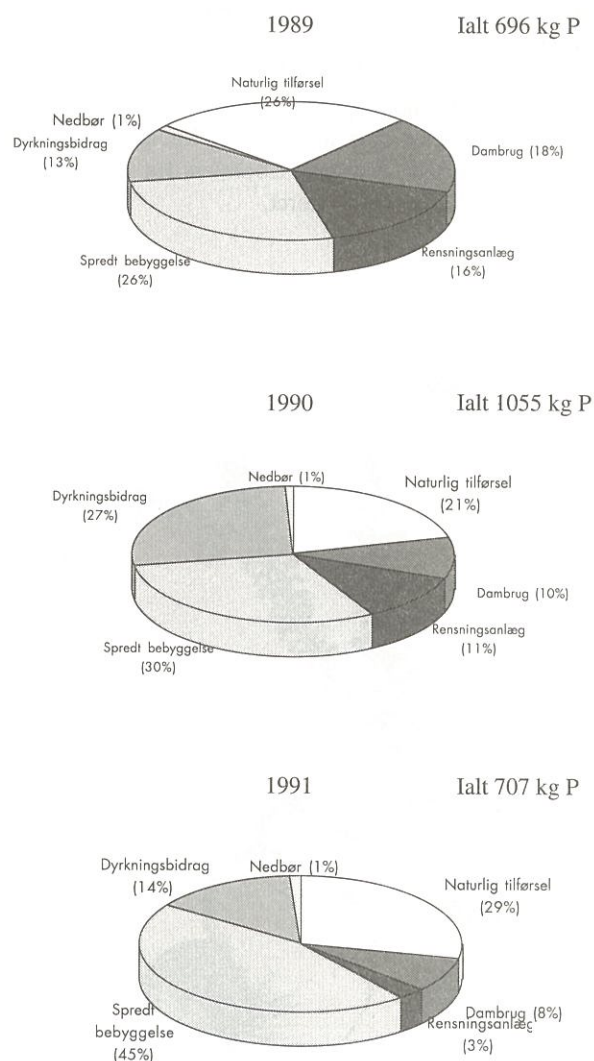
Under alle omstændigheder har fosfortilførslen dog været for nedadgående de senere år, specielt fordi byspildevand nu ikke længere udledes i søens opland.

Figur 5.

Kildefordelingen for fosfor til Bryrup Langsø i 1989, 1990 og 1991. De anførte værdier angiver den procentvise andel af den pågældende kilde i forhold til den totale tilførsel det pågældende år.



Figur 4.
Udvikling i fosfortilførsel til Bryrup Langsø 1972-91.



Hovedparten af kvælstoftilførslen kan tilskrives dyrkningsbetingede udvaskninger, omend det er usikkert, hvor stor kvælstoftilførslen ville have været, såfremt der ikke var kulturbetingede stoftilførsler til vandløbene og søen.

Som allerede nævnt og vist i figur 3 har koncentrationen af kvælstof i det tilførte vand generelt været stigende i de seneste tyve år. Om mængden af tilført kvælstof i de enkelte år i perioden kan siges, at den naturligvis afhænger af koncentrationen i det tilførte vand men også af den tilførte vandmængde og således af hvorvidt det pågældende år har været nedbørsrigt eller ej.

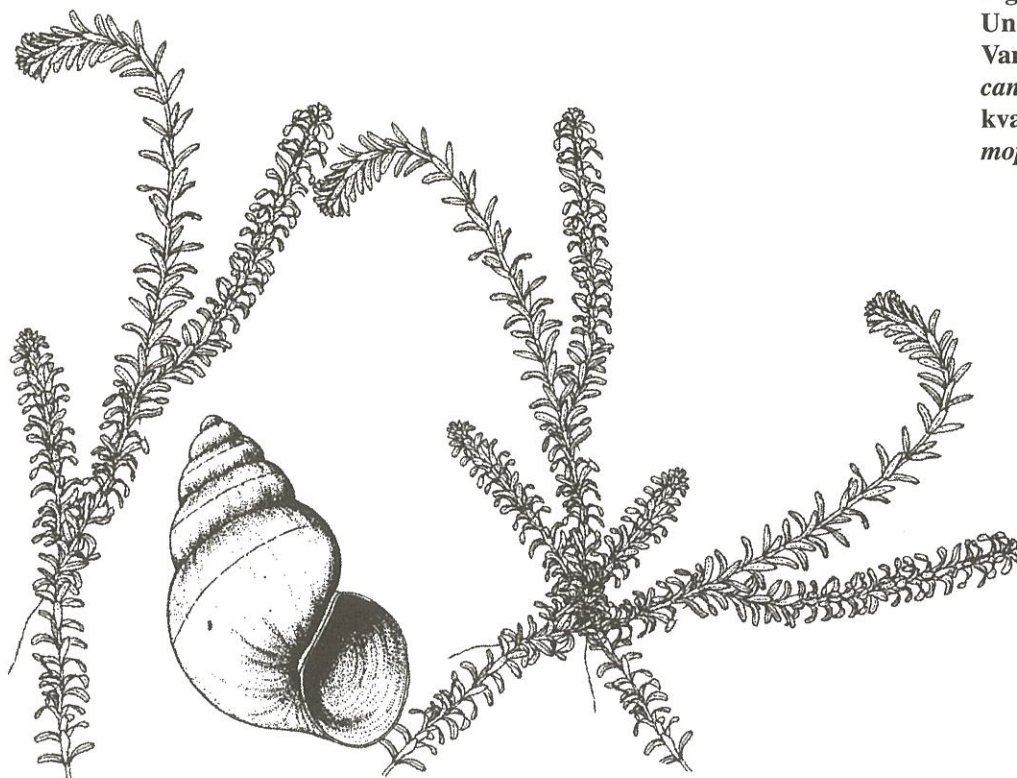
Det er antaget, at baggrundskoncentrationen af kvælstof i vandløbene er 1 mg N/l, eller betydeligt mindre end der rent faktisk er målt i nogle af vandløbene, - inklusive kildetilløbet ved Løvet dambrug, som da heller ikke er en upåvirket kilde.

I følge Recipientkvalitetsplanen for Århus Amtskommune må der årligt udledes henholdsvis 20 kg fosfor fra kloakerede områder og 90 kg fra dambrug. Disse to fosforkilder er altså i overensstemmelse med kravene fastsat i Recipientkvalitetsplanen. Derimod må udledningen fra den spredte bebyggelse højst være 100 kg fosfor pr. år. Som det kan ses af tabel 5, er kravet til den spredte bebyggelse altså ikke opfyldt.

Det skal dog bemærkes, at det ikke i Recipientkvalitetsplanen er fastlagt, hvornår tilførslen fra den spredte bebyggelse skal være reduceret.

1991	Kg P/år	kg N/år
Naturlig tilførsel	210	7010
Dambrug	58	400
Rensningsanlæg	20	80
Spredt bebygg.	330	600
Dyrkningsbidrag	83	45370
Nedbør	7	570
Total	708	54030

Tabel 4.
Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til Bryrup Langsø 1991. Dambrugsudledninger efter oplysninger fra Vejle Amt.



Figur 6.
Undervandsplanten Vandpest (*Elodea canadensis*) og ferskvandssneglen *Potamogeton perfoliatus*.

Vandkemiske og fysiske variable i søvandet

Sæsonvariation 1989-91

Temperatur og ilt

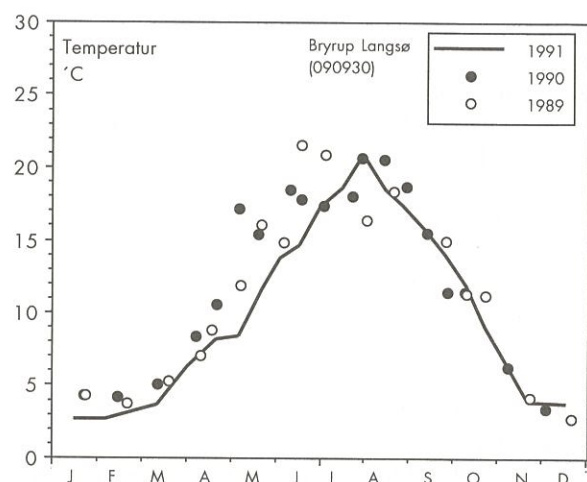
Da udviklingen af de biologiske processer i søen herunder udviklingen i planktonsamfundene til dels er styret af vandtemperaturen, er det i figur 7 vist, hvorledes temperaturen i Bryrup Langsø's overfladevand var i 1991 sammenlignet med 1989-90.

I 1991 var forsommeren forholdsvis kølig. Temperaturen i maj-juni var tydeligt lavere end i 1989-90. I den øvrige del af året var temperaturen i søens overfladevand meget lig hinanden i de tre undersøgelsesår.

På grund af Bryrup Langsø's vindeksponerede udstrækning (øst-vest) og på grund af den relativt lille gennemsnitsvanddybde (4.6 m) dannes der aldrig et stabilt temperaturspringlag i søen om sommeren.

I perioder med stille og varmt vejr kan der dog ske en lagdeling med varmt overfladevand og koldere bundvand.

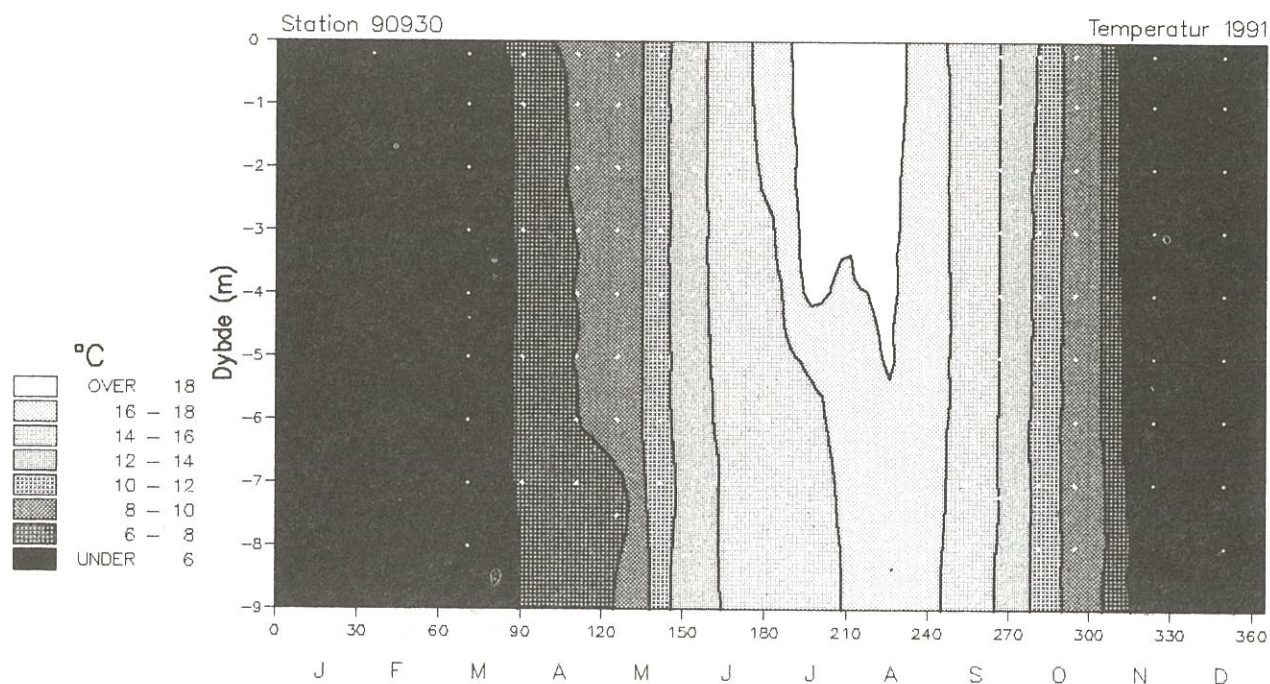
I 1991 var der kun i juli og august en kortvarig lagdeling (figur 8). Resten af året var vandmasserne konstant vertikalt opblandet.



Figur 7.

Temperaturen i Bryrup Langsø's overfladevand i 1991 sammenlignet med 1989-90

Hermed afveg forholdene i 1991 noget fra tidligere år, (1989-90), hvor der på prøvetagningsdage i maj og juni også var en vis temperaturlagdeling af vandet.



Figur 8. Temperaturfordeling i Bryrup Langsø 1991 på prøvetagningsstationen (090930).

I perioder med lagdeling sker der ingen større tilførsel af ilt fra de øvre vandmasser til bundvandet. Derfor forbruges ilt i bundvandet hurtigt (figur 9).

Da størstedelen af søens sedimentoverflade er på relativt lave vanddybder, er der dog ilt tilstede ved hovedparten af sedimentet hele året. Et evt. iltvind vil derfor ikke have en stor arealmæssig udstrækning i søen

Klorofyl og sigtddybde

Den generelle årstidsvariation af algemængden (udtrykt som klorofyl) og sigtddybden var ens i 1989-91, (figur 10).

Den største algemængde og dermed den mindste sigtddybde blev målt i august-september. Algemængden var i sommeren 1989 mindre end i 1990-91. Bemærk at den maksimale biomasse, bedømt ud fra klorofylindhold, var meget stor i 1990.

Der er også tydelig forskel på tidspunktet for klarvandsperioden i forsommeren de tre år.

I maj-juni 1989-90 målt sigtddybder på 4 meter eller lidt mere. Så klart var vandet ikke i forsommeren 1991, hvor der først i slutningen af juni/begyndelsen af juli blev målt en sigtddybde på ca. 4 meter.

Den generelt dårligere sigtddybde i forsommeren 1991 kan forklares ved, at opvæksten af alger (fytoplankton) i 1991 havde en større udstrækning end i tidligere år, fordi kiselalgerne klarede sig i længere tid og fordi opvæksten af algeædende dyreplankton ikke skete så hurtigt i det relativt kolde forår 1991. Dette er nærmere

diskuteret i afsnittene om fyto- og zooplankton.

Den udeblevne lagdeling kan også have medført forbedrede forhold for kiselalgerne og derved øget den tidsmæssige udbredelse.

Kvælstof og fosfor

I figur 10 ses, at selv om den generelle årstidsvariation i koncentrationerne af total-kvælstof og nitrat-kvælstof var ens de tre år, var der alligevel tydelig forskel årene imellem.

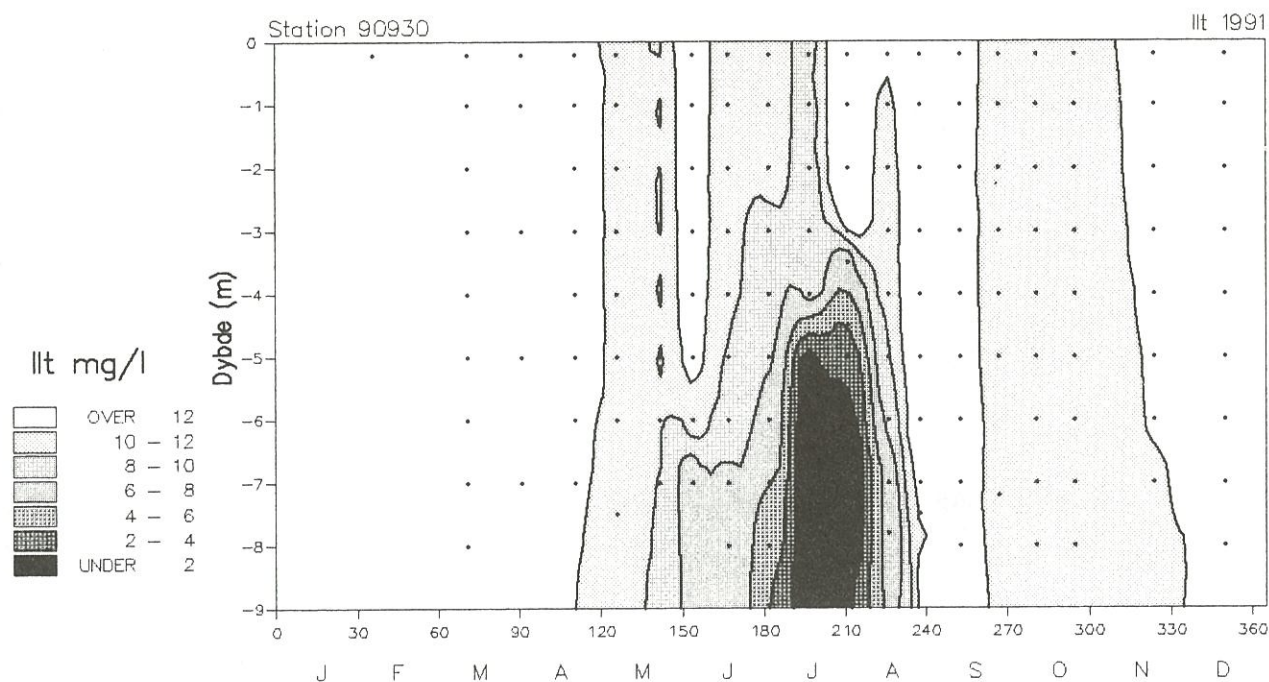
Vinterniveauet for total P og total N i januar-februar var en anelse lavere i 1989-90 end i 1991, og specielt bemærkes det, at nitrat-koncentrationerne i overfladevandet i 1990 gik helt i bund i august.

Selv om der også i august i både 1989 og 1991 var forholdsvis lave koncentrationer af nitrat, forsvandt nitraten dog ikke helt de to år.

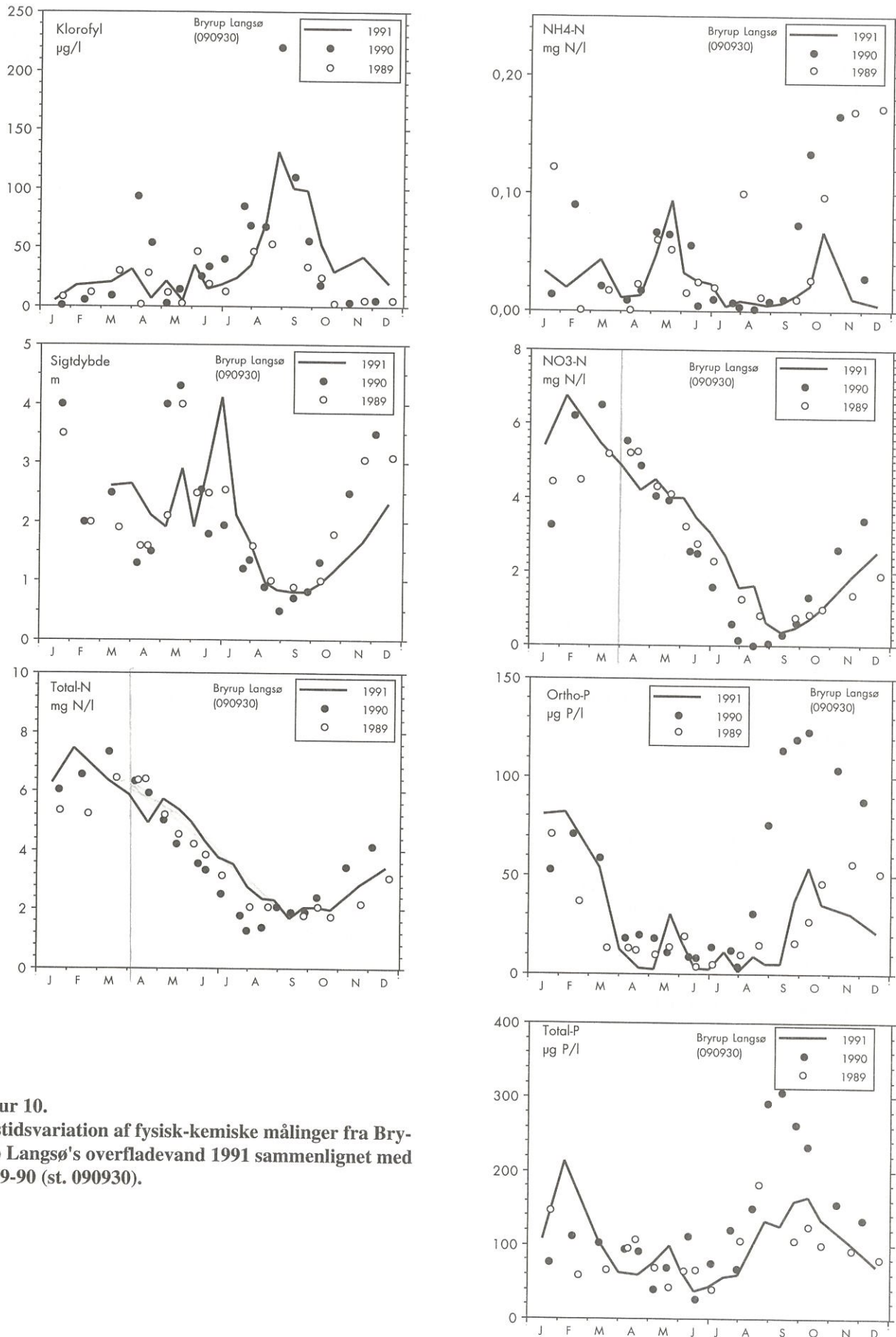
Mangel på uorganisk kvælstof begrænser derfor generelt ikke algeopvæksten i Bryrup Langsø - dog måske med undtagelse af den korte periode i sensommeren 1990.

De lave nitratkoncentrationer i august 1990 var sandsynligvis en medvirkende årsag til, at der samtidig ophobedes et stort overskud af uorganisk opløst fosfor i 1990, idet manglen på nitrat ved sedimentoverfladen har begunstiget en større frigivelse af fosfor fra sedimentet.

Fosforkoncentrationerne var således meget højere i 1990 end i 1989 og 1991.



Figur 9. Iltfordeling i Bryrup Langsø 1991 på prøvetagningsstation 090930.



Figur 10.
 Årstidsvariation af fysisk-kemiske målinger fra Bryrup Langsø's overfladevand 1991 sammenlignet med 1989-90 (st. 090930).

Jern og opløst silicium

Sæsonvariationen for jern og silikat var i 1991 helt analoge (figur 11). Specielt bemærkes koncentrationsstigningen i august, der ligesom stigningen i ortho-fosfat må tilskrives en nettofrigivelse fra sedimentet.

Koncentrationen af opløst silicium følger mængden af kiselalger, der udnytter den opløste silicium til vækst. Bedømt ud fra forløbet i 1991 synes der således at have været færre kiselalger i en længere periode i foråret end i 1989-90. Omvendt indikerer figuren, at der i sensommeren 1989 var flere kiselalger i september-oktober, hvor silicium-koncentrationerne var tydeligt lavere end i 1990-91.

(Se afsnit om fytoplankton)

pH og alkalinitet

Der er ingen tydelig sæsonvariation i alkaliniteten - niveauet har været konstant i 1989-91 (figur 11). Dog synes alkaliniteten at have været en anelse højere i 1989.

Variationerne i pH følger generelt variationen i fytoplanktons primærproduktion og i alle tre år ses et forårsmaksimum i april. Forårsværdierne var generelt mindre i 1991 - måske som tegn på, at algerne biomasse og primærproduktion var mindre her end i de to foregående år. Endvidere synes sommermaksimummet at falde noget senere i 1991 (august-september) end i 1989-90.

Tørstof og COD

Sæsonvariationen i suspenderet tørstof, glødetab og partikulær COD er analog og følger variationen i algebiomasse med et tydeligt forårsmaksimum og et sommermaksimum. Det bemærkes, at mængden af partikulært COD var mindre i højsommeren 1989 end i senere år, som en indikation af, at algemænden her var mindre. Dette stemmer med, at koncentrationerne af klorofyl også var mindre dette år.

Gennemsnit af vandkemi 1972-91

En samlet karakteristik af de vandkemiske forhold i Bryrup Langsø ses måske bedst ud fra de beregnede års- og sommergennemsnit i tabel 5 og 6.

De tre overvågningsår 1989-91

Både i sommerperioden og over året som et er der "overskud" af kvælstof i søvandet. I gennemsnit var der de tre år 30-40 gange mere kvælstof (vægt) end fosfor, hvilket viser, at fosfor generelt er det næringsstof der begrænser algeopvæksten.

I de tre overvågningsår var algemængden udtrykt som klorofyl størst i 1990, hvor også fosforkoncentrationerne var højest. Omvendt var kvælstofkoncentrationerne

mindst i sommeren 1990.

Selv om der, som vist i figurerne over sæsonvariation var tydelige forskelle i algeudviklingen, var den gennemsnitlige sommersigttybde ens de tre år, - nemlig 1.9-2,0 meter.

Hermed var det specifikke krav i Århus Amt's Recipientkvalitetsplan på mindst 2 meters sigttybde lige så knapt opfyldt.

Selv om de gennemsnitlige sigttybder således var ret ens om sommeren, var der stor forskel på den gennemsnitlige beregnede algebiomasse, der udtrykt som klorofyl var dobbelt så stor i sommeren 1990 som i sommeren 1989.

