



DATA RAPPORT



# BRYRUP LANGSØ 1991



ÅRHUS AMT

MILJØKONTORET

MAJ 1992

## REGISTERBLAD

- UDGIVER: Århus Amt, Miljøkontoret, Lyseng Allé 1, 8270 Højbjerg
- TITEL Bryrup Langsø, 1991.
- FORFATTERE Jørgen Windolf, Torben B. Jørgensen, Helle Jensen og Karen Schacht, Miljøkontoret, Århus Amtskommune
- RESUME
- Denne datarapport indeholder en præsentation af Miljøkontorets undersøgelser i Bryrup Langsø i 1991. Søen er en af de 37 søer, der indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Ca. hvert tredje år agter Miljøkontoret at foretage en mere grundig bearbejdning og afrapportering af søtilsynet i Bryrup Langsø.
- Koncentrationen af kvælstof i det vand, som tilføres søen, har været stigende i de seneste tyve år. I 1991 var koncentrationen i søens hovedtilløb 8,2 mg N/l (årsmedian). Vandets opholdstid i søen var i 1991 omkring 3 måneder og denitrifikationen var 40% af den tilførte kvælstofmængde, svarende til hvad der typisk findes i andre lignende søer.
- Årsmedianen for total fosfor i hovedtilløbet var 109 µg P/l. Generelt er tilførslen af fosfor til søen reduceret siden 1970 primært som følge af spildevandsafskæring. Den største enkeltkilde mht. fosfortilførslen var i 1991 således den spredte bebyggelse.
- Selvom fosfortilførslen er blevet reduceret, er klorofylkoncentrationen endnu ikke blevet tilsvarende mindre og sigtddyben er ikke blevet større. For alle tre overvågningsår har sigtddyben ligget omkring 1,9 m og lige under kravet fastsat i recipientkvalitetsplanen på 2,0 m. Den fortsat lave sigtddybde og det høje klorofylindhold skyldes hovedsagligt, at der i sedimentet på søens bund ligger store mængder fosfor. Denne fosfor bliver frigivet til søvandet i efterårs månederne, hvorved koncentrationen af total fosfor i søvandet stiger kraftigt. Pga. den store fosforfrigivelse tilbageholdes kun en meget lille del af den tilførte fosfor. I 1991 var der således slet ingen fosfortilbageholdelse. I de tre overvågningsår er der på årsbasis tilbageholdt i gennemsnit omkring 10 % af den tilførte fosformængde. Dette er en del mindre, end der kunne forventes ved sammenligning med andre lignende søer, som er i "ligevægt" med fosfortilførslen. Noget tyder derfor på, at der ikke er ligevægt mellem fosfortilførsel og tilstand i Bryrup Langsø.
- Der var kun en mindre mængde kiselalger tilstede i søen i foråret 1991. Heller ikke i sommerperioden var algebiomassen på samme niveau som de to foregående år. Derimod blev der observeret en voldsom opblomstring af blågrøn alger (hovedsagligt *Microcystis*-arter) i løbet af august. I den periode hvor blågrøn algerne optrådte talrigest nærmede koncentrationen af nitrat i søvandet sig nul. Blågrøn algerne blev afløst af en relativ stor biomasse af kiselalger som varede helt ind i november.
- Zooplanktonbiomassen var karakteriseret af et forårsmaximum af Cladocerer, en lille sommerbiomasse og igen et efterårsmaximum med en ligelig fordeling af Cladocerer og Copepoder.
- EMNEORD Søer, eutrofiering, vandmiljøplan, fytoplankton, zooplankton.
- FOTO Søren Peter Suk
- FORMAT A4
- SIDETAL 45 plus bilag
- OPLAG 100
- ISBN 87-7295-349-7
- TRYK Århus Amtskommunes trykkeri, maj 1992.