Alle undersøgelsesår

De første vandkemiske undersøgelser i Bryrup Langsø blev udført i begyndelsen af 1970'erne og i tabel 5 og tabel 6 ses

at kvælstofkoncentrationerne har været stigende gennem perioden

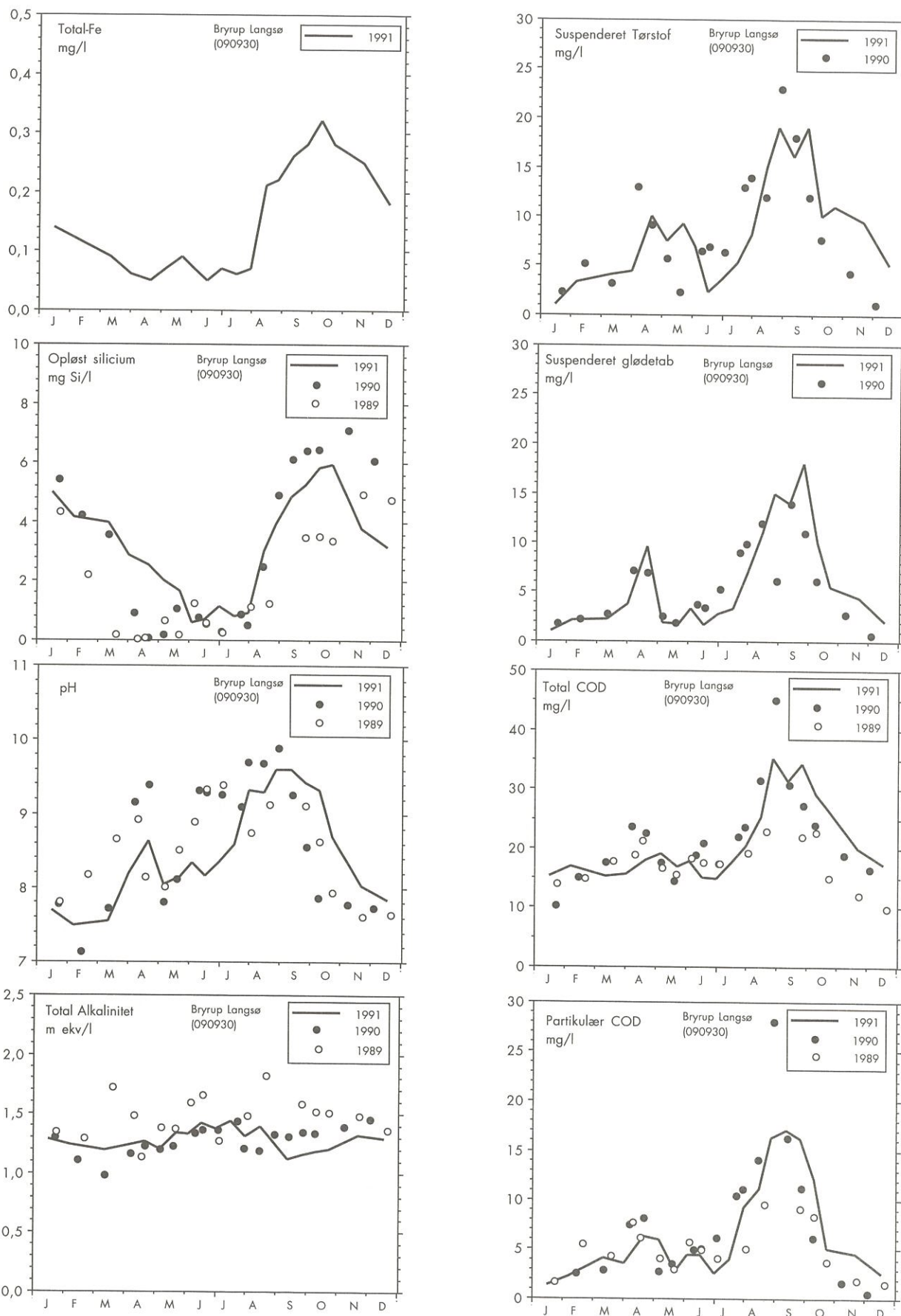
at der endnu ikke er nogen tydelig tendens til mindre gennemsnitskoncentrationer af fosfor, selvom fosfortilførslen er mindsket.

at der siden først i 1980'erne ikke er nogen sikker tendens til mindre algemængde (klorofyl) og bedre sigttybde

Alt i alt viser tabellerne, at der er store år til år variationer i de vandkemiske forhold i søvandet. Disse variationer er dels udtryk for en reel variation, men der er naturligvis også en vis usikkerhed med hensyn til, hvor nøjagtigt måleprogrammet har været de enkelte år. Specielt var prøvetagningsfrekvensen i årene før overvågningsprogrammets igangsættelse generelt noget mindre, - ofte kun 12 gange/år, hvor frekvensen nu er 18-20 gange.

Det er relevant at bemærke, at hvis man forestiller sig, at fosfortilførslen var fortsat med at stige igennem den sidste tyve års periode, havde gennemsnitskoncentrationen af fosfor i søen sandsynligvis ligget mellem 150 og 200 µg P/l. Fosforindholdet i sedimentet ville som et minimum være på 1972-niveauet på 6 - 8 mg P/ mg TS og herved ville den interne belastning have været endnu større end i dag.

En sådan sø ville med al sandsynlighed have en væsentlig større algetæthed og dermed bl.a større problemer med blågrøn alger, end tilfældet er idag. De mange alger ville endvidere medføre, at sigttybden i søen ville være omkring 1 m som et sommergennemsnit.



Figur 11. Årstidsvariation af fysisk-kemiske målinger fra Bryrup Langsø's overfladevand 1991 sammenlignet med 1989-90. (Station 090930).

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991
Temperatur					14,8	16,3	13,2	17	17,4	15,5
Suspenderet tørstof mg/l									10,6	9,9
Suspenderet glødetab mg/l									6,9	7,1
Total COD mg/l					22	20	22	19	24	22,3
Partikulær COD mg/l					11,6	10	7,8	6	10	8,4
Klorofyl (ukorr) µg/l					23	51	54	31	65	49
Sigt dybde m					1,3	2,2	1,5	2	1,9	1,9
pH				9	8,7	8,5	8,8	8,9	9,1	8,8
Alkalinitet mekv/l				1,36		1,32	1,3	1,53	1,3	1,3
Total -N mg/l	1,81	2,17	2,06	1,47	2,85	3,7	2,91	3,1	2,7	3,52
NH4-N mg/l	0,125	0,135	0,036	0,07	0,014	0,07	0,039	0,037	0,029	0,024
NO3-N mg/l	0,809	0,954	1,09	0,569	1,86	1,9	1,84	2,14	1,56	2,37
Total P µg P/l	91	156	193	90	84	109	139	93	136	85
Ortho-P µg P/l	10	50	76	20	16	34	57	12	36	11
Silikat mg Si/l	1,1	1,97				2,72	2,2	1,2	2,1	2,2
Total jern mg Fe/l										0,1

Tabel 5. Sommergennemsnit af målinger fra Bryrup Langsø's overfladevand. (Station 090930), (1/5-1/10)

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991
Temperatur					9,92	9,9	8,1	10,6	10,8	9,6
Suspenderet tørstof mg/l									7,3	7,8
Suspenderet glødetab mg/l									4,8	5,3
Total COD mg/l					18	18,3	19	17	21	20,3
Partikulær COD mg/l					11	6,5	5,3	4,8	6,3	6
Klorofyl (ukorr) µg/l					21	39	38	20	38	35
Sigt dybde m					1,6	2,1	1,6	2,2	2,3	2,0
pH			8,38	8,59	8,58	8,17	8,1	8,5	8,4	8,4
Alkalinitet mekv/l			1,25	1,15		1,29	1,28	1,47	1,28	1,27
Total -N mg/l	2,34	2,58	2,82	2,41	3,86	4,41	4,08	3,8	4,14	4,22
NH4-N mg/l	0,112	0,11	0,079	0,095	0,011	0,049	0,09	0,061	0,046	0,024
NO3-N mg/l	1,58	1,59	2,02	1,5	2,67	2,97	2,96	2,82	3,01	3,21
Total P µg P/l	101	156	164	106	90	110	146	95	130	102
Ortho-P µg P/l	34	54	74	40	26	42	81	29	57	29
Silikat mg Si/l	1,8	2,63				4,2	3,21	2,2	3,6	3,3
Total jern mg Fe/l										0,2

Tabel 6. Årsgennemsnit af målinger fra Bryrup Langsø's overfladevand. (Station 090930).

Sammenhæng mellem søvandskoncentration og stoftilførsel

Årsværdier

Koncentrationerne af kvælstof i søen er de enkelte år nøje relateret til årstilførslen af kvælstof (figur 12).

Årsgennemsnit af fosfor i søvandet synes også relateret til den vandføringsvægtede samlede indløbskoncentration af fosfor (figur 12 nederst). Relationen er dog ikke så åbenbar som for kvælstofs vedkommende.

I figuren ses, at indløbskoncentrationerne af fosfor er faldet meget de seneste 20 år- dog med 1987 som en undtagelse. Dette år var der en stor fosfortilførsel til Bryrup Langsø.

I de sidste 4 undersøgelsesår er det specielt tydeligt, at fosforkoncentrationerne i søvandet, udtrykt som årsgennemsnit, følger fosfortilførslen. Det ses at indløbskoncentrationen i 1989 og 1991 lå på det niveau, som er anslået vil være gældende i fremtiden. Dvs. at de tiltag, som er gjort, til nedbringelse af fosfortilførslen til Bryrup Langsø er ved at slå igennem.

I figuren er der indlagt en linje med den forventede koncentration af fosfor ved givne indløbskoncentrationer. Denne linje forudsætter, at fosfortilbageholdelsen i søen ved ligevægt med den eksterne tilførsel vil være 33-35% (sensu DMU 1990; Vollenweider, 1976).

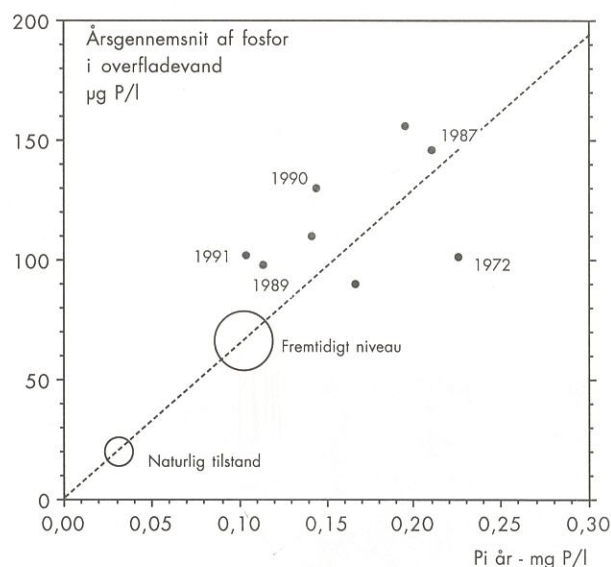
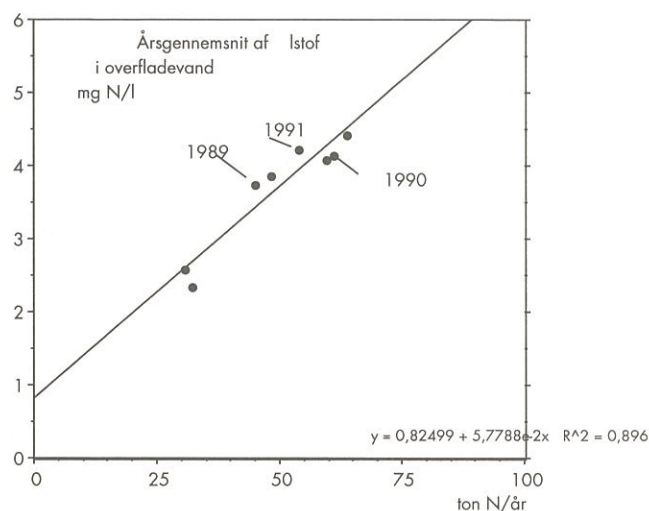
Når årsgennemsnittene af fosfor ligger "over" ligevægtslinjen, kan det tages som et udtryk for, at Bryrup Langsø ikke er i ligevægt med tilførslen af fosfor og der således er en frigivelse af fosfor fra sedimentet.

Der er nemlig ingen grund til at antage at ligevægtsretentionen er estimeret for højt.

Vurderet ud fra erfaringsmateriale fra danske søer med relativt højt jernindhold i sedimentet (>30 mg Fe/g TS) er der en tendens til større fosfortilbageholdelse i søer med jernholdigt sediment end i søer med jernfattigt sediment (DMU, 1991).

At der virkelig er en "overskuds" intern belastning af fosfor fra sedimentet ses også af, at den øjensynlige lineære relation mellem fosforbelastning (Pi) og søkoncentration ikke går gennem 0:0. Hvis man ser på de år, hvor belastning og søkoncentration skønnes mest sikkert bestemt (1983-91) i figur 12, nederst, synes relationen mellem belastning og søkoncentration at indikere en "overskuds"-koncentration af fosfor i søen på 30-50 µg P/l (skæring med y-akse).

Som det er antydnet i figur 12, vil fosforkoncentrationen i søen falde til et fremtidigt niveau på 60-80 µg P/l ved en ekstern fosforbelastning svarende til niveauet i 1991.



Figur 12. Relation mellem årstilførsel af kvælstof og gennemsnitskoncentration af kvælstof i søvandet (øverst) og vandføringsvægtet indløbskoncentration af fosfor (Pi år) afbildet imod årsgennemsnit af fosfor i søen (nederst).

Altsammen forudsat, at Vollenweider-ligningen holder for Bryrup Langsø.

Der vil sandsynligvis gå en årrække, før søen kommer i ligevægt med fosfortilførslen. Dette skyldes, at der ligger en stor pulje af ophobet fosfor på bunden af søen, som skal udvaskes.

Før denne pulje er udvasket, er det ikke sandsynligt at søen kan opnå den fosforretention på ca. 30 %, som Vollenweider-ligevægten foreskriver.

Det er således nødvendigt, at jern-fosforindholdet i sedi-

Handwritten note: $Pi_{max} = 824/7 = 118$
 men det går ikke, når søen er fuld

mentet bliver større, end det er idag. I 1990 var forholdet mellem jern og fosfor i de øverste 10 cm af sedimentet 6-7 (Århus Amtskommune, 1991). Samtidigt blev der i 1991 kun tilført dobbelt så meget jern som fosfor til søen.

Fortsætter udvaskningen af sedimentets fosforpulje, på trods af den relativt lille jerntilførsel, i samme tempo som i 1991, hvor 200-250 kg blev udvasket, vil der derfor gå adskillige år inden søens interne fosforbalance er i ligevægt med tilførslen.

Ud fra en række antagelser omkring bl.a. størrelsen af jern- og fosforpuljen i søen kan denne årrække skønnes til 10-20 år (forudsætningerne for disse beregninger er præsenteret i bilag).

Det skal understreges, at forudsætningerne for dette skøn er meget usikre og at søen gradvist vil opnå forbedringer også før de 10-20 år.

Specielt problematisk for de anvendte antagelser er det, at jerntilførslen, i det mindste i 1991, var forbavsende lav i forhold til fosfortilførslen (jvf. tabel 3 side 14). Fe/P-forholdet i indløbet var således kun ca. 2 (vægt). Ligeledes var den beregnede jerntilbageholdelse betydeligt mindre, end der generelt er fundet i lignende danske søer (DMU, 1991).

Det er således vanskeligt ud fra jernmassebalancen i 1991 at forklare det relativt høje jernindhold i sedimentet i Bryrup Langsø.

Selvom det, som omtalt på materialet fra en række danske søer, er vist, at fosfortilbageholdelsen generelt er højere i søer med jernholdigt sediment, er det dog også på de samme søer vist, at i søer med en indløbskoncentration af jern på mindre end 1 mg Fe/l (ca. 0,2 mg Fe/l i Bryrup Langsø), er fosfortilbageholdelsen generelt mindre end skønnet ud fra Vollenweider-relationen.

Det bliver derfor interessant at følge udviklingen i jerntilførslen til Bryrup Langsø i de kommende år, specielt for at få klarhed over om den beregnede jerntilførsel i 1991 er rimeligt repræsentativ for et "normalår".



Månedsbalancer

Selv om der som vist i figur 12 er en rimelig god sammenhæng mellem den eksterne tilførsel af fosfor og kvælstof og årgennemsnittene af fosfor og kvælstof i Bryrup Langsø, har der dog i de tre overvågningsår 1989-91 været tydelige forskelle i forløbet af årstidsvariationen af næringsstoffer i søvandet.

Ud fra resultaterne i figur 10 er det tydeligt, at faldet i kvælstofkoncentrationen i søvandet ikke forløb ens i de tre år.

Nitratkoncentrationen blev i 1990 hurtigt reduceret og i starten af august var der ikke mere nitrat i søvandet.

I modsætning hertil faldt nitratkoncentrationerne langsommere i 1991 og et minimum af nitrat optrådte først midt i september. Nitratpuljen i søvandet blev desuden ikke helt udtømt i 1991.

Tilsvarende var der i 1990 meget høje koncentrationer af fosfor i søen i september-oktober, sammenfaldende med at nitratkoncentrationerne i overfladevandet i denne periode var meget lave.

Nitratkoncentrationerne gik, som nævnt, ikke helt i bund i 1989 og 1991 og stigningen i fosforkoncentrationen i sensommeren var ligeledes ikke så stor som i 1990.

Det er nærliggende at forsøge at forklare forskellene i fosfor- og kvælstofkoncentrationer i søvandet ud fra varierende ekstern tilførsel over året, ved forskelle i de interne stofomsætninger i søen (denitrifikation/intern fosforbelastning) samt ud fra algernes næringsaltpoptagelse.

Fosforbalance

I figur 13 (øverst) er vist, hvorledes den eksterne fosfortilførsel og nettobelastningen fra sedimentet varierede på månedsbasis i 1991.

Frem til august måned var der en nettoindlejring af fosfor i sedimentet. (når der ses bort fra januar måned. Massebalancer på månedsbasis er usikre i denne periode, da der kun tages prøver i afløbet en gang/måned. Faktisk virker det usandsynligt, at der var en intern belastning i januar måned. Denne værdi medfører, at fosforretentionen over året måske bliver underestimeret.).

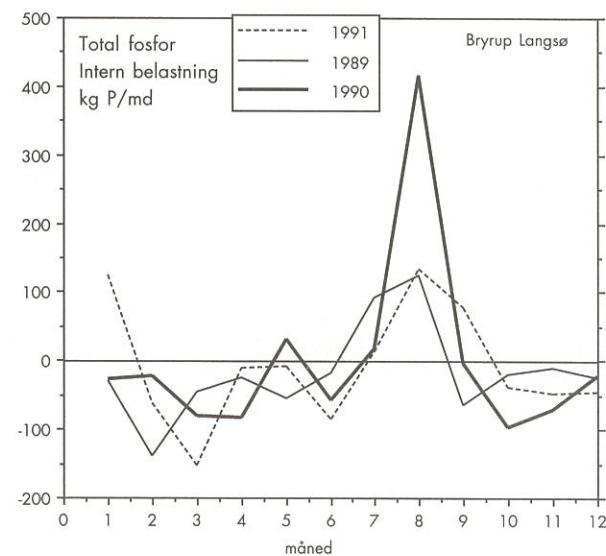
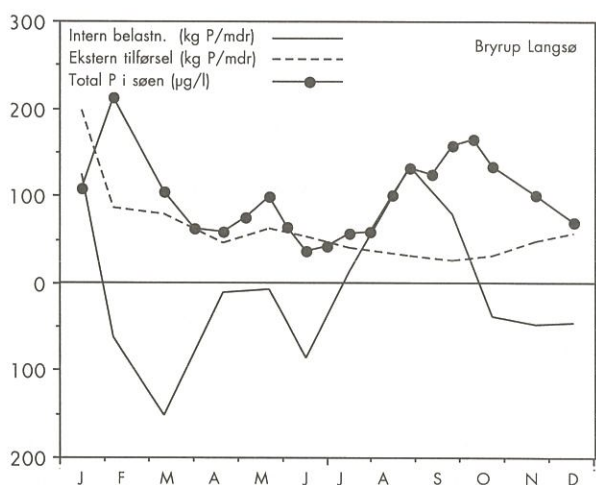
I august og september 1991 var der til gengæld en markant nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet. Tilførslen fra sedimentet var i denne periode meget større end fosfortilførslen fra oplandet og stigningen i søvandets fosforkoncentration skyldes således alene den interne belastning fra sedimentet.

Dette gælder også for de øvrige overvågningsår (ikke vist i figur 13), men man bør her være opmærksom på, at den i figuren viste nettobelastning fra sedimentet ikke uden videre kan fortolkes som bruttobelastning, idet der

jo naturligvis er en tilbagesedimentation af algebundet fosfor ned på søbunden. Denne sedimentation er stærkt afhængig af hvilke alger, der dominerer i algeplanktonet. I perioder med blågrønalgedominans er sedimentationen reduceret. Blågrønalger dominerer netop typisk algeplanktonet i august-oktober i Bryrup Langsø. En ringe tilbagesedimentation kan derfor måske forklare en del af den observerede belastning fra sedimentet.

I figur 13 (nederst) er vist, hvorledes den interne nettobelastning af fosfor fra sedimentet udviklede sig de enkelte overvågningsår og det ses, at den interne belastning (netto) var meget større i 1990 i august end i de øvrige år. Derfor var altså også fosforkoncentrationerne i søvandet størst i denne periode i 1990.

Men hvorfor var den interne fosforbelastning (netto) så større i 1990? Som nævnt ovenfor indvirker sam-



Figur 13. Ekstern og intern fosforbelastning og fosforkoncentration i søen, månedsværdier 1991 (øverst) og intern fosfor-belastning 1989-91 (nederst).

mensætningen af alger (blågrønner) på sedimentationen af fosfor og dermed på nettoprocessen; - den interne belastning af fosfor.

Netop i 1990 var blågrønnerne tilstede i søvandet i en længere periode i sensommeren end i 1989 og 1991 og dermed var sedimentationen af fosfor mindre.

En medvirkende årsag til den øgede nettofrigivelse af fosfor i 1990 kan dog måske også findes i forskelle i nitratkoncentrationerne i søvandet.

Fravær af nitrat ved sedimentoverfladen i kombination med manglende ilt kan øge frigivelsen af fosfor fra den jern- og organisk-bundne fosforpulje.

I Bryrup Langsø er den jernbundne fosforpulje netop stor, hvilket giver mulighed for en stor fosforfrigivelse. Den store frigivelse i 1990 synes således at hænge sammen med det lave indhold af nitrat i søvandet.

Der er dog nogen uenighed om nitrats regulerende rolle for fosforfrigivelsen. F.eks. fandt Jensen og Andersen (1990), at nitrat under visse omstændigheder stimulerer fosforfrigivelsen - måske specielt i perioder efter fravær af nitrat.

Under alle omstændigheder er det dog bemærkelsesværdigt, at fosforophobningen i 1990 var sammenfaldende med en periode, hvor der ikke var nitrat til stede i søvandet.

Kvælstofbalance

Årsagen til det varierende forløb af nitrat-kvælstof i søvandet i årene 1989-91 kunne tænkes at skulle findes i varierende eksterne tilførsler af kvælstof.

Som vist i figur 14 (øverst) var kvælstoftilførslen de første tre måneder af 1990 større end i de to øvrige overvågningsår og noget mindre i april-maj.

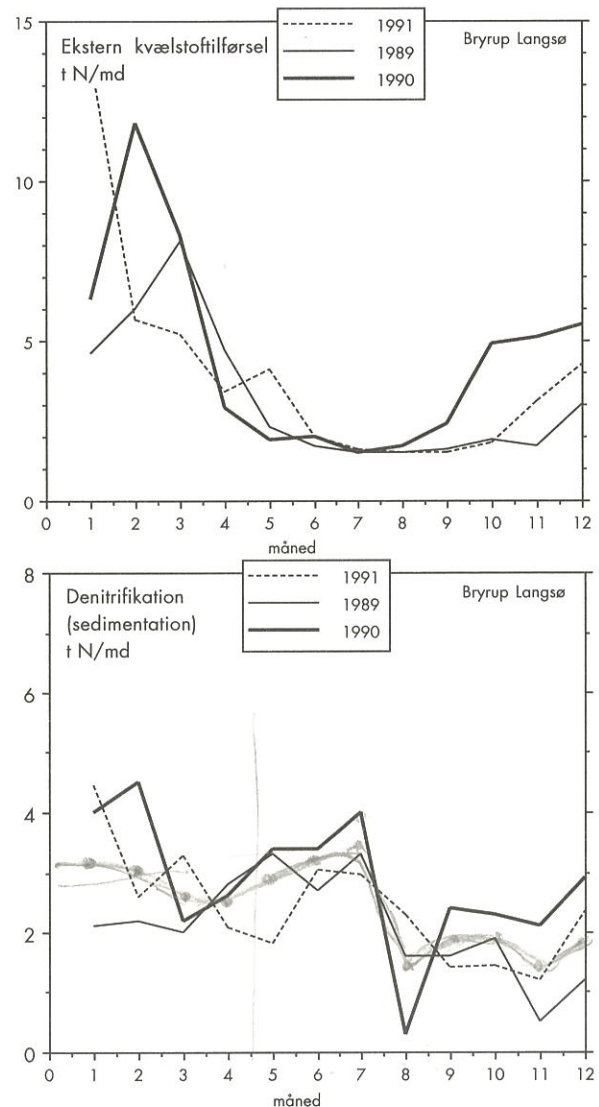
Den mindre kvælstoftilførsel i april og maj kan have været en medvirkende årsag til, at nitratkoncentrationerne faldt hurtigere i forsommeren 1990 end i de to øvrige overvågningsår.