DANMARKS  
MILJØUNDERSGØLSE  
BIBLIOTEKET  
Vejlavvej 25, Postboks 314  
8200 Århus N



DATA RAPPORT

---

# BRYRUP LANGSØ 1991

---

DANMARKS  
MILJØUNDERSØGELSER  
BIBLIOTEKET  
Vejsøvej 25, Postboks 314  
8600 Silkeborg



ÅRHUS AMT

MILJØKONTORET

MAJ 1992



# Indholdsfortegnelse

	Side
<b>Sammenfatning</b> .....	3
<b>Indledning</b> .....	7
<b>Beskrivelse af søen</b> .....	9
<b>Vand- og næringsstofbalance</b> .....	11
- vandbalance .....	12
- vandkemi i vandløb .....	12
- næringsstofbalance .....	14
- kilder til næringsstoftilførslen .....	15
<b>Vandkemiske og fysiske variable i søvandet</b> .....	17
- sæsonvariation 1989-91 .....	17
- gennemsnit af målinger 1972-91 .....	20
- sammenhæng mellem søvandskoncentration og ekstern/intern stoftilførsel .....	23
- månedsbalancer .....	24
<b>Fytoplankton</b> .....	27
- sæsonvariation 1989-91 .....	27
- fytoplankton i relation til vandkemi mv. ....	30
<b>Zooplankton</b> .....	35
- sæsonvariation 1989-91 .....	35
- zooplankton som algeædere .....	38
- zooplankton og fisk .....	38
<b>Referencer</b> .....	41
<b>Bilagsoversigt</b> .....	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  $1,72 \times 10^6$  m<sup>3</sup> og gennemsnitsdybden er ca. 4,6 m.

Den største del af vandtilførslen sker via Nimdrup bæk, som afvander et 29 km<sup>2</sup> 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 sommermånedene var i 1991 lavere (85 µg P/l) end i både 1989 (93

µg P/l) og 1990 (136 µg 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 µg 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 forårsmåned, 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 blågrønalg, som findes i vandet i sensommeren, formindske en tilbagesedimentation af fosfor. Herved vil fosforkoncentrationen i søvandet stige forholdsvis meget.

Med en forskellig mængde blågrønalg 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.

Blågrønalgemængden 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 algegrupper 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 relativt beskeden 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 Cladocererne i 1991 havde den største biomasse, må det antages, at de stod for den største fytoplanktongræsning. Pga. blågrønalgerne (*Microcystis*) størrelse har græsningen på denne gruppe dog været beskeden.

Generelt synes der at være en god sammenhæng mellem zooplanktonbiomasse og sigtddybde, 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 Brædrup. 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.

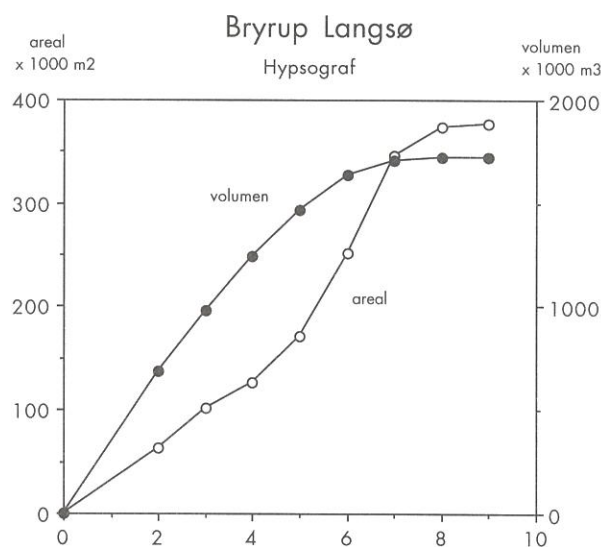
Pga. beliggenheden som en øst/vest-vendt sø er søen temmelig vindeksponeret. Da den største del af søen endvidere kun har en forholdsvis ringe dybde, opbygges der aldrig en stabil lagdeling i søen. Dog vil der i perioder med varmt og roligt vejr midt på sommeren kunne etableres en lagdeling i de dybere 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 <sup>2</sup>
Søens areal	38	ha.
Søens volumen	1,72 × 10 <sup>6</sup>	m <sup>3</sup>
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.