(Tilførslen i februar og marts '90 var godt nok den største blandt de tre år, men pga. den korte opholdstid i søen har tilførslerne på dette tidspunkt en relativ mindre betydning for søen.)

Udover den eksterne tilførsel er kvælstofniveauet i søen bestemt af størrelsen af denitrifikationen og (i mindre grad) af sedimentationen af kvælstof ned på søbunden.

Som vist i figur 14 (nederst) er der måske en tendens til, at denitrifikationen (inkl. sedimentation) i absolut mængde var større i første halvår af 1990 sammenlignet med de to øvrige år.

Specielt bemærkes, at denitrifikationen i april-maj 1991 var relativt lille, hvilket i kombination med en relativ stor eksterne kvælstoftilførsel i de to måneder formodes, at være hovedforklaringen på det tidsforskudte fald i kvælstofkoncentrationen i søvandet i sommeren 1991



Figur 14. Eksterne, månedlige kvælstoftilførsler (øverst) og beregnede månedlige denitrifikationer inkl sedimentation, (nederst). 1989-91.

(jvf. figur 9).

Den lave denitrifikation i april-maj 1991 kan måske forklares ved, at temperaturen i denne periode var markant lavere end i de to øvrige år (jvf. figur 7). Denitrifikationen er nemlig blandt andet bestemt af temperaturen i kombination selvfølgelig med tilgængeligheden (koncentrationen) af nitrat-kvælstof og organisk substrat ved sedimentoverfladen.

Denne sammenhæng fremgår af figur 15 (øverst), hvor den beregnede månedlige denitrifikation er afbildet som funktion af den gennemsnitlige månedskoncentration af nitratkvælstof i søvandet i sommerperioden (maj-september).

Der synes at være en logaritmisk relation mellem nitratkoncentrationen og denitrifikationen (inkl. sedimentation), således at ved lave nitratkoncentrationer mindskes

denitrifikationen.

Kun en enkelt månedsværdi falder udenfor den generelle sammenhæng. I maj 1991 var temperaturen lavere end de øvrige år, derfor den lave denitrifikation på trods af en høj nitratkoncentration (4 mg NO₃-N/l).

En medvirkende årsag til den mindre denitrifikation i maj 1991 kan dog også være, at mængden af fytoplankton og dermed også sedimentationen af organisk materiale i foråret 1991 øjensynligt var noget mindre end i 1989-90 (jvf. næste afsnit om fytoplankton).

Jernbalance

Såfremt det er redox-forholdene ved sedimentoverfladen, der primært har styret fosforfrigivelsen fra sedimentet i sensommeren, kunne man formode at finde en forøget jern-frigivelse i denne periode. Som vist i figur 16 var der netop en meget stor frigivelse af jern fra sedimentet i den periode, hvor også nettofrigivelsen af fosfor var høj i 1991.

I årets første 6 måneder var der, ligesom for fosfor, en nettobinding af jern til sedimentet, hvorefter der i august-september var en massiv frigivelse af jern fra sedimentet. I de to måneder var nettofrigivelsen af jern 430 kg Fe og ophobningen af totalfosfor 212 kg P.

Det gennemsnitlige Fe/P-forhold (vægt) i sedimentoverfladen i Bryrup Langsø er ca. 7 (Århus Amt, 1991) og under antagelse af, at jernfrigivelsen vil medføre en fosforfrigivelse med samme vægtforhold fra sedimentet, kan den jernbetingede fosforfrigivelse fra sedimentet anslås til ca 60 kg P eller kun knap en tredjedel af den aktuelt målte fosforophobning i vandet i august-september 1991.

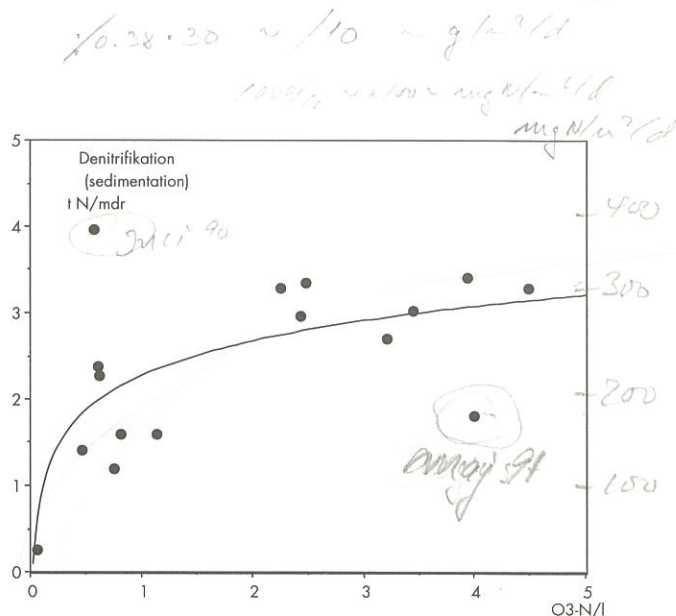
Der er således næppe nogen enkelt forklarende årsag til de varierende fosforophobninger i sensommeren i Bryrup Langsø's overfladevand, hvilket skal huskes, når man søger at fastlægge den fremtidige ligevægtstilstand i søen.

År til år variationerne er både styret af

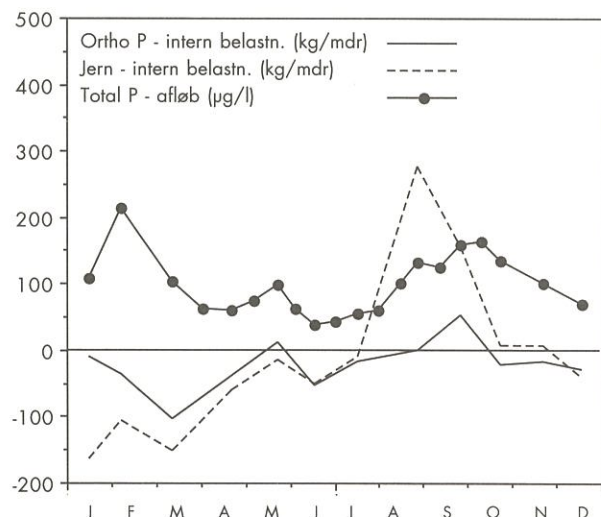
Variierende forekomst og udstrækning af blågrønalmaksimum

Variierende redoxbetingede (nitrat, ilt) frigivelser af fosfor fra den jernbundne og den organisk bundne pulje i sedimentet.

Desuden kan det konkluderes, at fosforkoncentrationen i søvandet kun ændres langsomt ved ændringer i fosfortilførslen.



Figur 15. Denitrifikation (inkl. sedimentation) på månedsbasis som funktion af nitratkoncentrationen (månedsgennemsnit) i søvandet i sommerperioden i 1989, 1990 og 1991.



Figur 16 Beregnet intern belastning af jern og orthofosfat samt koncentration af totalfosfor i sø afløbet i 1991.

Og årstidsvariationerne i kvælstofkoncentrationen er styret bl.a. af

Variierende ekstern tilførsel

Variierende (til dels temperaturbetingede) denitrifikationer

Fytoplankton

Fytoplanktonet i Bryrup Langsø er undersøgt 20 gange i løbet af 1991. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetode er beskrevet i bilag.

Fytoplankton i 1991

Fytoplanktonet blev i 1991 primært domineret af tre algegrupper: Kiselalger, blågrønalger og i noget mindre grad rekylalger (figur 17).

Fytoplanktonet var i perioden frem til maj karakteriseret ved en relativ lav biomasse (0,2 - 4,4 mg vv/l) uden markante maksima, men med skiftende dominans af rekylalger og kiselalger. Efter et kiselalgemaksimum i juni og en relativ lav biomasse i juli, steg biomassen markant i august til et maksimum på 23,2 mg vv/l. Dette var forbundet med et skift i fytoplanktonsammensætningen til total dominans af blågrønalger, hvilket holdt til hen i oktober.

I november steg biomassen efter at have været lav i oktober til et maksimum på 14 mg vv/l. Dette skyldtes udelukkende kiselalger.

I det følgende uddybes årstidsvariationen nærmere. De kvantitativt dominerende arter/grupper på de enkelte prøvetagningsdage er angivet i tabel 7

Vinter

I perioden januar til marts var algebiomassen relativt lav (0,2 - 1,4 mg vv/l). I januar/februar udgjorde rekylalger

hovedparten af biomassen, mens den i marts primært bestod af små ubestemte celler og blågrønalger af slægten *Microcystis*.

Forår

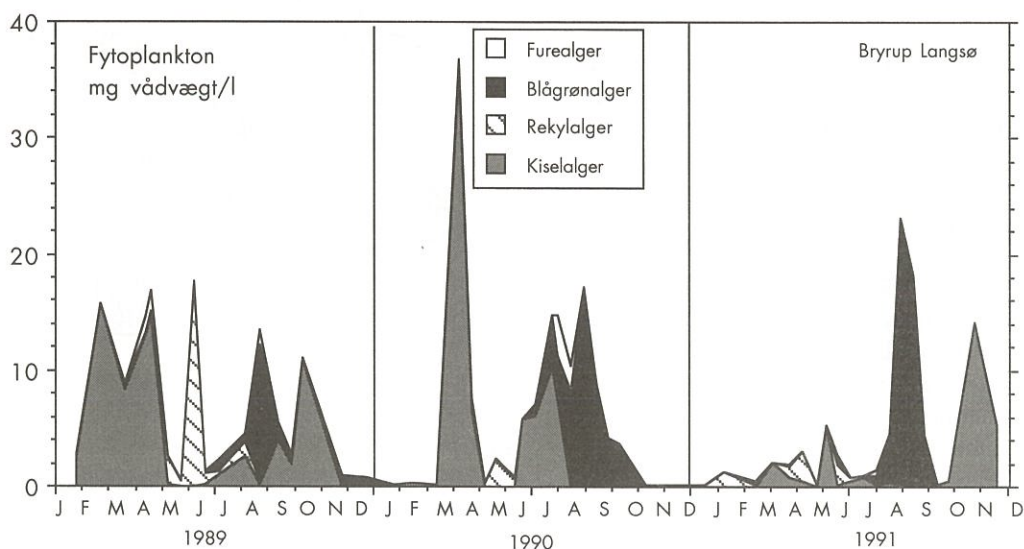
I begyndelsen af april forekom kiselalgerne forårsopblomstring og biomassen steg svagt til 2,1 mg, hvor den lille centriske kiselalge *Stephanodiscus hantzschii* udgjorde hovedparten. I slutningen af april var kiselalgemaksimumet aftagende og blev herefter afløst af en tiltagende mængde rekylalger, der dannede maksimum i begyndelsen af maj (2,6 mg vv/l). Rekylalger kan ernære sig helt eller delvist heterotroft af organisk materiale i vandet og ses derfor ofte i forbindelse med andre algegruppers henfald. I slutningen af maj faldt fytoplanktonbiomassen drastisk til et meget lavt niveau (0,2 mg vv/l), hvilket var sammenfaldende med en øget bestand af algeædende zooplankton (se næste afsnit).

Sommer

I begyndelsen af juni steg biomassen til 5,7 mg vv/l. Hovedparten af biomassen bestod af kiselalger, hvor den pennate art *Asterionella formosa* var dominerende (5,1 mg vv/l). I slutningen af juni aftog kiselalgemaksimumet igen og afløstes kortvarigt af en mindre mængde rekylalger (1,8 mg vv/l).

Sensommer/efterår

Efter en relativ lav biomasse i juli (1,3 mg vv/l), der bestod af et blandet plankton, begyndte blågrønalger af slægten *Microcystis* i slutningen af juli at vokse op.



Figur 17. Fytoplanktonets årstidsvariation i Bryrup Langsø fordelt på grupper 1989-91. Station 090930, 0-2 meter.

Slægten blev herefter totalt dominerende, med *Microcystis aeruginosa* som den dominerende art. Biomassen steg i løbet af august og nåede i slutningen af måneden et maksimum på 22,8 mg vv/l. Biomassen var fortsat høj i begyndelsen af september og aftog først i slutningen af september. *Microcystis*-opblomstringen forsvandt helt i løbet af oktober, hvor den samlede algebiomasse også var lav (0,1 - 0,5 mg vv/l). *Microcystis*-arter dominerer ofte, hvis der er rigelige mængder kvælstof og fosfor, og i forbindelse med stratifikation. *Microcystis*-arterne dukkede da også op i planktonet i slutningen af en periode med stratifikation og relativ høj vandtemperatur, og de fortsatte trods fuldstændig opblanding i august med at tiltage i biomasse.

I november forekom årets største kiselalgeopblomstring med en samlet biomasse på 14,1 mg vv/l. Opblomstringen blev fuldstændig domineret af den relativt store centriske art *Stephanodiscus astrea*. I december var biomassen aftagende, men fortsat relativt stor (5,3 mg vv/l). *Stephanodiscus astrea* er karakteristisk i næringsrige søer, hvor den har hovedforekomst i de kolde forårs- og efterårsmåneder. Arten er desuden tolerant over for dybdeopblanding og dermed en lavere lysintensitet.

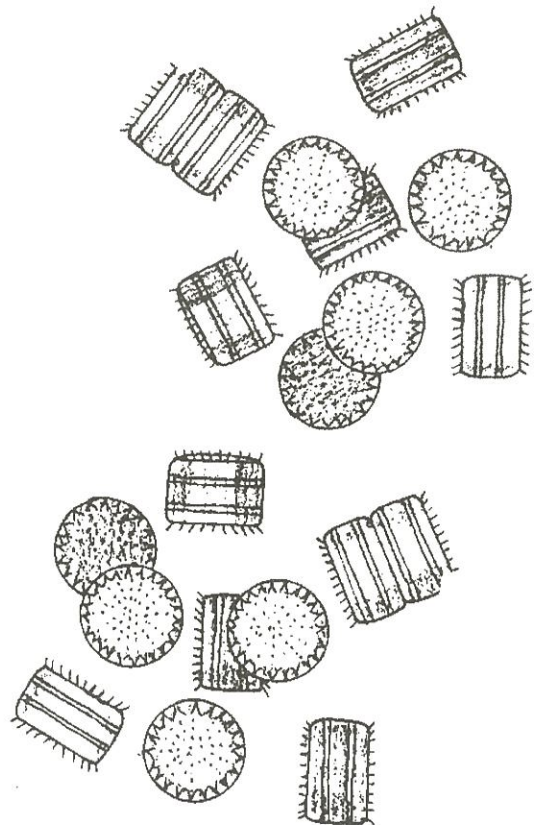
Sammenligning med resultater fra 1989-90

1991 adskilte sig fra de to foregående år ved ikke at danne noget markant kiselalgemaksimum i foråret. Kiselalgebiomassen bestod som de foregående år af *Stephanodiscus hantzschii*, men blev ikke særlig stor (2,1 mg vv/l i begyndelsen af april) på trods af tilstrækkelige mængder opløst silicium. Derimod kan orthofosfat have været begrænsende for yderligere vækst, idet koncentrationerne i april nåede under 5 - 10 µg P/l, hvor orthofosfat kan være begrænsende (Reynolds, 1984).

I forbindelse med kiselalgernes henfald sås i lighed med de foregående år en øget forekomst af rekylalger i maj.

I lighed med tidligere forekom der i sensommeren et blågrøngemaksimum af *Microcystis spp.* på 23 mg vv/l. Forekomsten strakte sig i lighed med i 1989 (maksimum biomasse på 12 mg vv/l) over ca. 1 måned, mens forekomsten i 1990 (maksimum biomasse på 17 mg vv/l) strakte sig over ca. 2 1/2 måned.

I 1991 forekom der som i 1989 en efterårsopblomstring af kiselalger med dominans af *Stephanodiscus astrea*. Opblomstringen i 1989 strakte sig over et par måneder med maksimum på 11 mg vv/l i oktober, mens den i 1991 først forekom sidst på året med et maksimum på 14 mg vv/l i november. En tilsvarende efterårsopblomstring sås ikke i 1990.



Figur 18.
Stephanodiscus hantzschii - en centrisk kiselalge fra Bryrup Langsø.

Fytoplankton Bryrup Langsø 1991

Dato 1991	mg/l vådvægt	mg/l kulstof	Dominerende arter	% (vådvægt)	% kulstof
15. jan.	0,19	0,021	<i>Cryptophyceae spp.</i>	100	100
6. feb.	1,29	0,079	<i>Cryptophyceae spp.</i>	79	79
	0,34	0,037	<i>Ubestemte celler</i>	21	21
13. mar.	0,88	0,097	<i>Ubestemte celler</i>	63	63
	0,42	0,046	<i>Microcystis spp.</i>	30	30
2. apr.	1,97	0,150	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	92	90
22. apr.	1,06	0,117	<i>Cryptophyceae spp.</i>	59	42
	0,74	0,081	<i>Ubestemte celler</i>	27	29
7. maj	2,56	0,282	<i>Cryptophyceae spp.</i>	59	61
	1,19	0,131	<i>Ubestemte celler</i>	27	28
	0,37	0,027	<i>Aulacoseira italica</i>	8	6
23. maj	0,17	0,018	<i>Cryptophyceae spp.</i>	100	100
4. jun.	5,09	0,516	<i>Asterionella formosa</i>	89	88
17. jun.	1,81	0,199	<i>Cryptophyceae spp.</i>	65	66
	0,81	0,089	<i>Anabaena flos-aquae</i>	29	29
2. jul.	0,55	0,060	<i>Pandorina morum</i>	41	44
	0,47	0,041	<i>Fragilaria crotonensis</i>	36	31
	0,28	0,031	<i>Cryptophyceae spp.</i>	21	23
17. jul.	0,74	0,072	<i>Fragilaria crotonensis</i>	59	56
	0,29	0,032	<i>Cryptophyceae spp.</i>	23	25
	0,23	0,025	<i>Ubestemte celler</i>	18	19
31. jul.	0,82	0,091	<i>Microcystis spp.</i>	39	38
	0,58	0,064	<i>Pyramichlamys dissecta</i>	27	27
	0,45	0,058	<i>Peridinium polonicum</i>	21	24
15. aug.	4,05	0,445	<i>Microcystis spp.</i>	89	90
27. aug.	22,78	2,505	<i>Microcystis spp.</i>	98	98
11. sep.	18,11	1,993	<i>Microcystis spp.</i>	99	99
25. sep.	4,30	0,473	<i>Microcystis spp.</i>	98	99
9. okt.	0,10	0,004	<i>Aulacoseira granulata</i>	82	63
	0,02	0,003	<i>Microcystis spp.</i>	18	37
23. okt.	0,43	0,015	<i>Stephanodiscus astrea</i>	80	74
	0,09	0,004	<i>Aulacoseira granulata</i>	18	19
21. nov.	13,93	0,494	<i>Stephanodiscus astrea</i>	99	98
17. dec.	5,25	0,215	<i>Stephanodiscus astrea</i>	98	96

Tabel :7

Dominerende arter/slægter i Bryrup Langsø 1991.

Relationer mellem fytoplankton og vandkemi

Det er klart, at der er eller i det mindste bør være, visse relationer mellem de vandkemiske målinger og de kvantitative opgørelser af fytoplankton.

I det følgende er der derfor, i lighed med den landsdækkende afrapportering af resultaterne fra Overvågningsprogrammet 1990 (DMU, 1991), uddraget sådanne relationer.

I figur 19 er vist den generelle sammenhæng mellem algemængden (udtrykt som klorofyl) og sigtddyden. Jo flere alger desto dårligere sigtddyde gælder altså også for Bryrup Langsø.

Tilsvarende er der en god sammenhæng mellem koncentrationen af suspenderet tørstof i overfladevandet og sigtddyden, og det er da heller ikke overraskende, at der således også er en fin lineær relation mellem mængden af suspenderet tørstof og klorofylindholdet.

Ved den kvantitative oparbejdning af fytoplankton bestemmes algebiomassen som vådvægt, men for bedre at kunne sammenligne algebiomassen med de øvrige kemiske resultater fra søen er fytoplanktonbiomassen efterfølgende omregnet til mængden af organisk kulstof bundet i algerne.

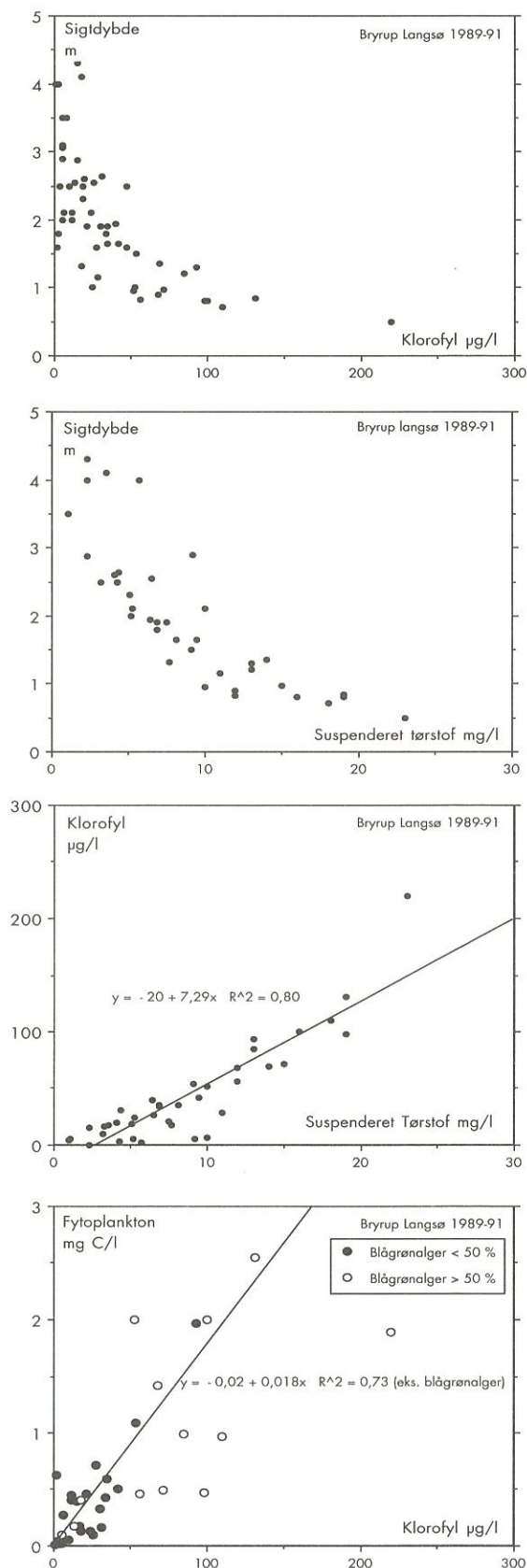
I figur 19 (nederst) er det således vist, at fytoplanktons biomasse er direkte proportional med klorofyl-mængden. Det fremgår, at der er ret stor spredning omkring den generelle relation. Det er dog velkendt, at forskellige algegrupper har afvigende biomasse/klorofyl-forhold.

Eksempelvis fandtes 3 gange højere klorofyl/biomasse-forhold i grønalgedominerede søer, end i søer hvor blågrønalger var hyppige (DMU, 1991).

Resultaterne fra Bryrup Langsø viser, at der ved dominans af blågrønalger (>50%) var relativt mere klorofyl i forhold til kulstof, end når algebiomassen ikke var domineret af blågrønalger.

Ses bort fra måledata, hvor blågrønalger dominerede, var det generelle forhold mellem klorofyl og alge-kulstof lig 1:18, eller noget mindre end der ofte angives i litteraturen (1:30-50).

Uanset grønalger ikke er nogen væsentlig gruppe i algesamfundet i Bryrup Langsø, er der altså fundet et højt klorofyl/algebiomasse - forhold i søen. Forholdet mellem klorofyl og partikulært COD er ligeledes større end den generelle sammenhæng, som er fundet af DMU, (1991) - (sammenhæng ikke vist).



Figur 19. Diverse relationer mellem algebiomasse, sigtddyde og vandkemiske målinger fra Bryrup Langsø. (Station 090930, 1989-91).

I den landsdækkende afrapportering af Overvågningsprogrammet 1990 (DMU, 1991) er der gjort visse overvejelser omkring C:N:P-forhold i det partikulære suspenderede materiale i overvågningssøerne.

Ofte angives et generelt optimalt C:N:P-forhold i fytoplankton på 42:7:1 (vægt) - den såkaldte Redfield-ratio.

Afvielser fra denne generelle relation kan således måske indikere hvilke næringsstoffer, der primært begrænser algeopvæksten.

Sådanne regnetekniske øvelser er dog ikke helt uproblematisk. Bl.a. er det generelt kun en mindre del af det partikulære materiale i søvandet, der er levende algebiomasse, og C:N:P-forhold i algeplanktonet vil afvige betragteligt fra tilsvarende forhold i den totale partikulære fraktion i søvandet.

Målinger af partikulært organisk materiale (COD) kan omregnes fra ilt til kulstof, idet omregningsfaktoren er bestemt af den respiratoriske kvotient (RQ). Anvendes en respiratorisk kvotient på 1 fås en omregningsfaktor på 0,375 (jvf. DMU, 1991). RQ vil dog i virkeligheden nok være lidt mindre end 1.