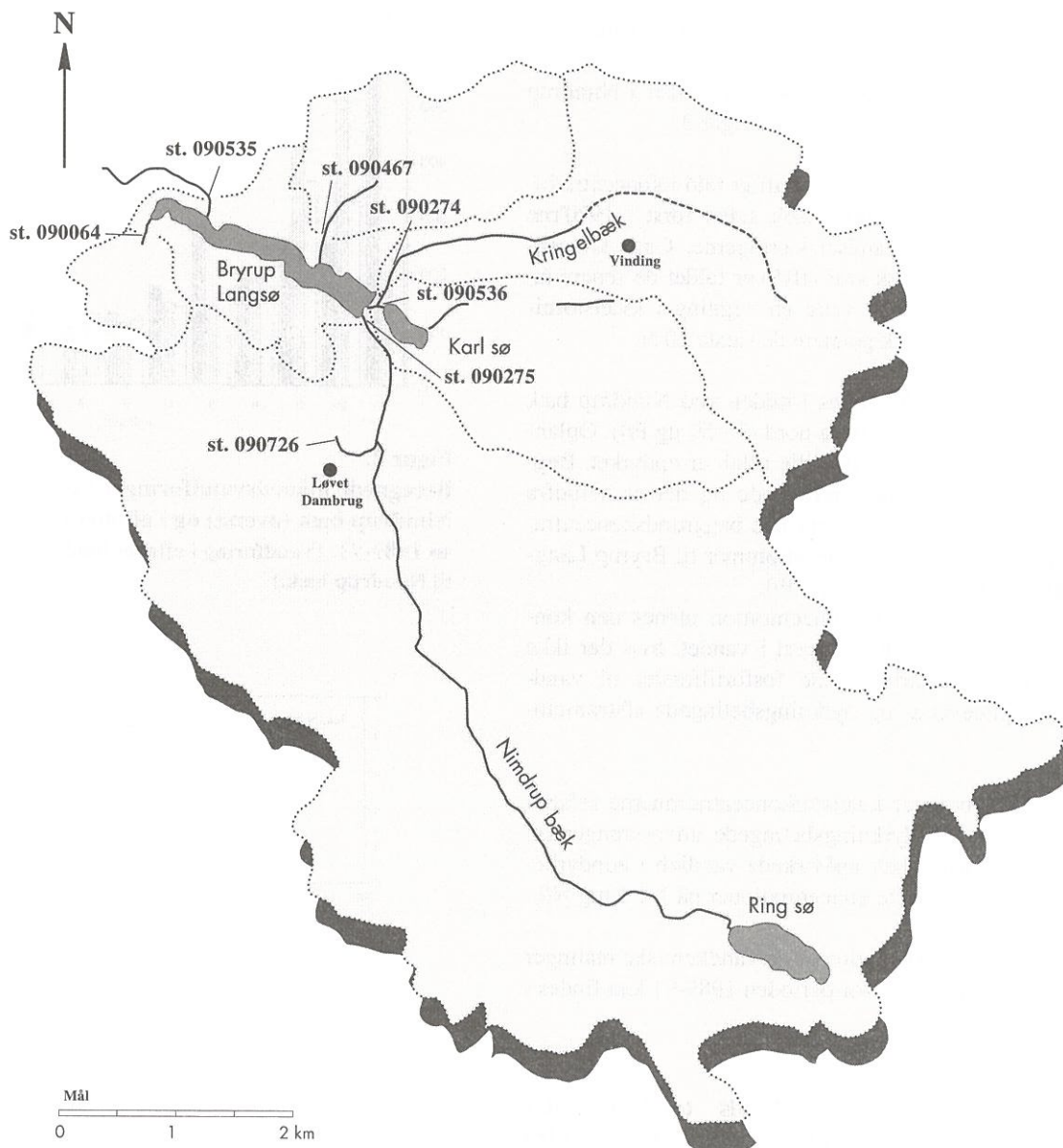
Det topografiske opland til Bryrup Langsø er vist i figur 1, sammen med prøvetagningsstationer og spildevands-

anlæg.

Først i 1970'erne 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 vandgenemstrømningen 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.

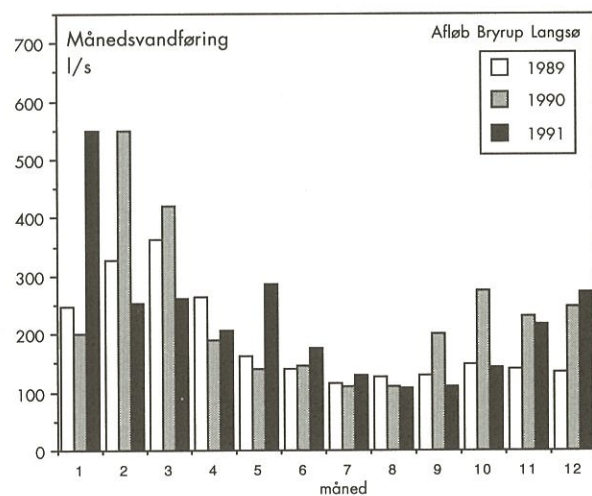
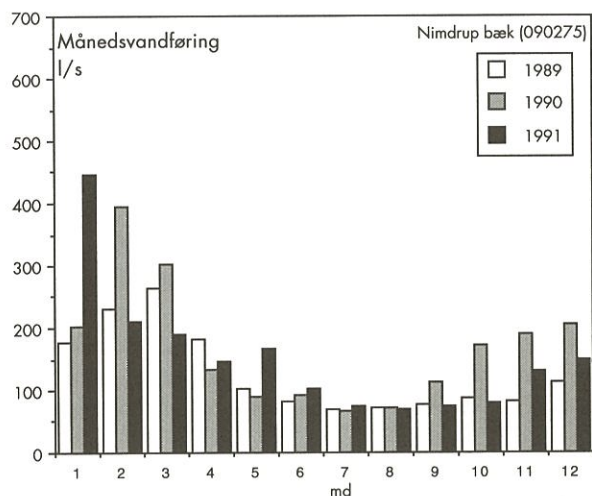
Med naturlig baggrundskoncentration menes den koncentration, der ville have været i vandet, hvis der ikke havde været kulturbetingsede fosfortilførsler til vandløbene (spildevand- og dyrkningsbetingsede afstrømninger).

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.

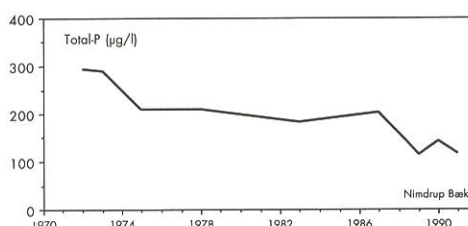
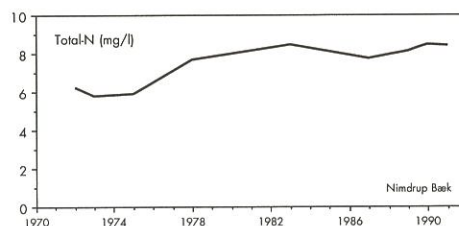
Grafer over årstidsvariation af de vandkemiske målinger i tilløbene og afløbene for perioden 1989-91 kan findes i bilag.

**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.)**





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	
	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			
	1,3	20	0,18						
Nimdrup bæk (090275)	1972	309	202	6,34	0,241	5,36	2,5	17	
	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			
	1,5	14	0,14						
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 1.**  
Årsmedian 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	
	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			
1,2	17	0,23							
Nimdrup bæk (090275)	1972	258	191	5,04	0,205	4,36	2,4	31	
	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			
1,5	14	0,11							
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					

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

## Næringsstofbalance

Ud fra de beregnede vandføringer og de vandkemiske analyseresultater er der beregnet stoftransporter i tilløbene og i afløbet fra søen (tabel 3).

Tilførslen af vand og næringsstoffer fra umålt topografisk opland er fundet ved oplandskorrektion og ud fra differencen mellem summeret overfladisk vandtilførsel og vandraførslen er indsvivende mængde vand beregnet, idet det er antaget at nedbør og fordampning er ens.