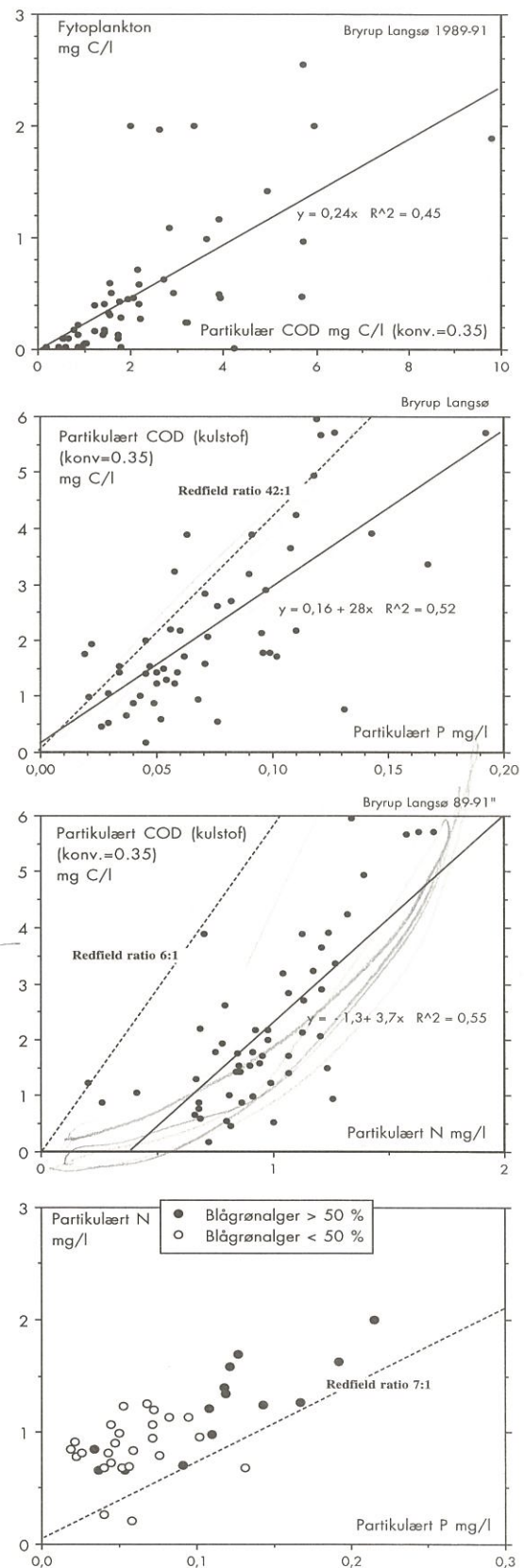
I figur 20 (øverst) er således anvendt en omregningsfaktor på 0,35 og det fremgår af relationen mellem partikulært COD og fytoplankton-kulstof, at algebiomassen generelt kun udgør ca 1/4 af det partikulære organiske materiale i søvandet.

Det ses også af relationerne i figur 20, at såvel C:P som C:N forholdet er mindre end Redfield-ration. Nemlig henholdsvis 28 og 4.

C:N-relationen er tydeligvis ikke lineær. Det ser ud til, at C:N forholdet øges ved stigende koncentrationer af partikulært kvælstof. Dette stemmer med den udledning, som er gjort på det samlede materiale fra overvågningssøerne. Årsagen hertil er uklar, (DMU, 1991).

Ses i stedet på relationen mellem partikulært N og partikulært P (figur 20, nederst), viser det sig, at N:P forholdet generelt er større end 7. Dette blev også fundet af DMU (1991) og tolket som en indikation af, at fosfor generelt var i "underskud" i forhold til fytoplanktons optimale behov. Det større N/P-forhold skyldes dog i stort omfang, at detritus generelt indeholder forholdsvis mere N end P. Det er derfor på grund af ovennævnte forhold noget usikkert om disse overvejelser på den samlede partikulære fraktion kan anvendes til tolkning af vækstbegrænsende faktorer for fytoplankton.

Det bemærkes, at der ikke på materialet fra Bryrup Langsø var nogen tydelig tendens til større N:P-forhold ved dominans af blågrønaler, således som det ellers generelt blev fundet på de danske overvågningssøer, (DMU, 1991).



Figur 20
Diverse relationer mellem algebiomasse og vandkemiske målinger fra Bryrup Langsø. Station 090930, 1989-91.

Figur 21 viser, at forholdet mellem klorofyl og total fosfor ligger under den teoretiske maksimumsværdi. Som anført i DMU, (1991) er dette et udtryk for, at andre faktorer end totalfosformængden har betydning for reguleringen af fytoplanktonbiomassen. Sammenhængen mellem klorofyl og total fosfor i Bryrup langsø svarer til den generelle sammenhæng, som er fundet for de 37 danske overvågningssøer af DMU (1991).

Nitrat og blågrønner

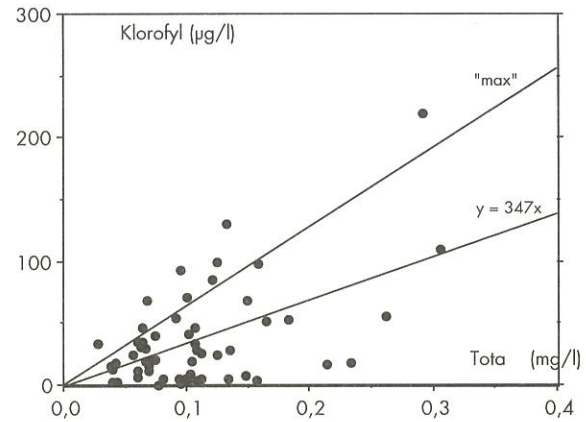
I alle tre overvågningsår (1989-91) var der markant opvækst af blågrønner i juli-august. Opvæksten af blågrønnerne var sammenfaldende med tidspunktet for minimum i nitrat-koncentrationerne i søvandet, (figur 23).

Som det ses af samme figur, er mængden af blågrønner i de tre måleår imidlertid meget forskellig.

I 1990 var nitratkoncentrationerne meget små i juli-august og perioden med lavt nitratindhold ser ud til at have været noget længere i sommeren 1990 end i de to andre år.

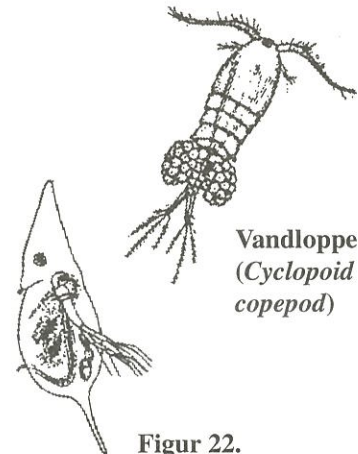
Sammenfaldende hermed var blågrønnerne tilstede i en længere periode i 1990.

Det er allerede nævnt, at andre faktorer end blot næringssaltkoncentrationerne naturligvis spiller ind på reguleringen af fytoplankton. Temperaturen er ikke uden betydning i denne regulering. I 1989 kan netop temperaturen have haft en betydning, idet vandet i august måned dette år var forholdsvis koldt. Bortset fra denne periode ser det imidlertid ikke ud til, at temperaturen har været forskellig i de tre måleår.



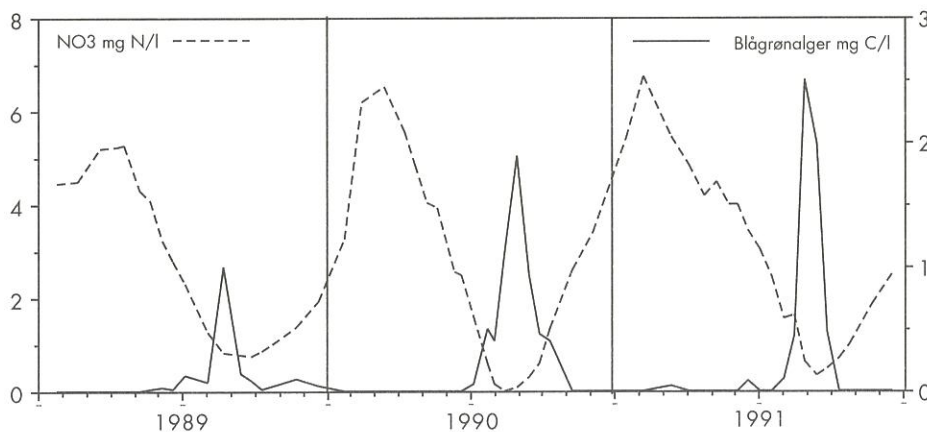
Figur 21.
Relationen mellem klorofyl og total fosfor i Bryrup Langsø i årene 1989 til 91.

Dafnie
(*Daphnia cucullata*)

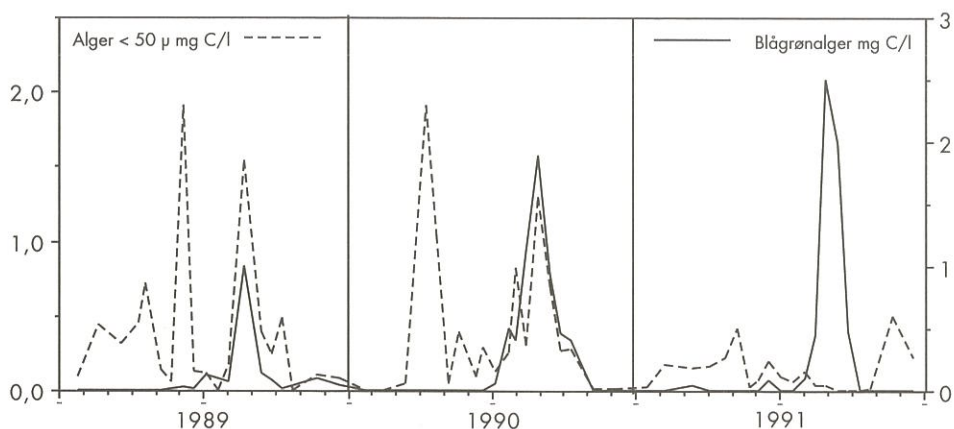


Vandloppe
(*Cyclopoid copepod*)

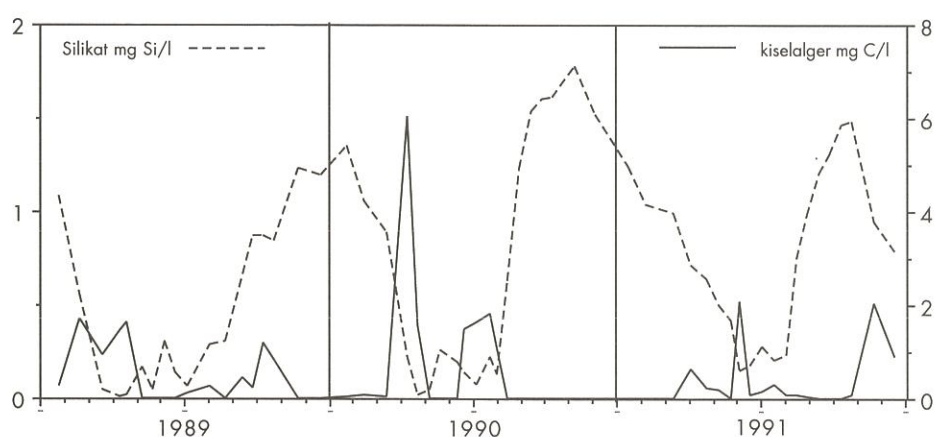
Figur 22.
To arter af zooplankton, som findes i Bryrup Langsø



Figur 23.
Årstidsvariation af nitrat og blågrønner i Bryrup Langsø's overfladevand, 1989-91. (Station 090930).



Figur 24. Årstidsvariationen af henholdsvis alger mindre end 50 µ og blågrønalger i Bryrup langsø's overfladevand i perioden 1989 til 1991.



Figur 25. Årstidsvariation af opløst silicium og kiselalger i Bryrup Langsø's overfladevand, 1989-91. Station 090930.

På figur 24 ses det, at konkurrencen mellem de forskellige algegrupper øjensynligt spiller en rolle i reguleringen af phytoplanktonens sammensætning.

I 1989 og 1990 var gruppen af mindre alger tilstede i søen i forholdsvis store mængder. Disse to år ses kun en mindre opvækst af blågrønalger i sensommeren. I 1990 var mængden af blågrønalger dog større end året før.

I 1991 var blågrønalgerne biomasse i august og september væsentligt højere end i 1989 og '91. Tilsvarende var algerne mindre end 50 µ stort set fraværende.

Det næste spørgsmål vil nu være, hvorfor mængden af de små alger varierer så meget de forskellige år? Her er det relevant at behandle zooplanktonets græsning, hvilket vil ske i det følgende afsnit om zooplankton.

Sammenholdes kiselalger og blågrønalger tyder det i øvrigt på, at der ikke på samme tid kan optræde mange kiselalger og mange blågrønalger, men derimod at den ene gruppe afløser den anden.

I figur 25 er vist, hvorledes der i perioder med kiselalger tilstede i søens algeplankton sker et fald i koncentrationen af opløst silicium, idet silicium forbruges ved kiselalgerne opvækst.

Det er som tidligere nævnt bemærkelsesværdigt, at der ikke blev registreret en større forekomst af kiselalger i første kvartal 1991. Det er dog tydeligt at se ud fra forløbet af siliciumkoncentrationerne, at der ikke var noget stort kiselalgemaksimum først i 1991.

Omvendt var der i 1991 et relativt stort maksimum af kiselalger sidst på året i november-december, hvilket ikke var tilfældet i 1990, medens der i 1989 også var et maksimum dog noget mindre end i '91 i den samme periode.

Årsagerne til den varierende forekomst af kiselalger er uklar.

Zooplankton

Metodik

Indsamlingen af zooplankton blev i 1990 og 1991 foretaget ud fra Danmarks Miljøundersøgelses vejledning for oparbejdning af zooplankton, hvilket ikke var tilfældet i 1989. Data fra dette år adskiller sig derfor fra de to øvrige.

Zooplanktonet er indsamlet fra tre stationer, der ligger indenfor 70-90% grænserne på hypso grafen. På de enkelte stationer er der udtaget blandingsprøver fra 0,5+2+4+6 m. Prøverne er herefter puljet og oparbejdet efter nævnte vejledning.

Iltstyret bevægelsesfrihed for zooplankton

Zooplankton kan bevæge sig i hele vandsøjlen, men opholder sig ikke ved iltkoncentrationer < 1 mg/l. For at give et sandt billede af zooplanktonets forekomst i vandsøjlen i tilfælde med iltfrie forhold ved bunden er der derfor ved græsningsberegningerne (se figurer i bilag) korrigeret for denne iltbetingede skæve fordeling, idet det antages, at zooplanktonet kun findes ned til vanddybder med iltkoncentration > 1 mg/l.

Biomassefordelingen på grupper

Zooplanktonbiomassen var i 1991 som de forrige år karakteriseret ved et forårsmaksimum i maj i størrelsesordenen 3,5 - 4,5 g C/m² (figur 26). Biomassen udgjordes hovedsageligt af Cladocerer. Maksimummet var som i 1990 totoppet med et sekundært maksimum i begyndelsen af juli.

Efter en relativ lav sommerbiomasse (ca. 0,5 g C/m²) tiltog biomassen i lighed med de foregående år til et efterårsmaksimum i oktober på ca. 1,5 g C/m². I 1989

og '90 bestod dette maksimum overvejende af Cladocerer, mens der i 1991 var en mere ligelig fordeling mellem Cladocerer og Copepoder.

Årstidsvariationen af de enkelte grupper/arter

Cladocerer

De hyppigst forekommende arter indenfor Cladocererne var dafnierne *Daphnia cucullata* og *D. galeata* samt snabeldafnierne *Bosmina longirostis* og *B. coregoni*.

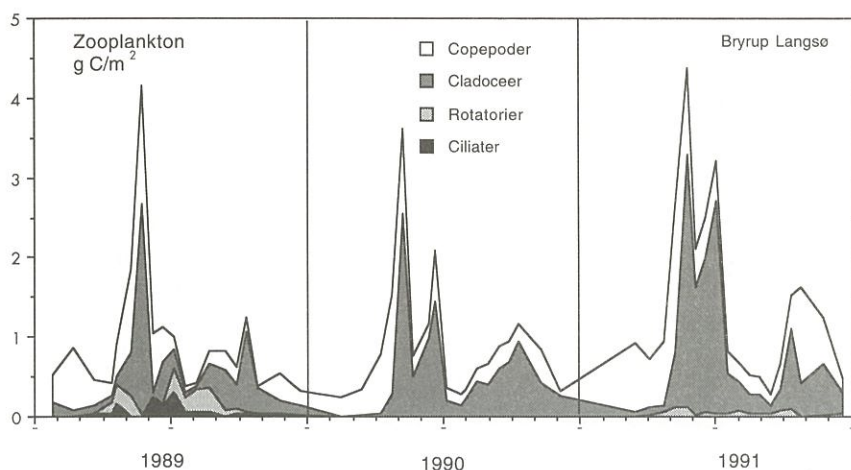
Dafnier

Pga. forskellig oparbejdningemetode årene imellem kan biomassen af de enkelte dafnie-arter ikke direkte sammenlignes. Det er dog muligt at sammenligne den samlede dafniebiomasse for 1990 og 1991.

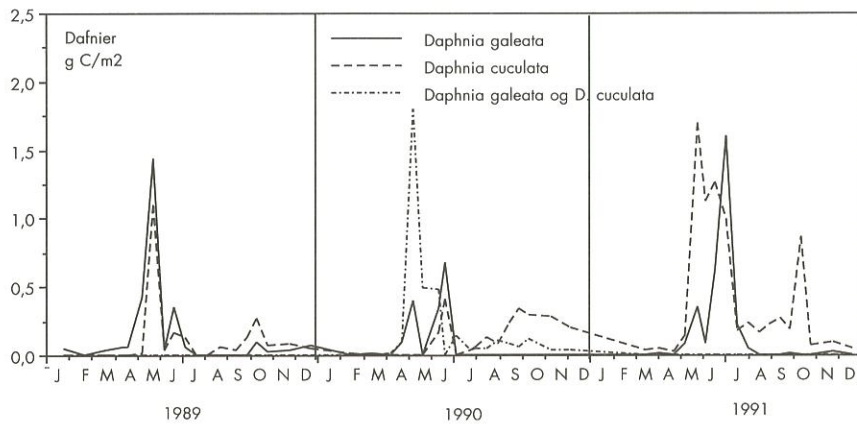
Generelt forekom dafnierne først i planktonet i april, hvorefter de dannede maksimum i maj som følge af den stigende vandtemperatur. Herefter sås et sekundært maksimum i juni/juli og et mindre efterårsmaksimum i oktober. I 1991 dannede *D. cucullata* et maksimum sidst i maj, der først aftog i løbet af juni. *D. galeata* tiltog i løbet af maj/juni i biomasse og nåede et maksimum på 1,6 g C/m² i begyndelsen af juli, hvorefter den stort set forsvandt fra planktonet (figur 27).

(Det skal bemærkes, at i figur 27 er gruppen *Daphnia galeata* & *D. cucullata* opstået som følge af bestemmelsesvanskeligheder med de unge individer og af den grund er de to arter puljet. Kurven for *D. galeata* og kurven for *D. cucullata* i 1990 er således voksne/store individer hvor arts karakteren var let genkendelig.)

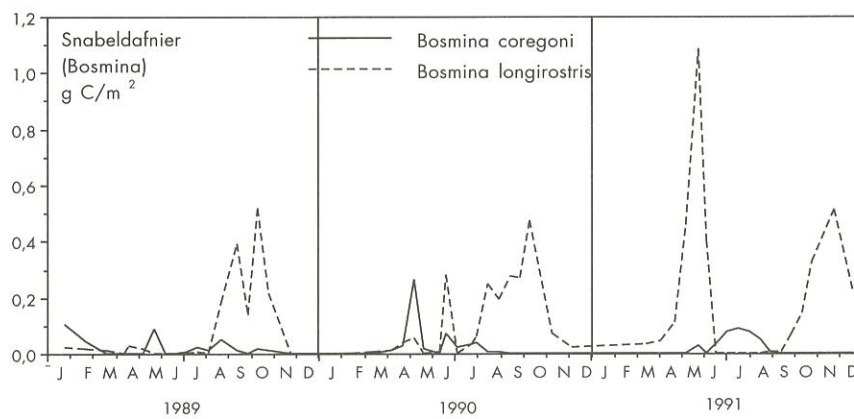
Dafniernes forårsmaksimum var i 1991 pga. den kolde forsommer og den deraf følgende lave vandtemperatur



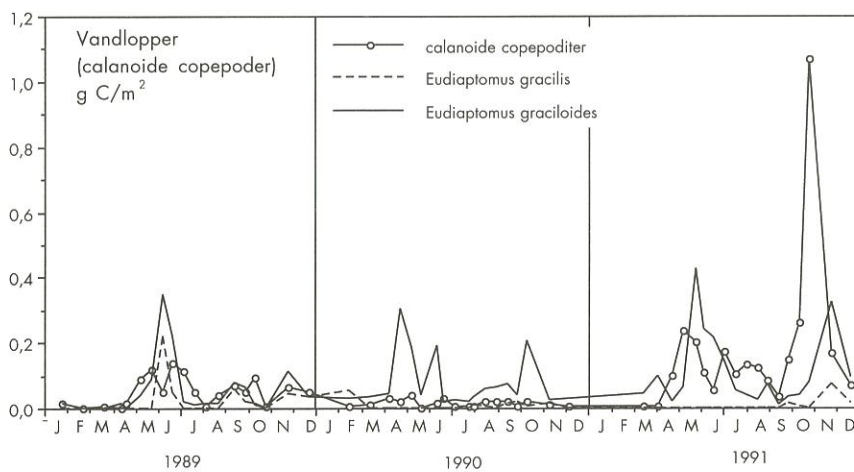
Figur 26. Zooplanktons årstidsvariation i Bryrup Langsø fra 1989 til 1991 fordelt på grupper.



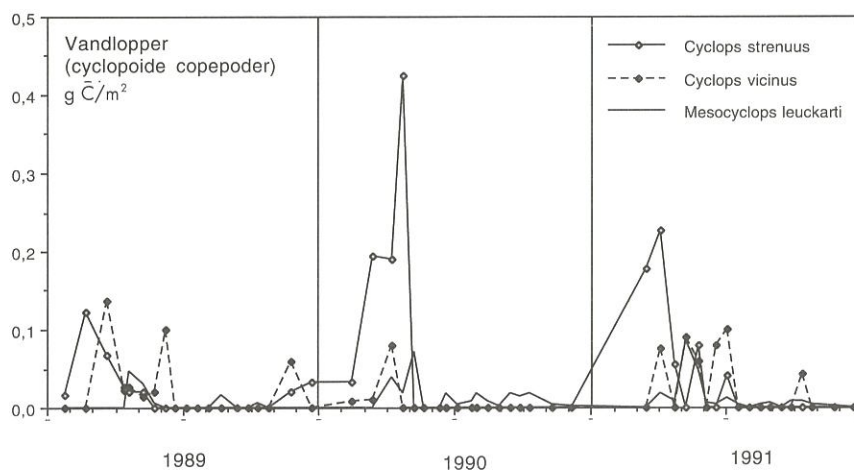
Figur 27.
Biomassen af *Daphnia galeata* og *D. cuculata* i Bryrup Langsø i perioden 1989 til 1991 (se bemærkninger i teksten).



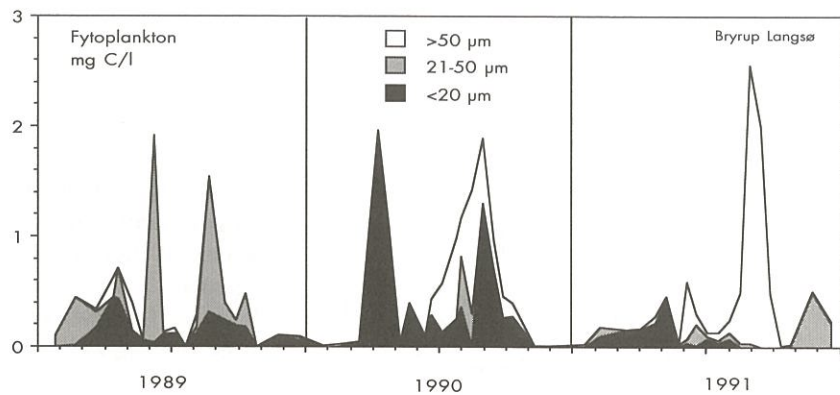
Figur 28.
Biomassen af snabeldafnierne *Bosmina coregoni* og *Bosmina longirostris* i Bryrup Langsø i perioden 1989 til 1991.



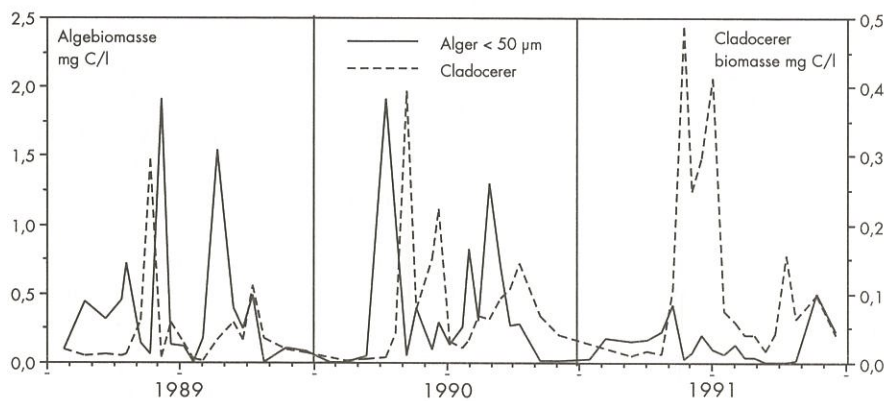
Figur 29.
Biomassen af de calanoide copepoditer samt arterne *Eudiaptomus gracilis* og *E. graciloides* i årene 1989, 1990 og 1991.