Næringsstofftilførslen fra umålt opland og via indsvivende vand er fundet ved anvendelse af følgende skønnede koncentrationer: 50 µg P/l (umålt opl.) og 30 µg P/l (inds. vand) µg P/l, 4 mg N/l, 10 mg COD/l og 0,2 mg Fe/l.

Vandtilførslen var i 1991 17 % større end i 1989, som var et tørt år, og af samme størrelse som i 1990.

**Fosfortilførslen** var i 1991 708 kg/år svarende til en gennemsnitlig indløbskoncentration på 104 µg P/l eller nogenlunde som i 1989, hvor fosfortilførslen var 700 kg. Indløbskoncentrationen var dog en anelse større i 1989 - nemlig 116 µgP/l.

I de tre overvågningsår var fosfortilførslen størst i 1990 (1055 kg P/år), - ikke alene fordi vandtilførslen her var størst, men også fordi fosforkoncentrationerne i indløbet var højere (143 µgP/l).

Det ses af tabel 3, at der ikke er sket nogen tilbageholdelse af fosfor i Bryrup Langsø i 1991 (- 1%). I 1989 og 1990 var der en beskedent tilbageholdelse på henholdsvis 9% og 14%.

Ud fra vandets opholdstid (0.23-0.29 år) kan fosfortilbageholdelsen i en situation, hvor søen er i ligevægt med fosfortilførslen beregnes til 33-35% (Vollenweider, jvf. DMU, 1990).

Bedømt ud fra denne beregning ser det altså ikke ud til, at Bryrup Langsø er i ligevægt med de aktuelle fosfortilførsler.

Det meste af det sedimentbundne fosfor findes som jernbundet fosfor (Århus Amt, 1991), og da fosforindholdet i det øverste sedimentlag (0-20 cm) er højt (5-7 mg P/gTS), samtidig med at jernindholdet er forholdsvis moderat (30-50 mg Fe/g TS), er jern/fosfor-forholdet i de øverste sedimentlag lille (<10) og dette indikerer, at den interne fosforbelastning kan være betydelig (Jensen & Andersen, 1990).

Ved sedimentundersøgelser i 1972 blev der i de øverste 10 cm. fundet et fosforindhold på 6 - 8 mg P/mg TS (J.M.Andersen, pers.). Der er således sket et mindre fald i fosforindholdet i sedimentet i de sidste to årtier, som følger af den reducerede eksterne belastning til søen.

Det skal endvidere bemærkes, at kun 17% af jerntilførslen tilbageholdes, hvilket sandsynligvis hænger sammen med, at fosfortilførslen tidligere var større.

**Kvælstoftilførslen** var i 1991 54 t/år, hvoraf 39% blev tilbageholdt i søen eller, for hovedpartens vedkommende, omdannet til atmosfærisk kvælstof ved denitrifikation.

Tilførslen af kvælstof var i 1991 på samme niveau som i 1990 (61 tons) men betydeligt højere end i 1989, hvor tilførslen på grund af den lave afstrømning fra markerne og en lille vandføring i vandløbene kun var ca. 45 tons.

Det bemærkes i øvrigt, at såfremt massebalancen beregnes ved brug af stofkoncentrationer i søvandet i stedet for koncentrationerne i afløbet afviger afløbsværdierne kun meget lidt fra værdierne i tabel 3. For Total fosfors vedkommende med mindre end 2%, hvilket i øvrigt også gælder for årene 1989-90, og for jern er afvigelsen ca. 10%.

Dette taler derfor for, at kemianalyserne i afløbet kan undværes.