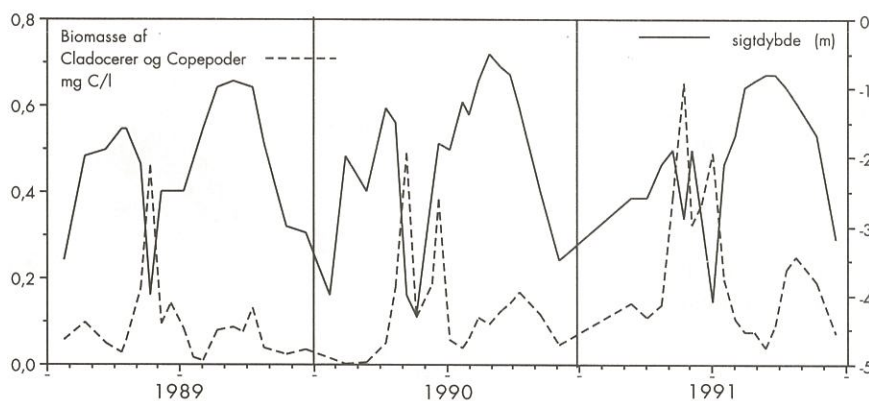
Figur 30.
Biomassen af de cyclopoide copepoder *Cyclops strenuus*, *C. vicinus* og *Mesocyclops leuckarti* i årene 1989, 1990 og 1991.



Figur 31. Biomassen af fytoplankton angivet som mgC/l. Fytoplankton inddelt i størrelsesgrupper i årene 1989, 1990 og 1991.



Figur 32. Algebiomassen i mgC/l i sammenhæng med cladocerernes biomasse i mgC/l i årene 1989, 1990 og 1991.



Figur 33. Cladocerer og copepoderes biomasse i mgC/l i sammenhæng med sigtdybden i Bryrup Langsø i årene 1989, 1990 og 1991.

således forsinket ca. en måned.

Efter en relativ lav biomasse (ca. $0,2 \text{ g C/m}^2$) i sensommer/efterår dannede *D. cucullata* et efterårsmaksimum på $0,86 \text{ g C/m}^2$ i oktober.

Snabedafnier (Bosmina-arter)

Snabedafnierne var i 1991 primært repræsenteret af *Bosmina longirostris* (figur 28), der havde markante maksima i maj ($1,1 \text{ g C/m}^2$) og november ($0,5 \text{ g C/m}^2$). Arten var da også den langt hyppigst forekommende snabedafnie. Efterårsmaksimummet var af samme størrelse som de foregående år, mens forårsbiomassen var markant større.

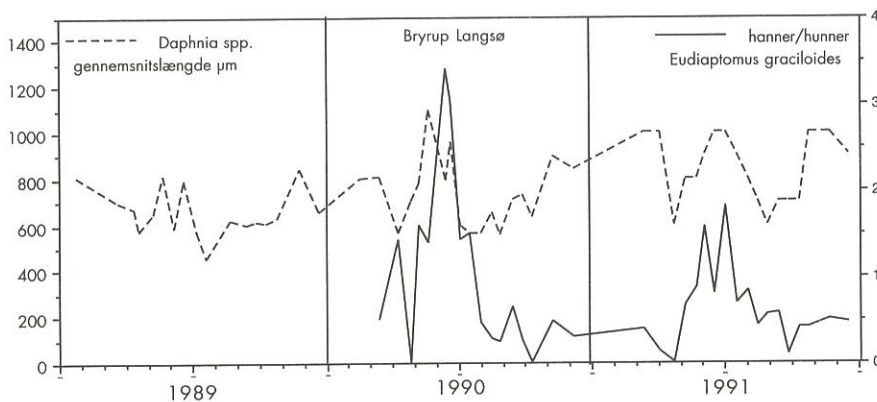
B. coregoni forekom primært i perioden maj-august med maksimum biomasse på $0,09 \text{ g C/m}^2$.

Copepoder

De hyppigst forekommende copepod-arter var de calanoide *Eudiaptomus graciloides*, *E. gracilis* og calanoide copepoditter (figur 29), samt de cyclopoide *Cyclops strenuus*, *C. vicinus* og *Mesocyclops leuckarti* (figur 30).

E. graciloides var i lighed med de forrige år den hyppigst forekommende calanoide art og bidrog med den største biomasse, idet den havde maksimum både i maj/juni og i november.

Biomassen af de calanoide copepoditter var i 1991 i perioden maj - august af samme størrelse som i 1989, mens den i 1990 var meget lav. I 1991 adskilte copepoditterne sig dog markant fra de to forrige år ved dannelsen af et markant maksimum i oktober.



Figur 34. Dafniernes gennemsnitslængde samt han/hun-forholdet af den calkanoide copepod *E. graciloides* i Bryrup Langsø i årene 1989, 1990 og 1991.

De cyclopoide copepoder havde deres hovedforekomst i perioden marts - juli med *Cyclops vicinus* som den mest dominerende art i marts. Dette var også tilfældet i 1990. I lighed med de foregående år afløstes *Cyclops*-arterne hen på sommeren af den mindre *Mesocyclops leukarti*. Denne art var dog repræsenteret med en meget lille biomasse.

Regulerende faktorer for zooplanktonets forekomst

Biomassen og sammensætningen af zooplankton reguleres i væsentlig grad af to faktorer: tilgængeligheden af egnet føde (alger og bakterier) og mængden af predatorer (fisk og andre dyr).

Zooplankton som algegræssere

Generelt optager de filtrerende zooplanktonarter mest effektivt fødepartikler $< 50 \mu\text{m}$, og partikler $< 20 \mu\text{m}$ må anses for det optimale.

Som det fremgår af figur 31 forekom der i foråret alle tre år primært alger $< 20 \mu\text{m}$, som pludseligt aftog i maj. Disse fald var alle sammenfaldende med et zooplankton-maksimum bestående af cladocerer og copepoder samt en øget sigtddybe (figur 32 og 33). Generelt synes der at være en fin sammenhæng mellem zooplanktonbiomasse og sigtddybe.

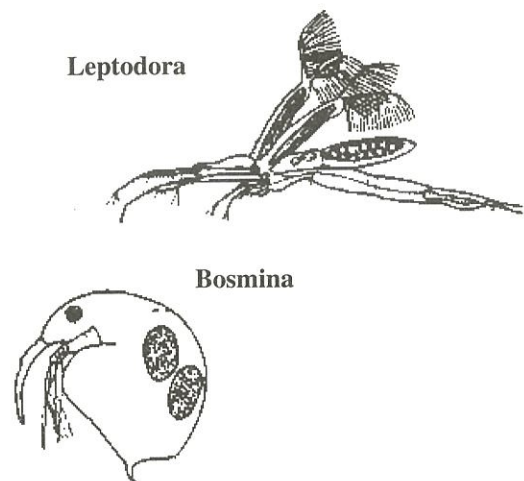
Pga. det kolde forår i 1991 steg biomassen af zooplankton senere end "normalt". Herved kunne kiselalgerne forlænge deres tilstedeværelse i søen og derfor optrådte klarvandsperioden i Bryrup Langsø først i starten af juli, dvs. en måned senere, end det var tilfældet i 1989 og 1990.

Cladocer-arten *Chydorus Sphaericus*, der er kendt for at forekomme i forbindelse med blågrønalgemaksima, idet den sandsynligvis græsser bakterier og flagellater, der findes i forbindelse med kolonierne, sås også under sensommerens *Microcystis*-opblomstring. Den store blågrønalgebiomasse synes derimod ikke at have været genstand for nævneværdig græsning, da alene koloniernes størrelse kan virke hæmmende på zooplanktonets filtrering og dermed populationens vækst.

Generelt må det på grundlag af cladocerernes relativt

store biomasse antages, at disse har haft størst græsningsmæssig indflydelse på algemængden og i perioder har kunnet græsse den ned til et lavt niveau. Af figur 32 fremgår det da også, at der tilsyneladende er en kobling mellem cladocerer og algebiomassen, idet et algemaksimum efterfølges af et cladocer-maksimum.

Figur 32 synes desuden at vise, at i år hvor cladocererne har en høj biomasse midt på sommeren, forekommer der i de efterfølgende måneder kun begrænsede mængder af alger $< 50 \mu\text{m}$. Mængden af cladocerer spiller derfor en vigtig rolle i reguleringen af fytoplanktonet



Figur 35. To arter af zooplankton, som findes i Bryrup Langsø

Predation

En eventuel predation af fisk på zooplankton vil afspejles i sammensætningen, antallet og størrelsesfordelingen af zooplanktonnet, idet fiskene fortrinsvis æder de største zooplankton-individer og -arter. Store dafnier og ægbærende copepodhunner (specielt calanoide arter p.g.a. et langsommere bevægelsesmønster) er derfor velegnede som fiskeføde. Predation på dafnier vil således afspejles som et fald i gennemsnitslængden, mens predation på copepoder vil ses som et øget forhold mellem hanner og hunner.

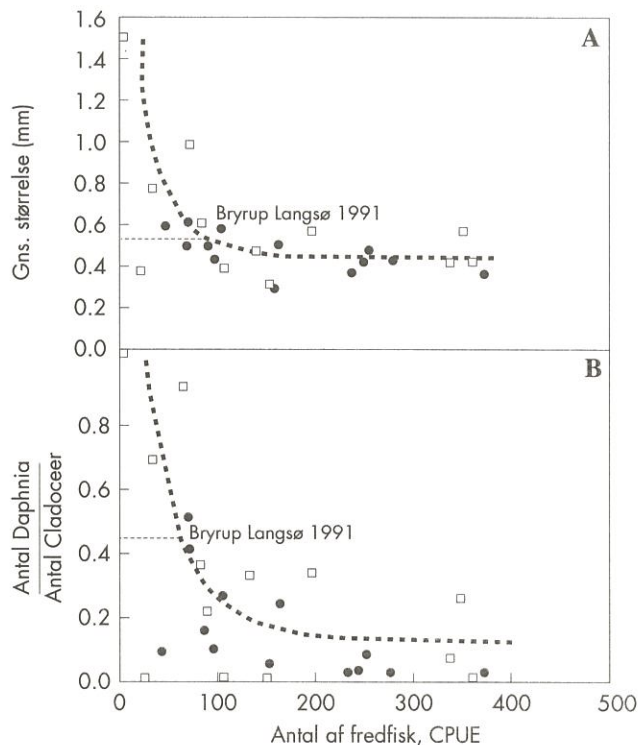
Af figur 34 fremgår det tydeligt, at der alle tre år forekom et fald i dafniernes gennemsnitslængde i foråret og hen på sommeren. Faldet i foråret er sandsynligvis forårsaget af en øget populationstilvækst med en deraf følgende overvægt af mindre individer. Faldet i sensommeren kan derimod tilskrives predation på de største individer udøvet af årets fiskeyngel.

I perioder med predation på dafnierne skulle der teoretisk set ses et øget forhold mellem copepod-hanner og hunner. Dette var ikke tilfældet hverken i 1990 eller 1991 (figur 34) og skyldes sandsynligvis, at individantallet af dafnier var betydeligt større end antallet af calanoide copepoder, hvorfor der ikke har været nogen predation af betydning på copepoderne.

I forbindelse med den øgede predation sås tillige et skift i artssammensætningen, idet den store *Daphnia galeata* forsvandt i løbet af juli, mens den mindre *D. cucullata* fortsat var tilstede i samme mængde som i juli.

Cladocerernes gennemsnitslængde i sommerperioden (1/5 - 30/9) var 0,5 mm, mens relationen mellem antallet af store dafnier og det totale antal cladocerer i samme periode var 0,41. Figur 36, hvor gennemsnitslængden og *Daphnia*-andelen er sammenholdt med antallet af planktivore fisk i en række danske søer (Jeppesen m.fl., 1991) indikerer da også, at cladocererne var udsat for fiskepredation.

Ved en fiskeundersøgelse foretaget for Århus Amt i Bryrup Langsø i 1988 (Århus Amtskommune, 1989), fandt man en CPUE-værdi for fredfisk på 56 ved fangst med biologiske oversigtsgarn. Denne værdi passer sammen med forholdet antal *Daphnia*/antal Cladocerer ganske fint i den angivne relation på figur 36 B.



Figur 36.
Cladocerernes middelstørrelse (A) og andelen af store cladocerer (*Daphnia*) (B) i relation til andelen af fredfisk i en række danske søer.
Udfyldt cirkel - overvågningssøer
Firkant - andre danske søer
Data er baseret på fangst med biologisk oversigtsgarn (14 maskevidder). (Jeppesen m.fl., 1991)

Referencer

- Andersen, J.M. (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. - *Arch Hydrobiol.* 74, 528-50.
- Andersen, J.M. (1975) : Influence of pH on the release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 76, 411-19.
- Andersen, J.M. (1977b) : Importance of the denitrification process for the rate of degradation of organic matter in lake sediments. *Proc. Internat. symp. Amsterdam, 1976: Interactions between sediments and fresh water. The Hauge 1977*, 357-62.
- Andersen, J.M. (1977a) : Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. - *Arch. Hydrobiol.* 80, 147-59.
- 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: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990: 27 sider.
- DMU, 1990: Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 57 s. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.
- DMU, (1991): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 sider + bilag. Faglig rapport nr. 38.
- Færgemann, H & Petersen, A (1992) : Dynamisk stofbalancemodel for kvælstofkredsløbet i søer. DTH. Laboratoriet for Økologi og Miljølære.
- Gudenåundersøgelsen 1973-75: Rapporter udgivet af Gudenåudvalget. Udarbejdet af VKI (1975a, b, c).
- Gudenåundersøgelsen, (1975) : Kartering af rørsump- og flydebladsvegetation i udvalgte søer i Gudenåsystemet. Gudenåundersøgelsen 1974-75. Rapport nr. 26.
- Hansen & Wegner (1989): Fisk i Bryrup Langsø, 1988. Teknisk rapport til Miljøkontoret, Århus Amtskommune.
- Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen, 1990: Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990.
- Jacobsen, O.S. (1977): Sorption of phosphate by Danish lake sediments. - *Vatten* 33, 290-98.
- Jensen, H.S. & Andersen F.Ø., 1990: Fosforbelastning i lavvandede, eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 pp.
- Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard. A.M. Hansen og J.P. Jensen, 1991: Dyreplanktonet som miljøindikator. *Vand og Miljø* 8: 394-398.
- 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.
- Olrik, K., 1991: Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del I, Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen (i trykken).
- Olrik, Kirsten (1990): Planteplanktonsamfund i danske søer.
- Rebsdorf, Aa., M. Søndergaard og N. Thyssen, 1988: Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988: 59 sider. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98.
- Reynolds, C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton.
- Rosen, Göran (1981): Tusen sjöar, Växtplanktons miljökrav.
- Vollenweider, R.A., 1976 : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33 :53 - 83.
- Århus Amt (1979) : Bryrup Søerne 1978. Teknisk rapport., Miljøkontoret, Århus Amtskommune.

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

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

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

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

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

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

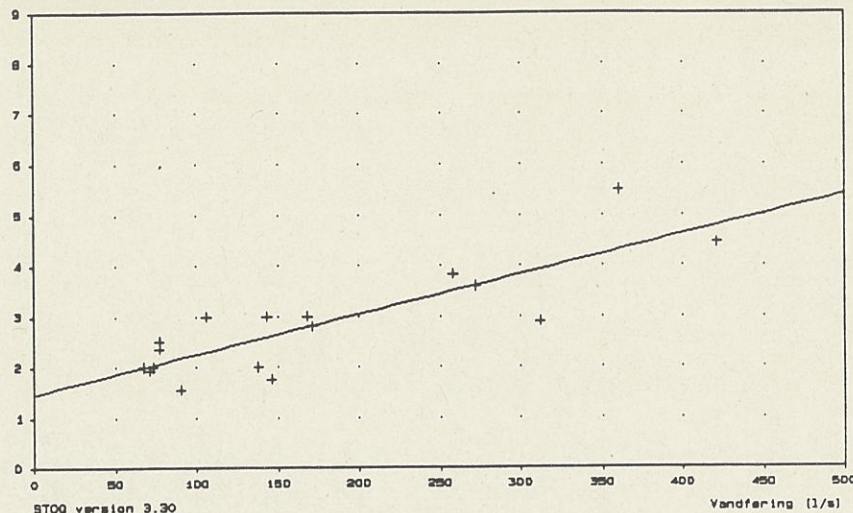
Bilagsoversigt

qQ-relationer for tilløb og afløb.	Bilag 1
Daglige vandføringer i tilløb og afløb.	Bilag 2
Månedsvandføringer i Nimdrup bæk samt i afløbet fra Bryrup Langsø.	Bilag 3
Årstidsvariation for de vandkemiske målinger i tilløb og afløb for årene 1989, 1990 og 1991.	Bilag 4
Fytoplankton, metodik og rådata.	Bilag 5
Zooplankton, metodik og rådata Zooplanktons fødeoptagelse	Bilag 6
Samletabeller over beregnede data.	Bilag 7
Beregninger over tiden inden søen opnår ligevægt mellem tilstand og tilførsel.	Bilag 8

Q/Q 090054 Lystrup å T.løb Bryrup Langsø f.sydvest
 QQ-korrelationsmetoden $Q = AxQr + B$ A = 7.8783E-03 B = 1.4891E+00
 Korrelat. koef. R = 0.840
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73

Vandføring (l/ssek)

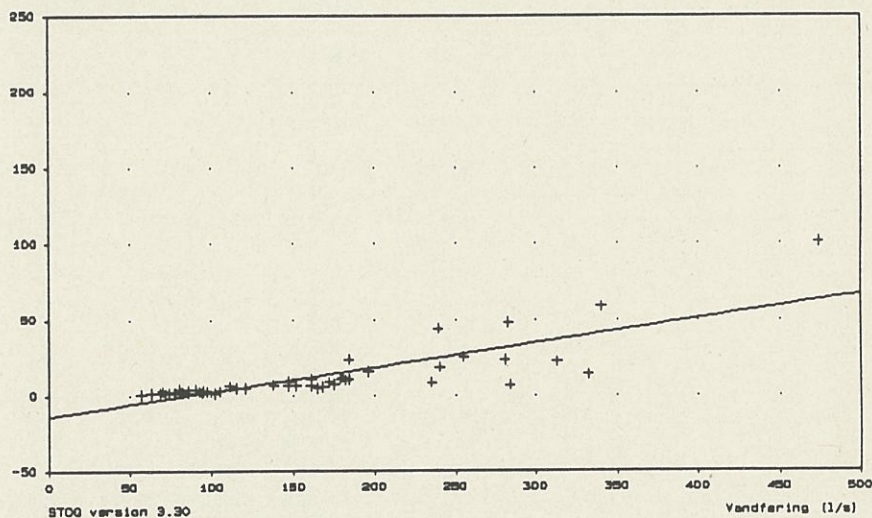
Dato: 20. 2.1992



Q/Q 090274 Lystrup å Kringelbæk, afløb Karlse
 QQ-korrelationsmetoden $Q = AxQr + B$ A = 1.8184E-01 B = -1.3888E+01
 Korrelat. koef. R = 0.828
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73

Vandføring (l/ssek)

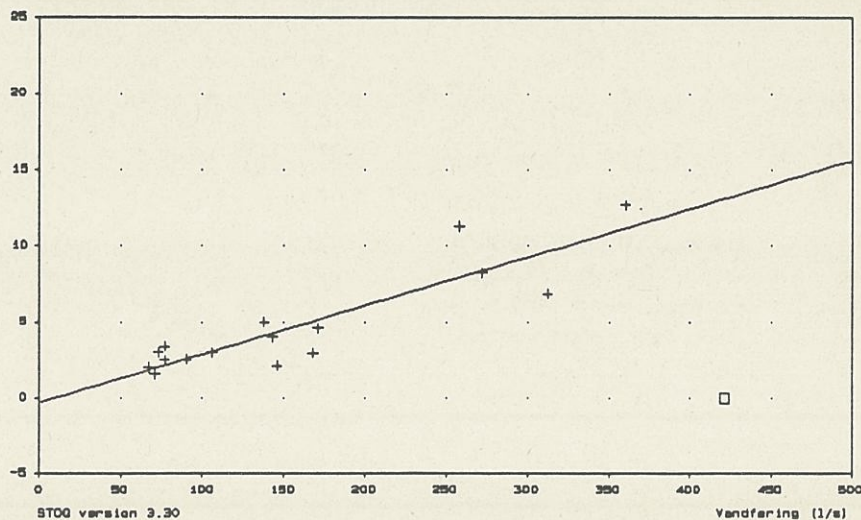
Dato: 20. 2.1992



Q/Q 090467 Lystrup å Tilløb Bryrup Langsø fra nord
 QQ-korrelationsmetoden $Q = AxQr + B$ A = 3.1831E-02 B = -2.0258E-01
 Korrelat. koef. R = 0.891
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn FIRKANT - måling, IKKE med i beregn
 Referencestationer: 21.73

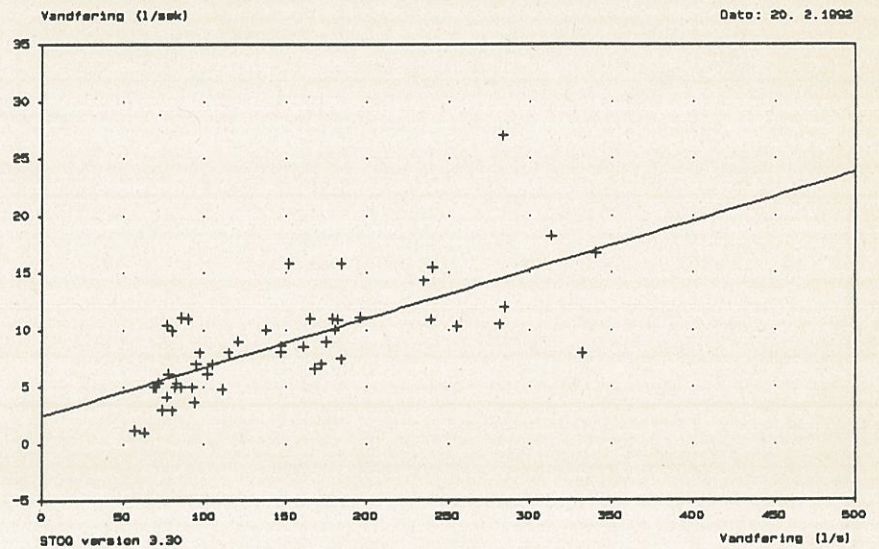
Vandføring (l/ssek)

Dato: 20. 2.1992

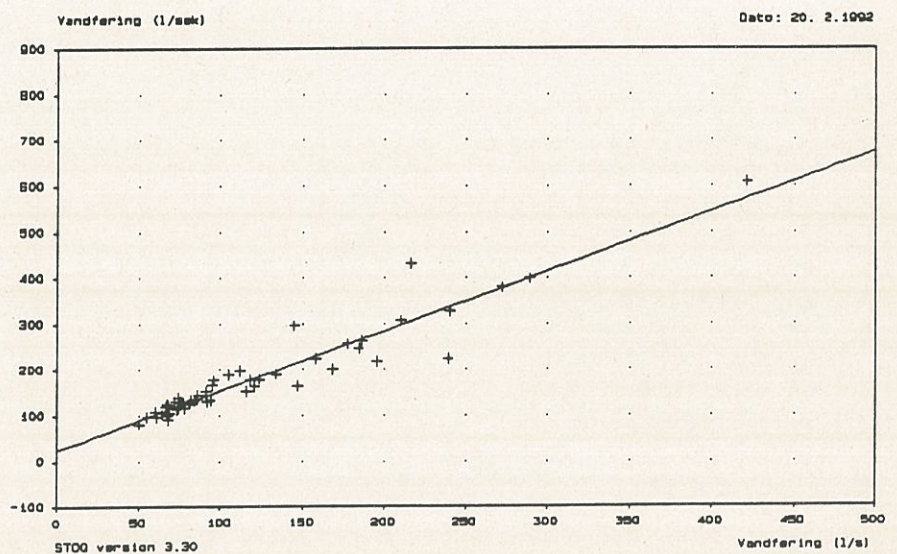


qQ-relationer for Tilløb
 fra Sydvest, Kringelbæk
 og Tilløb fra Nord udreg-
 net med Nimdrup bæk
 som referencestation.

Q/Q 090535 Lystrup å Afløb Karl sø o.s. Kringelbæk
 QQ-korrelationsmetoden $Q = AxQr + B$ A = 4.2839E-02 B = 2.4840E+00
 Korrelat. koef. R = 0.708
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73



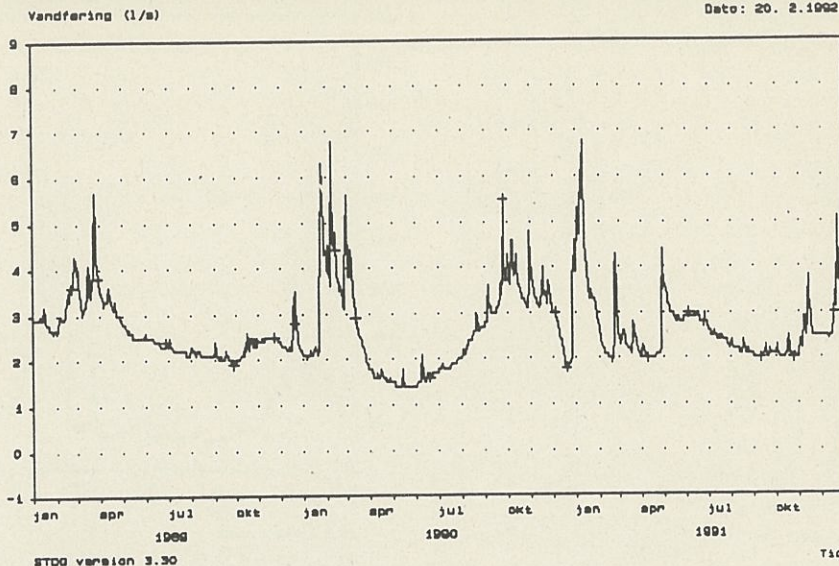
Q/Q 090535 Lystrup å Bryrup Langsø afløb
 QQ-korrelationsmetoden $Q = AxQr + B$ A = 1.3014E+00 B = 2.4889E+01
 Korrelat. koef. R = 0.930
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn
 Referencestationer: 21.73



qQ-relationer for afløbet
 fra Karl sø samt afløbet
 fra Bryrup Langsø
 udregnet med Nimdrup
 bæk som referencestati-
 on.

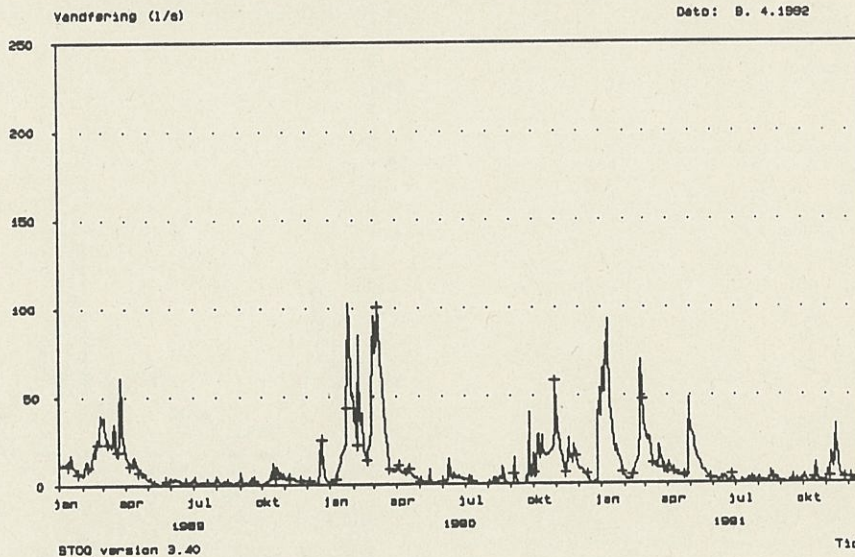
DAGLIG VANDFØRING 090064 Lystrup å T.løb Bryrup Langsø f.Sydvest
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med i beregn

Dato: 20. 2.1992



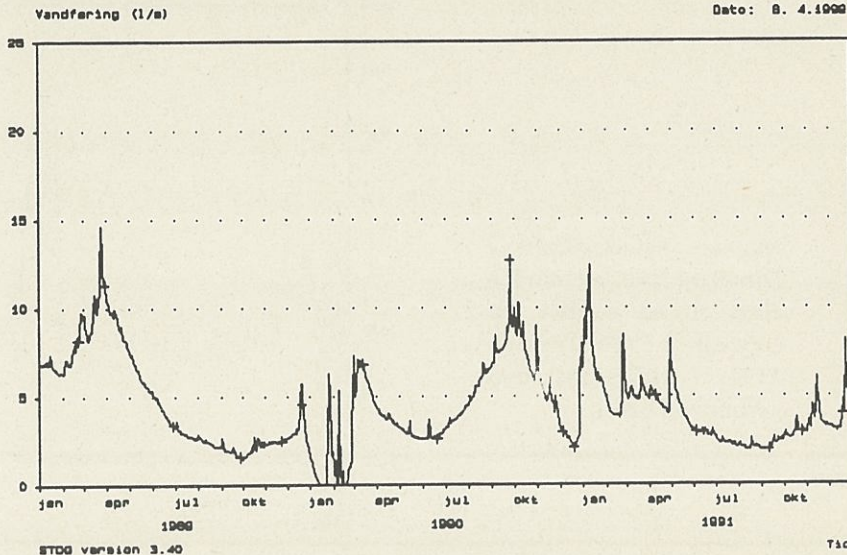
DAGLIG VANDFØRING 090274 Lystrup å Kringelbæk, afløb Karlssø
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med i beregn

Dato: 8. 4.1992



DAGLIG VANDFØRING 090467 Lystrup å Tilløb Bryrup Langsø fra nord
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS = prøve, med i beregn

Dato: 8. 4.1992

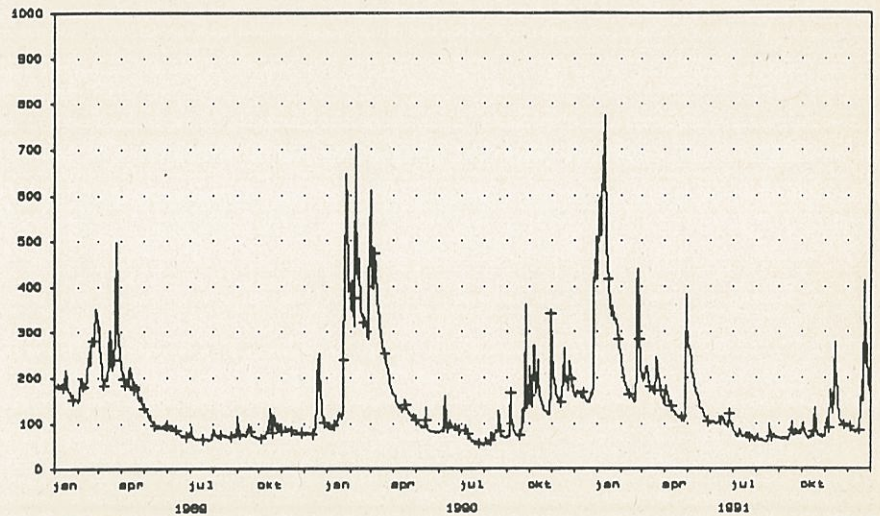


Daglige vandføringer for
 Tilløbet fra Sydvest,
 Kringelbæk og Tilløbet
 fra Nord i 1989, 1990 og
 1991. (referencestation
 - Nimdrup bæk)

DAGLIG VANDFØRING 090275 Lystrup å Nimdrup Bæk, o.s. Bryrup L.
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Vandføring (l/s)

Dato: 21. 2. 1992



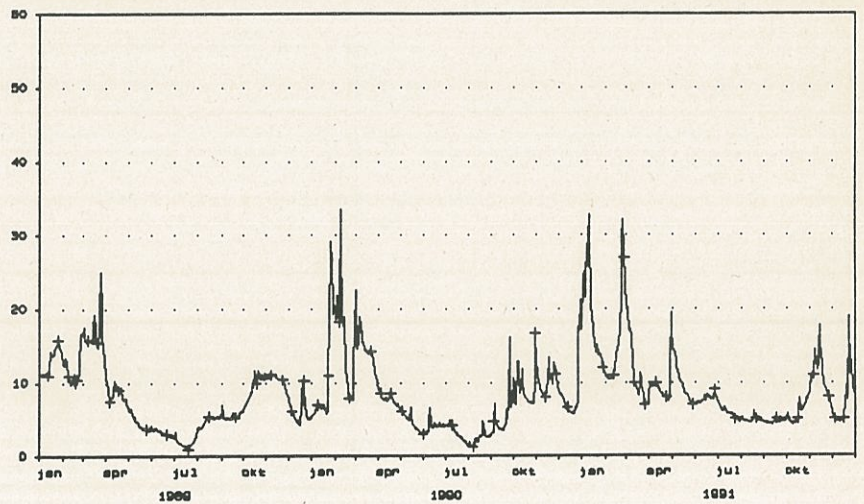
STDD version 3.30

Tid

DAGLIG VANDFØRING 090536 Lystrup å Afløb Karl sø, o.s. Kringelbæk
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Vandføring (l/s)

Dato: 8. 4. 1992



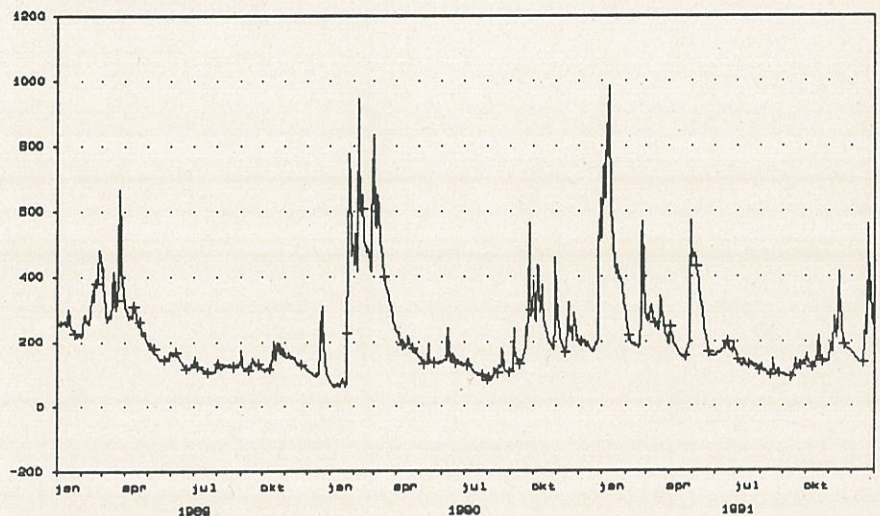
STDD version 3.40

Tid

DAGLIG VANDFØRING 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb
 Referencestationer: 21.73
 Signaturer: PLUS - prøve, med i beregning

Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2. 1992



STDD version 3.30

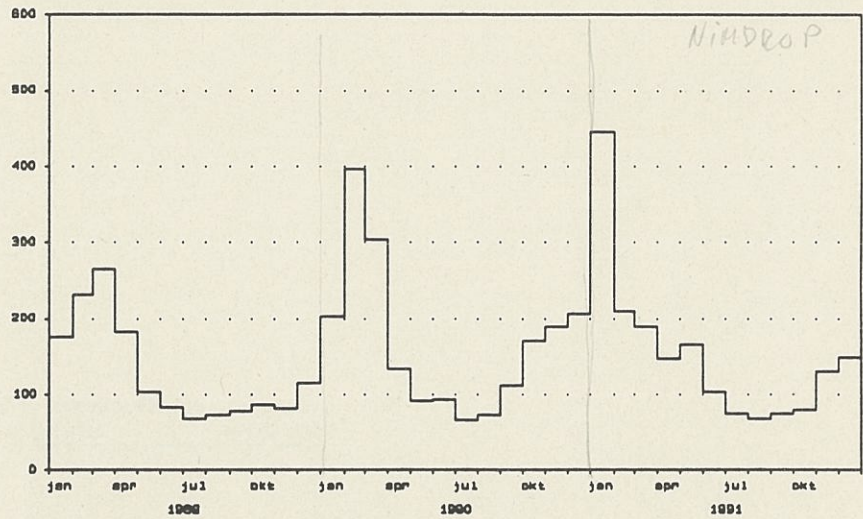
Tid

Daglige vandføringer i
 Nimdrup bæk, afløbet fra
 Karl sø og afløbet fra
 Bryrup i 1989, 1990 og
 1991. (referencestation
 - Nimdrup bæk)

MÅNEDSMIDDELVANDFØRING 090275 Lystrup å Nimdrup Bæk, o.s. Bryrup L.
 Referencestationer: 21.73

Vandføring (l/s)

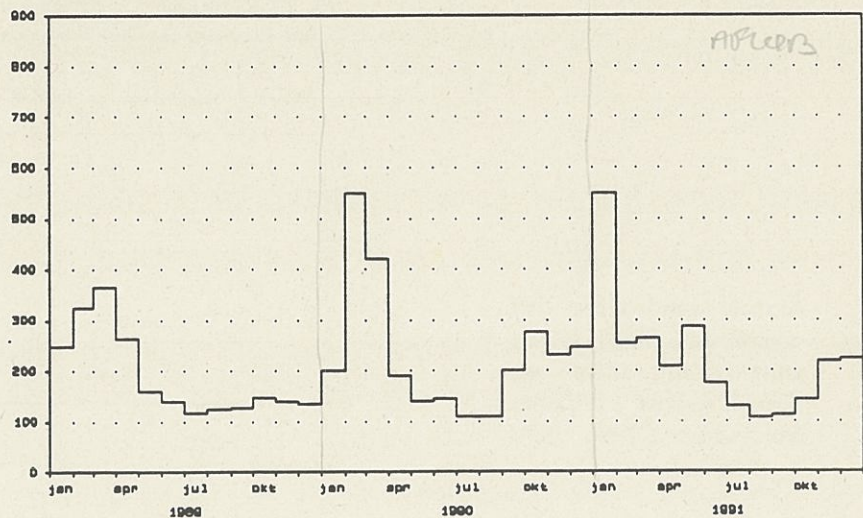
Date: 21. 2.1992



MÅNEDSMIDDELVANDFØRING 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb
 Referencestationer: 21.73

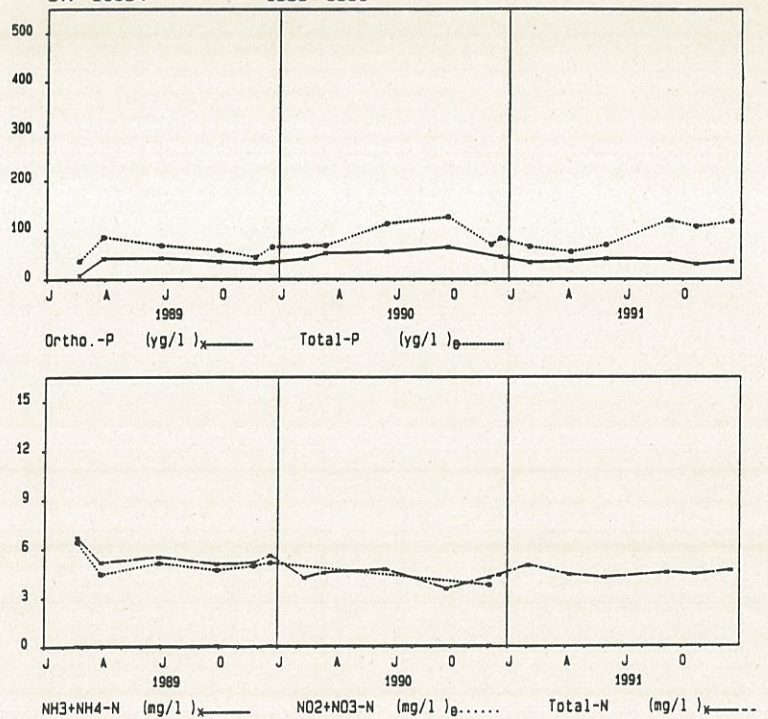
Vandføring (l/s)

Date: 20. 2.1992



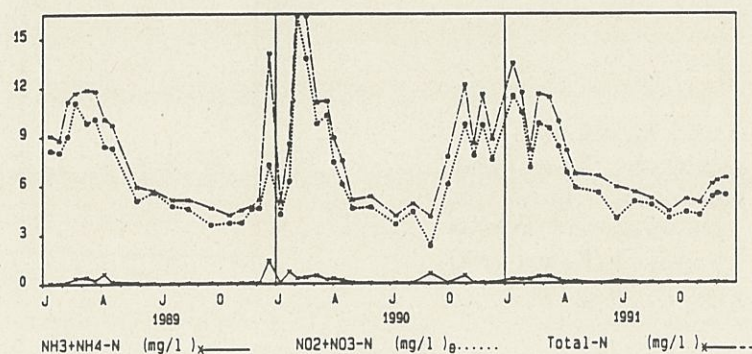
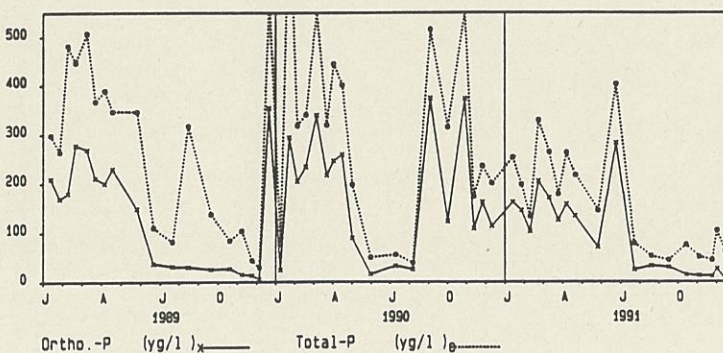
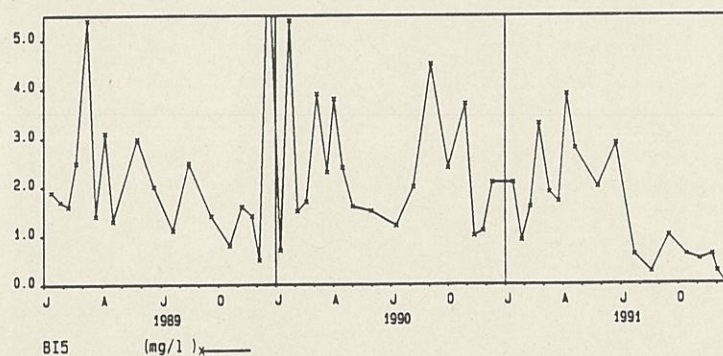
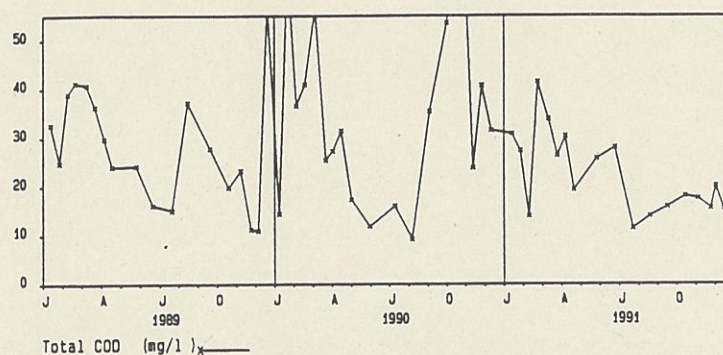
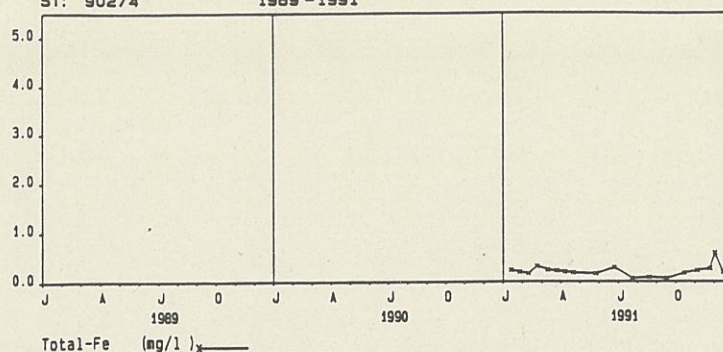
Månedsmiddelvandføringer i Nimdrup bæk og i afløbet fra Bryrup Langsø i 1991.

TILLØB TIL BRYNNA (SØDØST, VESTENDE)
ST: 90054 1989-1991



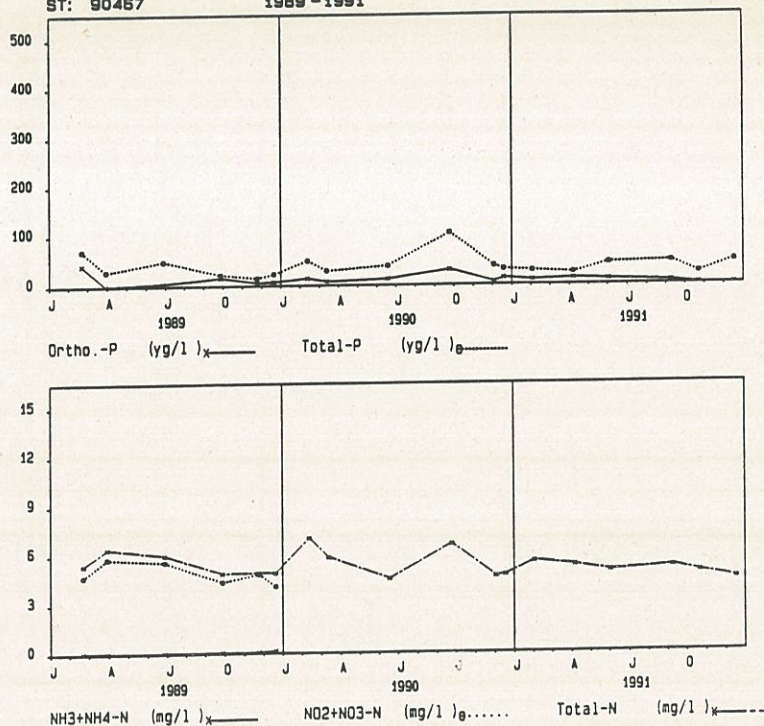
Årstidsvariationen for orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Tilløbet fra Sydvest i 1989, 1990 og 1991.

KRINGEL BÆK (75 M OPSTRØMS KARLSØ)
ST: 90274 1989-1991



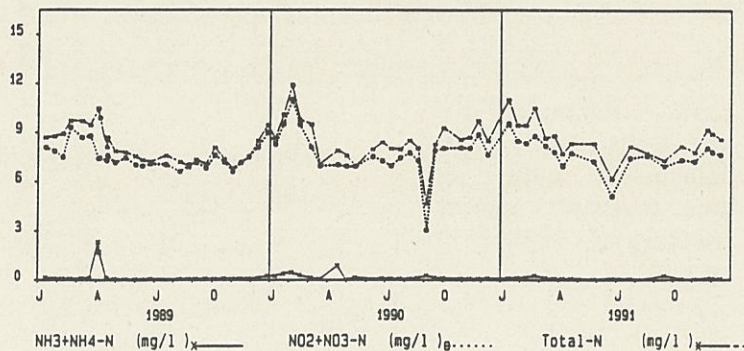
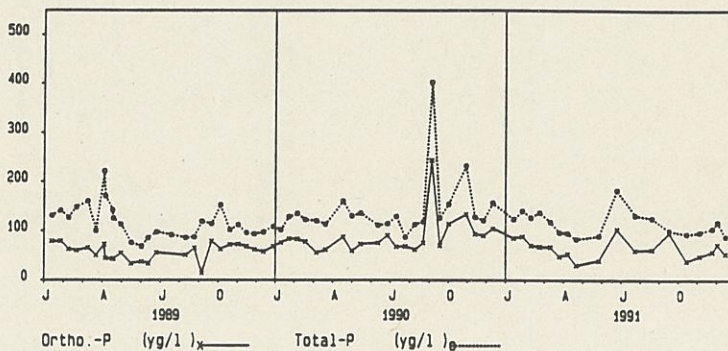
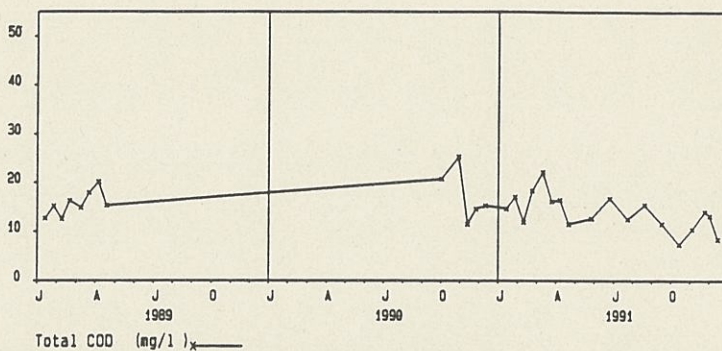
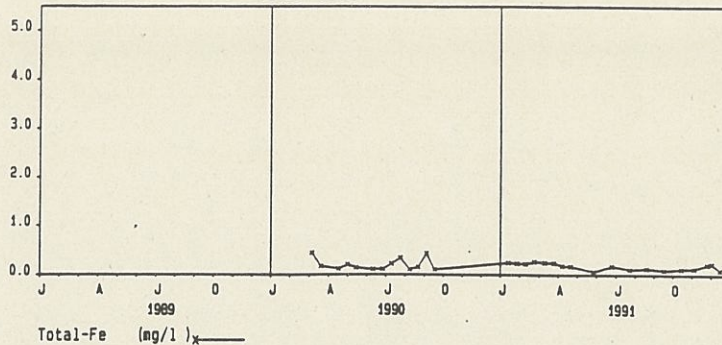
Årstidsvariationen for jern, Total COD, BI₅, orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Kringelbækken i 1989, 1990 og 1991.

KALDAL BÆK (VED LILLE BRYRUPGÅRD)
ST: 90467 1989-1991



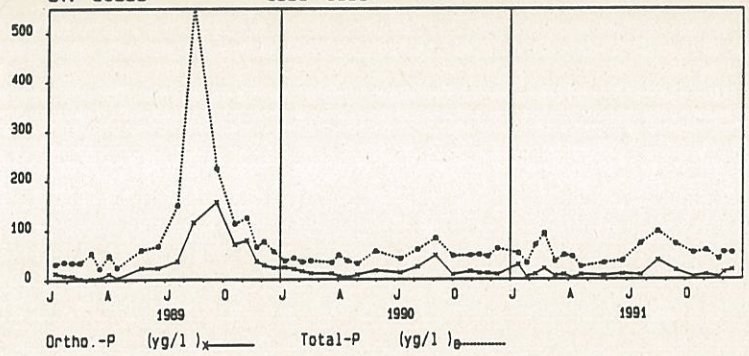
Årstidsvariationen for orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Tilløbet fra Sydvest (Kaldal bæk) i 1989, 1990 og 1991.