Station	oplandsareal km**2	vand mio. m**3/år	specifik afstrømning pr. år (cm)	Total-N t N/år	Total P t P/år	PO4-P t P/år	Total COD t/år	Total jern t/år
Nimdrup bæk (090275)	29,00	4,82	17	43,30	0,562	0,321	67,7	0,878
Afløb Karl sø (090536)	3,94	0,30	8	0,54	0,016	0,004	5,1	0,029
Kringelbæk (090274)	6,60	0,33	5	3,17	0,066	0,040	8,7	0,071
Tilløb fra nord (090467)	2,63	0,15	6	0,75	0,005	0,001		0,033
Tilløb fra SV (090064)	0,67	0,08	12	0,38	0,007	0,003		0,013
Umålt opland	2,00	0,26	13	1,04	0,013	0,006		0,052
Rest (indsivning)		1,07		4,28	0,032	0,027	18,0	0,210
Nedbør				0,57	0,007			
<b>Total tilførsel</b>	<b>45,00</b>	<b>7,01</b>		<b>54,03</b>	<b>0,708</b>	<b>0,402</b>	<b>99,4</b>	<b>1,286</b>
Afløb Bryrup langsø(090535)	45,00	7,01	16	32,7	0,717	0,248	116	1,064
Reduktion %				39%	-1%		-16%	17%

Tabel 3. Vand- og næringsstofbalance for Bryrup Langsø 1991. (for bemærkninger - se tekst)

## 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.

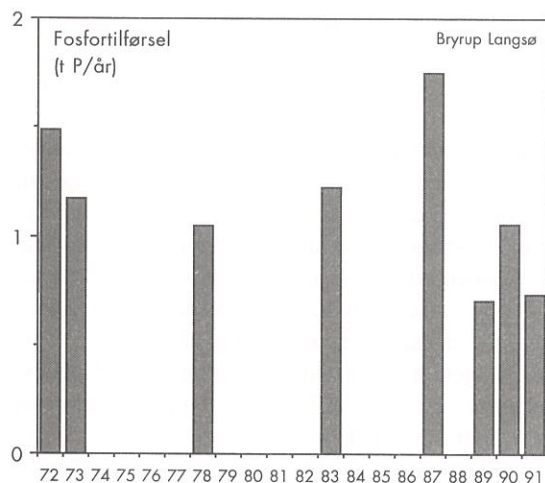
Der er dog ingen tvivl om, at spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse uden for kloakerede områder udgør en relativ stor fosforkilde til Bryrup Langsø. I oplandet til søen bor ca. 680 personer uden for kloakerede områder og det potentielle bidrag til fosfortilførslen fra denne kilde er omkring 800 kg fosfor/år. En væsentlig del af spildevandet formodes dog at nedrive, 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.

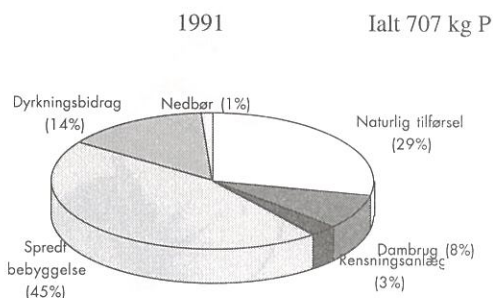
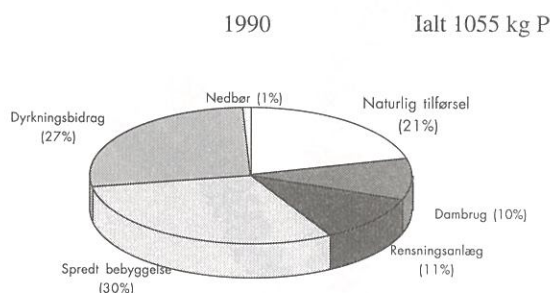
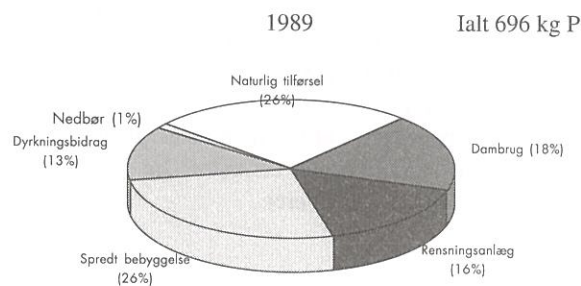
Som det kan ses af figur 5, er tilførslen af fosfor fra spredt bebyggelse den største enkeltkilde i 1991.

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 bispildevand nu ikke længere udledes i søens opland.



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



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.