NIMDRUP BÆK (VEST FOR KARLSØ, 100 M OPSTRØMS BR. LANGSØ)
ST: 90275 1989-1991

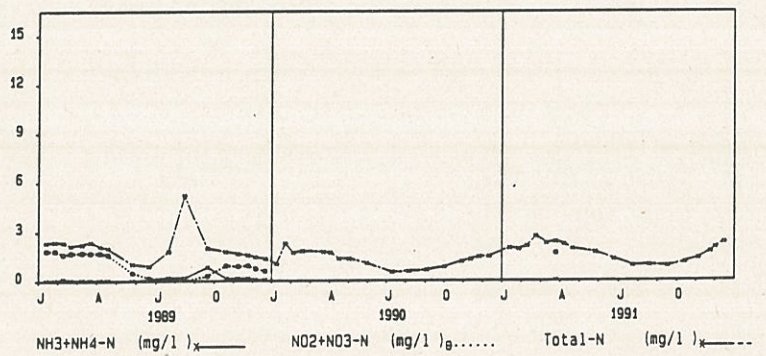


Årstidsvariationen for jern, Total COD, BI₅, orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat, og Total kvælstof i Nimdrup bæk i 1989, 1990 og 1991,.

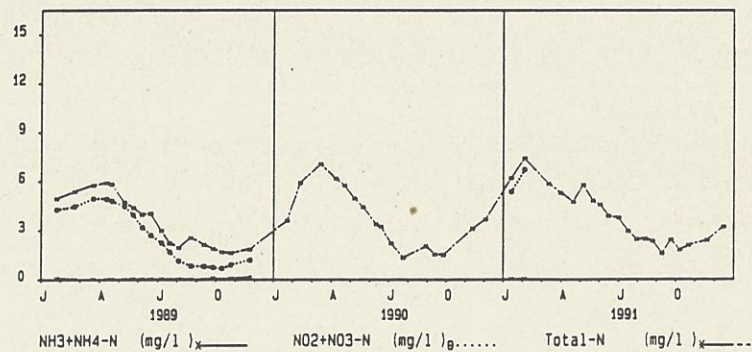
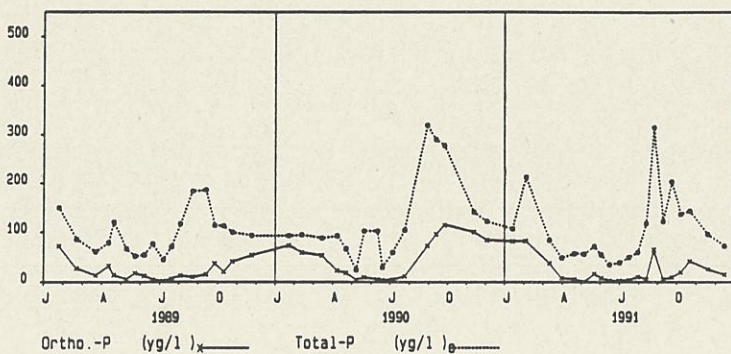
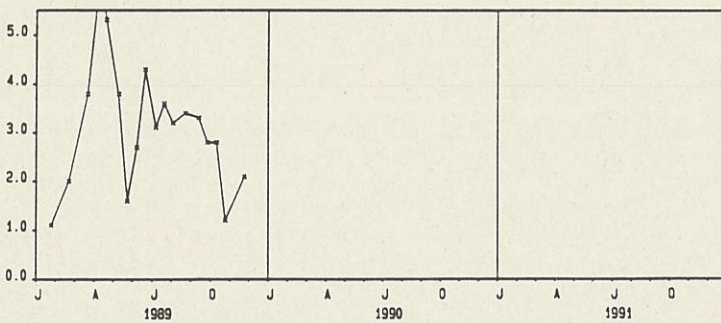
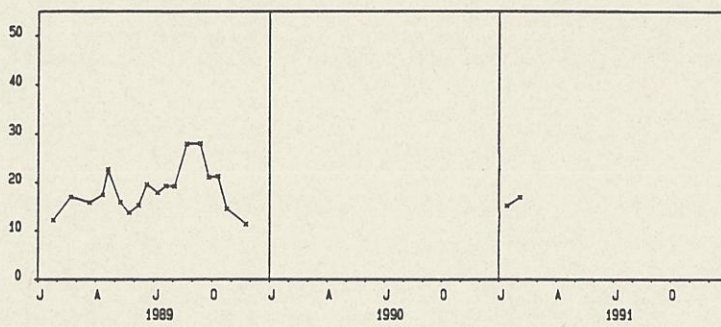
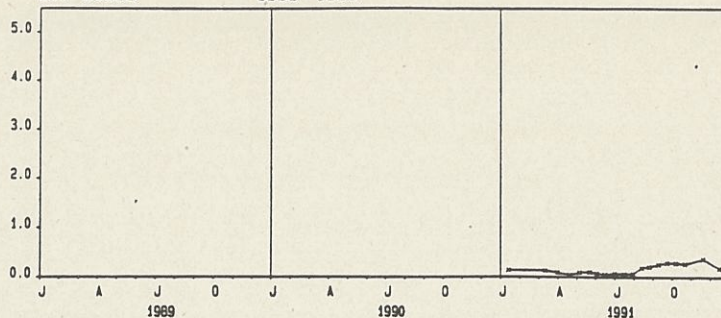
AFLØB KARLSØ (ST: 90536 1989-1991



Årstidsvariationen for orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i afløbet fra Karl sø i 1989, 1990 og 1991.



BRYRUP Å (AFLØB BRYRUP LANGSØ)
ST: 90535 1989-1991



Årstidsvariationen for jern, Total COD, BI₅, orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i afløbet fra Bryrup Langsø i 1989, 1990 og 1991.

Fytoplankton

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: "Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del 1; Metoder".

Bearbejdning af prøver

Den kvantitative oparbejdning af fytoplanktonprøverne er foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi ved anvendelse af Uthermöhl's sedimentationsteknik (Uthermöhl, 1958). Der er anvendt sedimentationskamre med en volumen på 5 og 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 tælle-tal på ca. 100 medfører en usikkerhed på ca. 20%.

Volumen af de kvantitativt dominerende arter er bestemt ved opmåling af de lineære dimensioner af 8-15 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 foretaget ved hjælp af formlen:

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

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

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. Flagella-

ter 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. Volumen af disse grupper er således påført en større usikkerhed end de øvrige volumenberegninger.

Den kolonidannende blågrønalgeslægt *Microcystis* og andre blågrønalger er ofte vanskelige at kvantificere i fytoplanktonprøver, på grund af cellernes mere eller mindre spredte placering i koloniernes uregelmæssigt formede gelé. Volumen af *Microcystis* er derfor opgjørt ved at optælle antal delkolonier af en passende størrelse. Der er beregnet et gennemsnitligt antal celler pr. delkoloni, således at delkoloniens volumen kan beregnes ud fra volumen pr. celle. På denne måde undgås det at skulle skønne den faktor, hvormed det beregnede volumen af hele kolonier ellers kan reduceres for at fratrage geléens volumen.

Prøverne er oparbejdet af cand.scient. Lisbeth Drasbech.

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

Anvendt bestemmelseslitteratur er angivet i referencelisten.

Bryrup Langsø, 1991

Fytoplankton individer/ml	DATO																				
	910115	910206	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217	
Taxonomisk gruppe																					
Cyanophyta																					
Woronichinia naegeliana																					
Woronichinia compacta																					
Microcystis aeruginosa																					
Microcystis viridis																					
Microcystis wesenbergii																					
Microcystis spp.			3288.1																		
Anabaena flos-aquae																					
Anabaena spirooides																					
Anabaena planctonica																					
Anabaena spp.																					
Aphanizomenon flos-aquae																					
Phormidium mucicola																					
Cryptophyceae																					
Cryptomonas ovata																					
Cryptomonas spp. (20-30µm)																					
Cryptomonas spp. (>30µm)																					
Cryptomonas spp.																					
Cryptophyceae spp. (6-14µm)	45.2	291.7																			
Cryptophyceae spp. (21-30µm)	210.5	2141.0	666.1	241.3	6137.4	17876	50.0	89.3	953.0	758.5	152.2										
Cryptophyceae spp.					103.3	46.9	148.8	374.4	953.0	103.3	897.3										
Dinophyceae																					
Gymnodinium helveticum																					
Gymnodinium spp.																					
Peridinium polonicum																					
Peridinium sp.																					
Peridinium spp.																					
34.00																					
Mallomonas sp.																					
Mallomonas akrokosmos																					
Synura sp.																					
Diatomophyceae																					
Melosira varians																					
Aulacoseira italica italica																					
Aulacoseira granulata																					
Aulacoseira spp.																					
Stephanodiscus astrea																					
Stephanodiscus hantzschii																					
Asterionella formosa																					
Diatoma elongata																					
Fragilaria capucina																					
Fragilaria construens																					
Fragilaria virescens																					
Fragilaria crotonensis																					

+: til stede

(fortsættes)

Fytoplankton individer/ml	DATO																				
	910115	910206	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217	
Nitzschia sp.						+		+		+					+						
Nitzschia acicularis						+		+		+											
Nitzschia spp.						149.3															
Synedra acus				4.8	194.5																
Synedra ulna				4.6		+															
Tribophyceae						+															
Goniochloris mutica																					
Euglenophyceae																					
Trachelomonas hispida																					
Chlorophyceae																					
Pandorina morum										538.4											
Pyramichlamys dissecta																					
Eudorina sp.																					
Eudorina elegans																					
Coelastrum microporum																					
Coelastrum astroideum																					
Coelastrum indicum						+															
Dictyosphaerium cf. pulchellum																					
Lagerheimia sp.																					
Oocystis sp.																					
Oocystis spp.																					
Pediastrum boryanum																					
Pediastrum duplex																					
Pediastrum boryanum var. cornutum																					
Scenedesmus sp.																					
Scenedesmus longispina																					
Scenedesmus spp.																					
Actinastrum hantzschii																					
Actinastrum gracillimum var gracillimum																					
cf. Sphaerocystis schroeteri																					
cf. Sphaerocystis schroeteri/Coelastrum microporum																					
Monoraphidium sp.																					
Monoraphidium contortum																					
Monoraphidium minutum																					
Monoraphidium subclavatum																					
Monoraphidium tortile																					
Ankyra judai																					
Micractinium quadrisetum																					
Koliella sp.																					
Elakatothrix genevensis																					
Closterium sp.																					

+: til stede

(fortsættes)

Zooplankton

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 konserveret med sur Lugol's opløsning og opbevaret i mørke flasker. Det bør bemærkes, at de sedimenterede prøver fra første halvdel af 1990 mangler.

Bearbejdning

Bestemmelse og optælling er foretaget af Århus Amt, 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.

Optælling af den filtrerede prøve er foretaget på følgende måde:

Cladocerer:

Cladocererne 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).

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 cladocerernes vedkommende målt 25 individer og for copepoderne 25 copepoditer, 10 hanner og 10 hunner, hvilket giver en usikkerhed på $\pm 10\%$ 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.

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton individer/l	DATO																				
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217			
Taxonomisk gruppe																					
Chlorophyceae																					
Kellicottia longispina								+													
Enkelt celle									56.7												
Rotatoria																					
Hjuldyr sp. 1																					
Enkelt celle																					
Brachionus angularis																					
Enkelt celle		2.0	13.3	60.0	190.0	+	3.3	4.0		40.0	10.7	7.3					+				
Brachionus calyciflorus																					
Enkelt celle			6.7	12.0	2.0																
Brachionus diversicornis																					
Enkelt celle									3.3	216.0	4.7	5.3									
Keratella cochlearis																					
Enkelt celle	2.0	+	13.3	18.7	76.7	88.0	518.7	259.3	377.3	1392.0	116.7	207.3	578.7	282.0	75.3	23.3	31.3	28.0			
Keratella quadrata																					
Enkelt celle	8.0	19.3	93.3	92.0	123.3	17.3	2.0	1.3	2.7	4.0	6.0	10.0	60.7	173.3	130.0	43.3	34.0	2.7			
Kellicottia longispina																					
Enkelt celle	3.3								+												
Notholca marina																					
Enkelt celle						2.7	+														
Notholca squamula																					
Enkelt celle		+																			
Euchlanis sp.														9.3	65.3						
Enkelt celle																					
Lepadella sp.																					
Enkelt celle		+																			
Notholca sp.																					
Enkelt celle	4.7																				
Trichocerca sp.																					
Enkelt celle										20.0	4.7										
Trichocerca capucina																					
Enkelt celle								7.3	5.3	40.0	37.3	47.3	4.7	8.7	8.7	6.0					
Trichocerca porcellus																					
Enkelt celle									.7			20.0		4.7							
Trichocerca pusilla																					
Enkelt celle										16.0	48.0	35.3	4.7								
Trichocerca similis																					
Enkelt celle									3.3	20.0	57.3	70.0	51.3	8.7	6.0	2.7					
Gastropus minor																					
Enkelt celle										20.0	+	5.3	280.0	164.7							
Polyarthra spp.																					
Enkelt celle																					
Synchaeta spp.																					
Enkelt celle	4.7	16.0	412.0	545.3	632.0	8.7	31.3	68.0	220.7	32.0	54.7	120.0	9.3	13.3	6.0	+	+			+	
Enkelt celle									23.3		48.0	10.0									

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton individer/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Hunner	1.8	4.0	1.2	1.8	10.5	5.7	5.7	3.3	2.2	1.8	1.2	3.2	1.2	2.0	1.7	3.7	15.5	4.7
Hanner	.7	.5		1.2	9.2	8.2	4.5	6.0	1.5	1.5	.5	1.8	.7	.2	.7	1.5	7.8	2.2
Eudiaptomus gracilis		+		+	+									.8	.2		3.5	.7
Hunner																	+	+
Hanner																		
Calanoide copepoditter																		
Enkelt celle	1.0	.8	16.3	28.8	20.0	11.7	8.0	25.5	11.7	19.0	18.7	12.7	5.7	19.8	19.8	13.3	23.5	11.3
Cyclopoidea																		
Cyclops spp.																		
Hunner	+		+			+		+	+	+				+	+			+
Hanner	16.0	3.0																
Enkelt celle													+					
Cyclops strenuus																		
Hunner	13.2	12.7	3.3	+	6.7	+		2.7										
Cyclops vicinus																		
Hunner		1.0	+	1.2	.8	+	1.3	2.7	+						.7		+	
Enkelt celle																		
Mesocyclops leuckarti	+	4.8	1.2	11.2	5.8	1.3	1.2	1.8	.7	+	1.2	3.2	.5	5.2	6.2	2.7	.7	
Hunner																		
Hanner																		
Cyclopoide copepoditter																		
Enkelt celle	7.2	2.3	77.0	97.0	28.0	10.5	12.3	4.8	10.2	7.7	15.0	7.2	13.3	15.3	9.0	7.7	1.3	.7
Herpacticoida																		
Canthocamptus staphylinus																		
Enkelt celle							+				+					+		
Nauplier																		
Copepod nauplier spp.																		
Enkelt celle	12.3	44.5	82.7	55.8	58.5	22.8	69.3	33.7	9.5	46.8	20.0	40.5	17.3	23.7	21.0	19.0	9.2	10.8

Zooplankton SUM individer/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
GRAND TOTAL	83.7	185.3	874.5	1543.2	1698.3	454.3	929.2	571.8	787.0	2116.0	702.0	922.0	1229.2	984.7	529.5	334.3	386.7	146.3
Taxonomisk gruppe																		
Chlorophyceae																		
Rotatoria	20.0	96.0	628.3	1143.3	1066.0	129.3	756.7	369.2	706.0	1980.7	560.0	786.0	1171.3	820.7	266.7	81.3	67.3	37.3
Cladocera	11.5	15.7	64.5	202.8	492.8	265.3	70.2	122.2	45.2	58.5	85.5	66.5	19.2	97.0	203.7	205.2	257.8	78.7
Calanoidea	3.5	5.3	17.5	31.8	39.7	25.0	18.2	34.8	15.3	22.3	20.3	17.7	7.5	22.8	22.3	18.5	50.3	18.8
Cyclopoidea	36.3	23.8	81.5	109.3	41.3	11.8	14.8	12.0	11.0	7.7	16.2	11.3	13.8	20.5	15.8	10.3	2.0	.7
Herpacticoida																		
Nauplier	12.3	44.5	82.7	55.8	58.5	22.8	69.3	33.7	9.5	46.8	20.0	40.5	17.3	23.7	21.0	19.0	9.2	10.8

+: til stede

Zooplankton tørvægt µg/l	DATO																		
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217	
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	
Taxonomisk gruppe																			
Rotatoria																			
Hjuldyr sp. 1									1.0										
Enkelt celle										1.6	.4	.3							
Brachionus angularis		.1	.5	5.3	13.9	.1	.1	.2											
Enkelt celle			1.9	34.8	.6														
Brachionus calyciflorus																			
Enkelt celle									.5	.0	.7	.8							
Brachionus diversicornis																			
Enkelt celle									2.4	2.8	.1	.3	1.6	1.4	3.2	.2	1.9	1.8	
Keratella cochlearis	.0		.1	.1	.6	.6	3.3	2.1											
Enkelt celle																			
Keratella quadrata									.2	.2	.0	.6	2.9	9.5	35.1	2.0	9.2	.9	
Enkelt celle	.5	1.1	5.2	6.8	9.8	1.0	.1	.1											
Kellikottia longispina	.2												2.1	14.6					
Enkelt celle																			
Motholca marina						.1													
Enkelt celle																			
Euchlanis sp.																			
Enkelt celle																			
Motholca sp.																			
Enkelt celle		.2																	
Trichocerca sp.																			
Enkelt celle									.2	.0									
Trichocerca capucina																			
Enkelt celle									.9	4.8	.7	.4	.0	.1	.7	.4			
Trichocerca porcellus																			
Enkelt celle									.0										
Trichocerca pusilla																			
Enkelt celle									.1	.9	.2	.2	.0						
Trichocerca similis																			
Enkelt celle									.7	1.5	1.7	1.6	.4	.2	.1				
Gastropus minor																			
Enkelt celle									1.0		.3	.3	.0	.0					
Polyarthra spp.																			
Enkelt celle		.6	16.5	22.1	20.7	.3	1.3	3.6	13.7	1.3	1.0	2.2	.4	.5	.2				8.2
Synchaeta spp.																			
Enkelt celle									.5		1.5	.5							2.3
Asplanchna sp.																			
Enkelt celle			1.7	3.4	5.7	2.3	20.5	8.3	.8	16.0	3.4								
Asplanchna priodonta																			
Enkelt celle																			
Testudinella sp.																			
Enkelt celle																			

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton tørvægt #9/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT
Enkelt celle		2.7	.7															
Pompholyx sulcata								.2	.1	.5								
Enkelt celle						.1				.1	.9	5.9	4.9	3.0	1.3			.0
Filinia longiseta	.0		.2	.8	.8													
Enkelt celle							1.5		1.1	1.1	1.1	.0						
Conochilus spp.			.5	5.3	.0													
Enkelt celle				.1														
Uidentificeret hjuldyr sp. 3			1.2	.4		.2	.9		.1	1.4			.2	.0	.3			
Uidentificerede hjuldyr													.7					
Enkelt celle																		
Cladocera																		
Ceriodaphnia quadrangula														.0	.1	.0		
Enkelt celle																		
Daphnia sp.																		
Copepodit I-III	.1	.1			1.9		.3											
Daphnia cucullata		17.0	9.5	58.6	707.8	469.8	527.2	415.5	72.5	97.6	66.0	90.9	39.8	78.4	358.2	30.1	38.4	17.6
Enkelt celle																		
Daphnia galeata		6.7		33.2	143.9	32.2	258.0	667.4	90.9	17.0				5.0			8.0	
Enkelt celle																		
Bosmina sp.																		
Copepodit I-III				.0		.0												
Bosmina coregoni																		
Enkelt celle					11.3	1.1	14.4	33.2	36.3	31.0	19.6	1.7						
Bosmina longirostris																		
Enkelt celle																		
Chydorus sphaericus																		
Enkelt celle									1.8	8.4	20.4	9.9	.6	2.2	3.3	4.1	5.3	2.2
Calanoida																		
Eudiaptomus graciloides																		
Hunner	13.8	38.6	7.7	16.2	115.1	49.5	55.0	24.8	14.4	10.3	7.4	21.4	1.9	13.3	12.2	23.7	96.6	26.6
Hanner	3.8	2.6		10.5	63.0	50.2	35.6	36.1	8.4	6.7	2.6	9.3	2.9	.9	3.6	8.2	38.0	12.3
Eudiaptomus gracilis																		
Hunner																		
Calanoide copepoditter																		
Enkelt celle	3.1	3.1	41.9	97.1	83.8	45.1	23.4	70.5	42.1	55.9	52.1	34.5	13.6	62.2	86.0	444.2	69.0	28.2
Cyclopoidea																		
Cyclops spp.																		
Hanner	205.2	46.6																
Cyclops strenuus																		
Hunner	73.7	94.8	23.1					17.5										
Cyclops vicinus																		
Hunner	31.8	31.8	37.1	25.0	33.1	41.7												

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton tør vægt µg/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT
Mesocyclops leuckarti		7.5	3.8	35.7	19.4	2.3	1.3	4.8	1.5		1.7	2.2	.3	3.3	3.0	1.6	.9	
Hunner									.2			.5						
Hanner																		
Cyclopoide copepoditter	52.2	13.5	232.6	541.0	97.1	48.4	38.5	5.0	54.8	14.3	30.1	14.7	33.1	37.5	24.1	22.6	6.7	4.7
Enkelt celle																		
Nauplier	3.1	11.1	20.7	14.0	14.6	5.7	17.3	8.4	2.4	11.7	5.0	10.1	4.3	5.9	5.2	4.7	2.3	2.7
Copepod nauplier spp.																		
Enkelt celle																		

Zooplankton tør vægt µg/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT	DWTOT
GRAND TOTAL	382.8	298.1	417.2	1115.5	1820.4	878.2	1031.9	1340.2	345.6	284.8	219.0	211.2	114.0	271.8	615.1	678.4	519.4	203.0
Taxonomisk gruppe																		
Rotatoria	.8	4.7	28.5	78.6	52.0	4.7	27.6	15.6	20.3	31.8	14.2	14.2	14.5	29.6	40.8	2.9	11.1	13.2
Cladocera	27.1	43.7	59.0	285.3	1317.8	672.2	799.9	1116.0	201.5	154.1	106.0	104.3	43.4	113.2	420.7	170.4	264.8	109.8
Calanoida	20.7	44.3	49.6	123.8	261.8	144.9	114.1	131.4	64.9	73.0	62.1	65.2	18.3	82.3	103.2	476.1	233.6	72.6
Cyclopoidea	331.1	194.2	259.4	613.8	174.2	50.7	72.9	68.8	56.5	14.3	31.8	17.4	33.4	40.8	45.2	24.2	7.6	4.7
Nauplier	3.1	11.1	20.7	14.0	14.6	5.7	17.3	8.4	2.4	11.7	5.0	10.1	4.3	5.9	5.2	4.7	2.3	2.7

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton Volumenbiomasse procentvis sammensætning	DATO																		
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217	
Taxonomisk gruppe																			
Rotatoria																			
Hjuldyr sp. 1									.3										
Enkelt celle																			
Brachionus angularis								.0		.5	.2	.1							
Enkelt celle																			
Brachionus calyciflorus																			
Enkelt celle																			
Brachionus diversicornis									.1	.0	.3	.4							
Enkelt celle																			
Keratella cochlearis									.7	.9	.1	.1	1.4	.5	.5	.0	.4	.9	
Enkelt celle																			
Keratella quadrata																			
Enkelt celle	.1	.4	1.2	.6	.5	.1	.0	.0	.1	.1	.0	.3	2.5	3.5	5.7	.3	1.8	.4	
Kellikottia longispina																			
Enkelt celle	.0																		
Notholca marina																			
Enkelt celle							.0						1.8	5.4					
Euchlanis sp.																			
Enkelt celle																			
Notholca sp.																			
Enkelt celle	.1																		
Trichocerca sp.																			
Enkelt celle										.0	.0								
Trichocerca capucina																			
Enkelt celle								.1	.3	1.5	.3	.2	.0	.0	.1	.1			
Trichocerca porcellus																			
Enkelt celle									.0			.1		.0					
Trichocerca pusilla																			
Enkelt celle										.0	.4	.1	.0						
Trichocerca similis										.0	.7	.8	1.4	.2	.0	.0			
Enkelt celle																			
Gastropus minor										.3	.3	.1	.0	.0					
Enkelt celle																			
Polyarthra spp.																			
Enkelt celle																			
Enkelt celle	.0	.2	3.9	2.0	1.1	.0	.1	.3	3.9	.4	.5	1.0	.3	.2	.0				4.0
Synchaeta spp.																			
Enkelt celle									.1	.7	.7	.2							1.1
Asplanchna sp.																			
Enkelt celle																			
Asplanchna priodonta																			
Enkelt celle																			
Testudinella sp.																			
Enkelt celle																			
Pompholyx sulcata																			
Enkelt celle	.9	.2																	

Bryrup Langsø, 1991

Zooplankton Volumenbiomasse procentvis sammensætning	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle	13.6	4.5	55.3	49.6	5.3	5.5	3.7	.4	15.8	4.5	13.3	7.0	29.0	13.8	3.9	3.3	1.3	2.3
Nauplier Copepod nauplier spp. Enkelt celle	.8	3.7	4.9	1.3	.8	.6	1.7	.6	.7	3.7	2.2	4.8	3.8	2.2	.9	.7	.4	1.3

Zooplankton Volumenbiomasse procentvis sammensætning	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
GRAND TOTAL	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Taxonomisk gruppe																		
Rotatoria	.2	1.6	7.6	5.0	3.5	1.1	2.7	2.4	6.3	20.6	9.5	6.7	12.7	10.9	6.6	.4	2.1	6.5
Cladocera	7.1	14.6	14.0	26.1	71.9	76.1	77.5	82.2	58.0	48.3	46.8	49.4	38.1	41.6	68.4	25.1	51.0	54.1
Calanoida	5.4	14.9	11.8	11.3	14.3	16.4	11.1	9.7	18.7	22.9	27.4	30.9	16.1	30.3	16.8	70.2	45.0	35.8
Cyclopoida	86.5	65.2	61.6	56.2	9.5	5.7	7.1	5.1	16.3	4.5	14.0	8.2	29.3	15.0	7.3	3.6	1.5	2.3
Nauplier	.8	3.7	4.9	1.3	.8	.6	1.7	.6	.7	3.7	2.2	4.8	3.8	2.2	.9	.7	.4	1.3

Bryrup Lagsø, 1991 - Zooplankton

Arternes dimensioner i mm:	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Gennemsnit3	.3	.3	.22	.2	.	.
St.d.0	.0	.0	.00	.0	.	.
2 Gennemsnit1	.1	.1	.0	.01	.1	.	.
St.d.0	.0	.0	.0	.00	.0	.	.
3 Gennemsnit1	.1	.1	.0	.01	.1	.	.
St.d.0	.0	.0	.0	.00	.0	.	.
Trichocerca porcellus
Enkelt celle
Linear dimension:
1 Gennemsnit1	.1
St.d.0	.0
2 Gennemsnit1	.1
St.d.0	.0
3 Gennemsnit1	.1
St.d.0	.0
Trichocerca pusilla
Enkelt celle
Linear dimension:
1 Gennemsnit1
St.d.0
2 Gennemsnit1
St.d.0
3 Gennemsnit1
St.d.0
Trichocerca similis
Enkelt celle
Linear dimension:
1 Gennemsnit2	.2	.2	.2	.2	.	.2	.2	.	.
St.d.0	.0	.0	.0	.0	.	.0	.0	.	.
2 Gennemsnit1	.1	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.
St.d.0	.0	.0	.0	.0	.	.0	.0	.	.
3 Gennemsnit0	.0	.0	.0	.0	.	.0	.0	.	.
St.d.0	.0	.0	.0	.0	.	.0	.0	.	.
Gastropus minor

Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes dimensioner i mm:	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Polyarthra spp.
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Synchaeta spp.
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Asplanchna sp.
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Pompholyx sulcata
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Filinia longiseta
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
Uidentifieret hjuldyr sp. 3
Enkelt celle
Linear dimension:
1
Gennemsnit
St.d.
2
Gennemsnit
St.d.
Cladocera

(fortsattes)

Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes dimensioner i mm:	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Ceriodaphnia quadrangula Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.2 .0	.3 .0
Daphnia sp. Copepodit I-III Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	1.E+06
Daphnia cucullata Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	53100
Daphnia galeata Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	144000
Bosmina sp. Copepodit I-III Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	1.0 .1	1.0 .2	.6 .1	.7 .2	.8 .3	.9 .2	.9 .4	.9 .2	.8 .2	.8 .2	.7 .1	.6 .2	.7 .2	.7 .2	.7 .2	1.0 .1	1.0 .2	.9 .2
Bosmina coregoni Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	. . .	1.2 .0	. . .	1.3 .1	1.5 .3	1.5 .3	1.4 .4	1.0 .3	1.0 .3	.8 .09 .0	1.2 .0	. . .
Bosmina longirostris Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.6 .0	.5 .0	.4 .1	.4 .1	.4 .1	.4 .1	.3 .1	.3 .04 .0

Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes specifikke volumener i 10 ⁻³ µm ³ /enhed = 10 ⁻³ µg vådvægt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle Formelnr. 90	400.0
Volumen St.d.
Euchlanis sp. Enkelt celle Formelnr. 90	1799.8	1793.6
Volumen St.d.0	630.3
Notholca sp. Enkelt celle Formelnr. 90
Volumen St.d.	.	400.0
Trichocerca sp. Enkelt celle Formelnr. 95	60.0
Volumen St.d.	60.0
Trichocerca capucina Enkelt celle Formelnr. 95
Volumen St.d.
Trichocerca porcellus Enkelt celle Formelnr. 95	1260.9	1356.4	968.9	153.0	60.0	60.0	60.0	622.8	557.8	.	.
Volumen St.d.	104.8	.0	84.1	.0	.	.	.	45.7	.0	.	.
Trichocerca pusilla Enkelt celle Formelnr. 95	260.0	.	.	80.0	.	80.0
Volumen St.d.0
Trichocerca similis Enkelt celle Formelnr. 95	56.0	151.3	56.0	56.0
Volumen St.d.	44.3

Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes specifikke volumener i 10 ⁻³ µm ³ /enhed = 10 ⁻³ µg vådvægt/enhed	DATO																		
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217	
Volumen St.d.	274.0	274.0	208.8	198.6	250.6	400.0	225.0	280.5	.	.	
Gastropus minor Enkelt celle Formelnr. 950	11.4	18.6	39.8	25.7	.	.0	.0	.	.	
Volumen St.d.	400.0	.	400.0	.3	.2	
Polyarthra spp. Enkelt celle Formelnr. 900	.1	
Volumen St.d.	320.0	320.0	320.0	323.8	261.4	320.0	320.0	422.2	495.3	320.0	151.3	146.1	320.0	320.0	320.0	.	.	.	
Synchaeta spp. Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	100.6	59.9	.	.	56.8	234.5	.	80.6	68.8	
Volumen St.d.	157.9	.	246.9	400.0	
Asplanchna sp. Enkelt celle Formelnr. 90	42.1	.	44.2	
Volumen St.d.	.	.	14250	14250	14250	14250	2136.9	14250	14250	14250	14250	24474	
Asplanchna priodonta Enkelt celle Formelnr. 90	896.4	6589.9
Volumen St.d.	4560.0
Testudinella sp. Enkelt celle Formelnr. 90
Volumen St.d.	.	400.0	400.0
Pompholyx sulcata Enkelt celle Formelnr. 90
Volumen St.d.	116.1	96.0	96.0	
Filinia longiseta	34.6	

(fortsættes)

Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

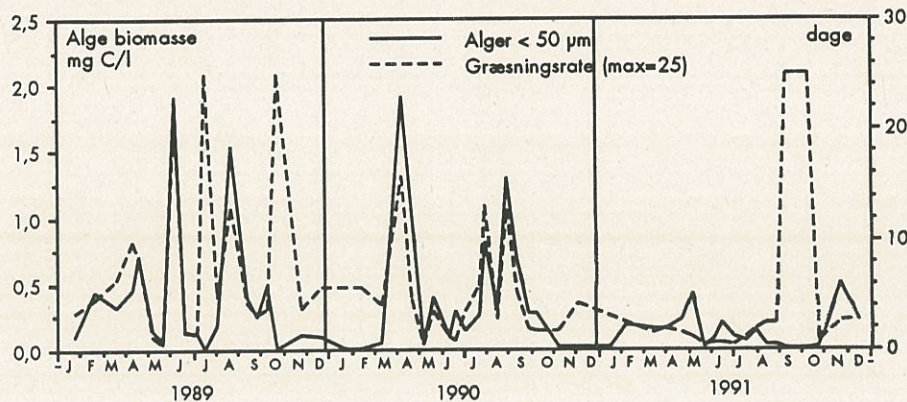
Arternes specifikke volumener i 10 ⁺³ µm ³ /enhed = 10 ⁻³ µg vådvægt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	112.0		112.0	112.0	225.3	112.0				112.0	145.0	206.8	255.5	242.6	305.7		112.0	
St.d.					68.0						40.6	59.5	52.0	77.2	81.8			
Conochilus spp. Enkelt celle Formelnr. 91																		
Volumen			112.0	112.0	112.0					112.0	112.0	112.0						
St.d.																		
Uidentificeret hjuldyr sp. 3 Enkelt celle Formelnr. 4																		
Volumen				400.0							400.0	400.0	400.0		50.3	400.0		
St.d.															.0			
Uidentificerede hjuldyr Enkelt celle Formelnr. 4																		
Volumen			400.0	400.0		400.0	400.0		400.0				400.0					
St.d.																		
Cladocera Ceriodaphnia quadrangula Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen														140.6	454.0	270.9		
St.d.														.0	21.3	139.7		
Daphnia sp. Copepodit I-III Formelnr. 90																		
Volumen	1150.0	1150.0			1150.0		1150.0							1150.0	1150.0			
St.d.																		
Daphnia cucullata Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	77442	74178	25379	33484	54621	68332	81105	68773	53559	49303	30172	21828	35356	30865	38812	68811	83743	56346
St.d.	19460	37342	14192	23043	41727	29753	96469	33051	37204	32188	13605	16207	21899	22268	24150	16873	34185	33493
Daphnia galeata Enkelt celle Formelnr. 90																		

Arternes specifikke volumener i 10+3 µm ³ /enhed = 10-3 µg vådvægt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Volumen	106976			144841	209335	220919	217262	88247	79353	45358				60390			127598	
St.d.	.0			19395	103400	106960	130380	100520	51069	.0				.0			4336.9	
Bosmina sp. Copepodit I-III Formelnr. 90																		
Volumen				3.6	7.1	7.1												
St.d.				.0	.0	.0												
Bosmina coregoni Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen					30118	26670	18185	19894	13393	10795	9592.0	6705.1				13221		
St.d.					2525.3	.0	13170	15898	6087.4	4576.2	3429.5	1611.6				.0		
Bosmina longirostris Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	12204	14428	6724.2	8818.4	10155	6561.5							2475.5	2856.0	3179.3	3966.9	5596.2	6944.6
St.d.	4930.6	6860.7	3742.3	6251.4	7468.2	4085.1							1379.4	1291.9	1246.6	2361.8	2697.1	2853.8
Chydorus sphaericus Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	4349.5	2485.9	3818.7	2655.2	2021.7	1913.6			4109.9	4049.3	3154.2	3100.6	3079.1	5109.8	4903.0	4603.4	5205.8	8828.2
St.d.	.0	1940.5	2116.5	1702.1	811.3	919.4			1135.9	1954.6	1389.9	1133.8	.0	1366.9	1947.7	2181.8	2810.3	2559.7
Calanoida Eudiaptomus graciloides Hunner Formelnr. 90																		
Volumen	60255	77285	52872	70884	87663	76713	77707	59561	53197	45080	50449	54076	12710	53003	58467	51742	49833	45611
St.d.	11247	19292	.0	13957	18444	12866	24770	7349.1	5128.0	8368.6	7849.7	6943.4	1742.6	11860	4896.9	5944.3	4640.6	6850.4
Hanner Formelnr. 90																		
Volumen	45754	41183		71652	54974	49186	63372	48069	44815	35917	42107	40685	34202	43984	43439	43837	38845	45382
St.d.	2315.0	8950.0		19127	13593	5178.8	19494	.0	8018.5	1604.2	4216.3	7228.9	1219.9	.0	.0	12154	3833.5	9172.1
Eudiaptomus gracilis Hunner Formelnr. 90																		
Volumen														57044	66290		68667	66384
St.d.														7348.5	.0		4431.6	4533.3
Calanoidae copepoditter																		

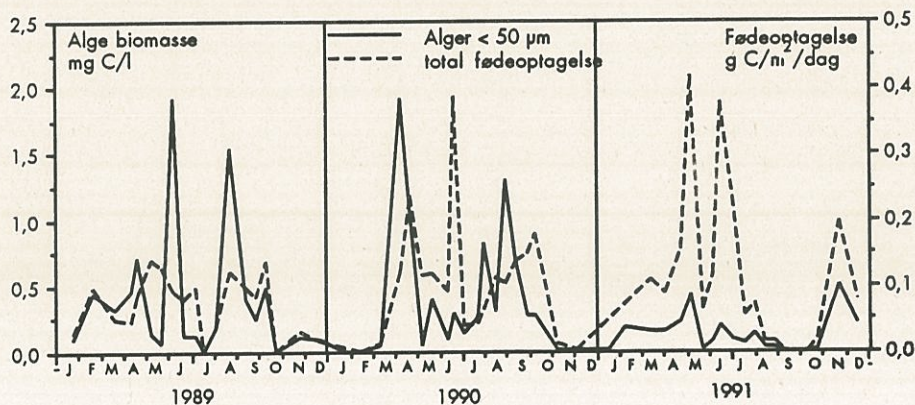
Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes specifikke volumener i 10+3 µm ³ /enhed = 10-3 µg vådvægt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle Formelnr. 90	24488 .0	29899 13696	20505 7582.4	26945 13596	33504 14090	30931 11917	23437 12326	22123 13158	28877 10155	23550 12053	22332 10310	21784 11022	19195 7829.7	25078 13635	34694 13059	266502 109760	23485 15534	19899 8588.9
Cyclopoidea Cyclops spp. Hanner Formelnr. 90	102617 15197	124141 32273
Cyclops strenuus Hunner Formelnr. 90	44766 6848.7	59873 5479.8	55358 5030.1	.	39323 .0	.	.	52384 6970.6
Cyclops vicinus Hunner Formelnr. 90	.	254543 .0	.	254637 9832.3	239659 9254.0	.	198919 .0	124940 11346	216711 .0	.	.	.
Mesocyclops leuckarti Hunner Formelnr. 90	.	12497 2092.9	25758 2004.1	25545 2642.3	26620 4649.4	13678 1056.0	8751.4 .0	20744 2239.3	18387 .0	.	11536 610.2	5494.6 966.0	4857.9 836.3	5116.7 443.9	3837.9 557.1	4772.3 518.2	10699 573.0	.
Nauplier Cyclopoide copepoditter Enkelt celle Formelnr. 90	9888.8 .0	.	.	4018.7 251.2
Copepod nauplier spp. Enkelt celle Formelnr. 90	58290 7829.2	46379 17693	24167 8787.8	44617 13600	27752 14739	36900 10926	24955 8769.2	8238.1 3070.4	43120 12472	14912 4203.8	16041 4558.7	16456 6471.8	19841 12671	19562 7785.3	21451 8287.4	23605 8975.7	40508 33851	56626 4804.4

Figurer over zooplanktons fødeoptagelse



Zooplanktonets beregnede græsningsrate 1989-91. Græsningsraten er defineret, som det antal dage zooplanktonet skal bruge på at æde hele mængden af alger < 50 μm .



Zooplanktonets arealrelaterede fødeoptagelse 1989-91.

Biomassen beregnes ud fra de individuelle biomasse-værdier og populationens størrelse.

Zooplanktonets græsning på alger

Beregningerne, der ligger til grund for figurene, forudsætter, at zooplanktonet fortrinsvis æder alger < 50 μm , at ingestionen er direkte proportional med algemængden op til 0,2 mg C/l (< 50 μm) og at I/B forholdet for de enkelte grupper er : 100% for cladocerer, 50% for calanoide copepoder og 200% for rotatorier. Det er desuden forudsat, at zooplankton ikke forekommer ved iltkoncentrationer < 1 mg/l.

Vandbalance, massebalance samt fysiske og kemiske målinger i søvandet

Specifikation / år	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991
VANDBALANCE FOR BRYRUP LANGSØ										
Samlet fratræsel (*10 m ³ /år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	5,99	7,35	7,01
Heraf Indsvimning (m ³ /år)								1	0,84	1,02
Opholdstid: - år (dage)	95	101			100	73	76	103	85	90
- sommer(1/5-30/9 (dage)								148	141	123
- max. måned (dage)								172	183	183
min. måned (dage)								55	36	36
BELASTNING - MASSEBALANCER										
Total-fosfor - år:	1,49	1,17			1,05	1,22	1,75	0,696	1,056	0,708
Samlet tilførsel (t P/år)							0,8	0,2	0,4	0,02
- spildevand (t P/år)							0,3	0,2	0,3	0,33
- spredt bebyggelse (t P/år)							0,4	0,1	0,1	0,105
- åbent landbidrag (t P/år)	0,2	0,2			0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,21
- basis (t P/år)										
Samlet fratræsel (t P/år)	0,72	0,67			0,66	0,84	1,27	0,59	0,95	0,7
Tilbageholdt P (t P/år)	0,77	0,5			0,39	0,38	0,48	0,106	0,106	-0,009
Tilbageholdt P i %	52	43			37	31	27	14	10	0
Samlet tilførsel (g P/m ² år)	3,95	3,1			2,79	0,324	4,64	1,8	2,78	1,91
Pi (indløbskonc. i µg P/l)	225	195			167	142	211	116	144	104

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991
Total-fosfor - sommer(1/5-30/9):										
Samlet tilførsel (kg P/dag)								1,02	1,46	1,2
Samlet fraførsel (kg P/dag)								1,18	1,99	1,24
Tilbageholdt P (kg P/dag)								-0,16	-0,53	-0,04
Tilbageholdt P i %								-16	-36	-3
Samlet tilførsel (mg P/m ² dag)								2,7	3,84	3,24
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								88	121	
Opløst fosfat - år:										
Samlet tilførsel (t P/år)								0,33	0,462	0,402
Samlet fraførsel (t P/år)								0,19	0,456	0,248
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								54		
Totalkvælstof - år:										
Samlet tilførsel (t N/år)	32,1	30,6			48,1	63,7	59,6	45,2	60,9	54,03
- spildevand (t N/år)								1,18	1,25	0,08
- spredt bebyggelse (t N/år)								0,6	0,6	0,6
- åbent landbidrag (t N/år)								36,9	51,2	745,4
- basis (t N/år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	6	7,35	7,01
- nedbør t N/år								0,57	0,57	0,57
Samlet fraførsel (t N/år)	14,3	13,7			30,8	40,9	35,7	24,9	31,8	32,7
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		21,3
Denitrifikation i %	48				33	33	38	41		39
Samlet tilførsel (g N/m ² /år)	85	81			120	170	160	120	160	146
Ni (indløbskonc. i mg N/l)	4,9	5,1			7,6	7,4	7,2	7,3	8,29	8,3
Totalkvælstof sommer(1/5-30/9):										
Samlet tilførsel (kg N/dag)								73	79	72
Samlet fraførsel (kg N/dag)								38	33	50

	1972	1973	1974	1975	1978	1983	1987	1989	1990	1991
Tilbageholdt N (kg N/dag)								35	46	22
Tilbageholdt N i %								48	58	31
Samlet tilførsel (mg N/m ² dag)								192	208	195
Ni (indløbskonc. i mg N/l)								6,3	6,5	
VANDKEMI & FYSISKE MÅLINGER I SØVANDET										
Sigdybde (1/5-30/9) (m)					1,3	2,2	1,5	1,97	1,91	1,89
Sigdybde 50%-fraktillen (m)					1,3	1,9	1,5	2	1,48	1,91
Max. sigdybde (m)					1,8	4,2	2,5	4	4,3	4,1
Min. sigdybde (m)					0,9	0,8	0,7	0,9	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
Total fosfor 50%-fraktillen	90	139		69	80	96	107	75	98	78
Total fosfor max. (µg P/l)	128	242		176	125	215	241	182		158
Total fosfor min. (µg P/l)	47	72		66	65	60	83	39	27	37
Opløst fosfat gns. (µg P/l)	10	50		20	16	34	57	14	36	11
Opløst fosfat 50%-fraktillen	7	47		4	10	33	51	12	14	7
Opløst fosfat max. (µg P/l)	19	100		54	60	65	144	31	119	37
Opløst fosfat min. (µg P/l)	5	3		0	5	4	17	4	4	1
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
Total kvælstof 50%-fraktillen	1,73	2,1		0,86	2,3	3,7	4	3,1	2,1	3,5
Total kvælstof max. (mg N/l)	2,63	2,72		3,53	4,6	5,9	4,05	5,2	5,03	5,7
Total kvælstof min. (mg N/l)	1,24	1,68		0,74	1,5	1,4	2,15	1,8	1,29	1,7
Opløst uorg. N gns. (mg N/l)	0,9	1,1	1,1	0,6	1,9	2	1,9	2,2	1,59	2,4

Biologiske gennemsnitsdata

BRYRUP LANGSØ		1988	1989	1990	1991
FYTOPLANKTON - sommer (1/5-30/9)			N=9	N=11	N=11
Biomasse, total	mgC/l		0,58	0,77	0,67
Biomasse, <20 µm	mgC/l		0,15	0,34	0,06
Biomasse, <20 µm	%		26	44	20
Biomasse, 21-50 µm	mgC/l		0,38	0,07	0,04
Biomasse, 21-50 µm	%		66	9	20
Biomasse, >50 µm	mgC/l		0,04	0,35	0,58
Biomasse, >50 µm	%		7	45	60
Max. Biomasse	mgC/l		1,94	1,89	2,55
Min. Biomasse	mgC/l		0,05	0,04	0,02
Blågrønalger, gns.	%		31	43	41
Blågrønalger, max.	%		83	100	100
ZOOPLANKTON - sommer (1/5-30/9)			N=10	N=11	N=11
ANTAL, gns. antal					
Daphnia spp. gns.	antal/l		32,2	57,6	454,7
Små cladocerer* gns.	antal/l		80,8	175,9	96
Små cladocerer*/alle cladocerer	%		65,4	57,4	67,7
BIOMASSE, gns. mg kulstof/l					
Hjuldyr (uden Asplanchna)	mgC/l		0,016	uopgjort	0,008
Daphnia spp.	mgC/l		0,060	0,093	0,134
Bosmina spp.	mgC/l		0,015	0,029	0,034
Andre cladocerer	mgC/l		0,006	0,002	0,002
Calanoide copepoder	mgC/l		0,032	0,038	0,04
Cyclopoide copepoder	mgC/l		0,038	0,016	0,041
Rov-zoop.(uden copep. og Aspl.)	mgC/l				
Små cladocerer*	mgC/l		0,021	0,031	0,036
Små cladocerer*/alle cladocerer	%		48,1	32,6	23,8
STØRRELSE gns.					
Middellængde Daphnia spp.	mm		0,76	0,725	0,809
Middellængde Bosmina spp.	mm		0,328	0,317	0,327
Middellængde Cladocera (uden rovzooplankton)	mm		0,499	0,495	0,509
Areal-specifik græsning (rotatorier)					
Areal-specifik græsning (cladocerer+copepoder)					
ZOO- /FYTOPLANKTON - sommer (1/5-30/9)					
Total zoo / total fyto			1,478	uopgjort	4,149
Total zoo / fyto < 50µm			1,597	uopgjort	6,521 *
Filtrerende zoo / total fyto			1,110	1,396	3,574
Filtrerende zoo / fyto < 50 µm			1,161	1,528	5,617 *

BRYRUP LANGSØ	1988	1989	1990	1991
BUNDDYR				
Litoralzone - index	3			
UNDERVANDSVEGETATION				
Dybdegrænse (m) Kransnålalger (m) Højere planter (m) Potentiel dækningsgrad af søareal (% søareal)				
BREDVEGETATION				
Rørskovens udbredelse (ha) Rørskovens dybdegrænse (m) Rørskovens areal (% af søen)				
FISK				
Skidtfiske - index	87			
Skaller < 10 cm / skaller > 10 cm Aborre < 10 cm / aborre > 10 cm	0,29 0,27			
FUGLE				
1 : ja , 2 : nej				

Beregninger over tiden inden søen opnår ligevægt mellem tilstand og tilførsel.

- Det er i beregningerne forudsat, at jern/fosfor-indholdet i sedimentet skal være over 10. Dvs. at 2-3 mg fosfor/ g TS i de øverste 10 - 15 cm sediment, hvor tørstofindholdet er ca. 5 %, skal frigives.

Det skal understreges, at det valgte jern/fosforindhold i sedimentet kan diskuteres. En stor fosforbindingskapacitet opnås ofte først ved et forhold på over 15. Det er dog ikke sikkert, at et så stort forhold er nødvendigt her.

Pga den lave jerntilførsel til søen er det desuden usikkert, hvorvidt et sådant forhold overhovedet er opnåeligt.

- Omkring 4/5 af sedimentets fosfor er bundet til jern. Den sidste femtedel er bundet til en række andre mineraler, primært calcium.

- Det fosforberigede sediment skønnes at dække 2/3 af søens areal svarende til ca. 26 ha.

Ovennævnte antagelser medfører, at den ophobede jernbundne overskudsfosfor i søbunden svarer til ca. 2 - 5 ton.

Ud fra årsmassebalancen (tabel 3 side 14) skønnes 200 - 250 kg af fosfortransporten i søafløbet at kunne tilskrives en "overskuds" intern belastning. Med samme frigivelse af fosfor fra sedimentet i årene fremover, kan det derfor beregnes, at der vil gå mellem 10 og 20 år inden en ligevægt mellem søens tilstand og dens fosfortilførsel er opnået.

Men som det er understreget, vil forbedringer i tilstanden opnåes forinden.