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

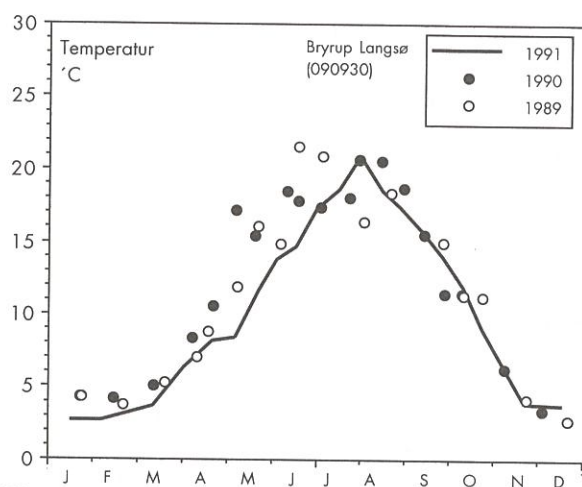
Da udviklingen af de biologiske processer i søen herunder udviklingen i planktonsamfundene til dels er styret af vandtemperaturen, er det i figur 7 vist, hvorledes temperaturen i Bryrup Langsø's overfladevand var i 1991 sammenlignet med 1989-90.

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.

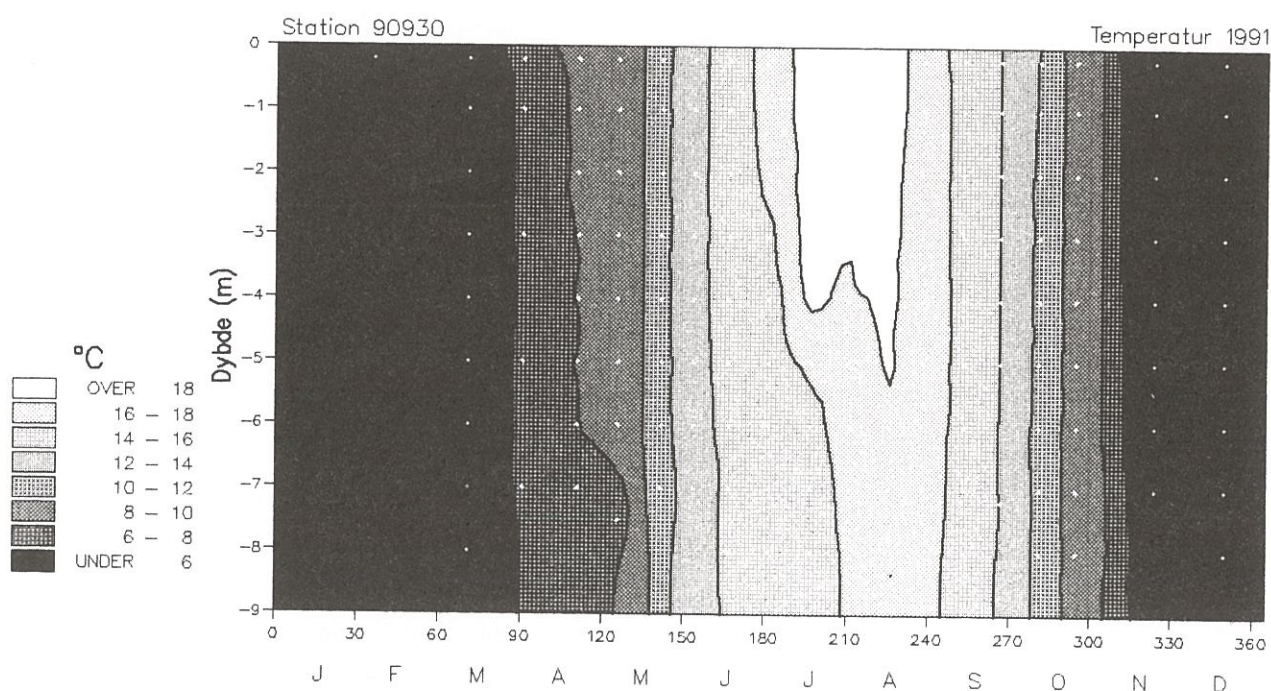
I perioder med stille og varmt vejr kan der dog ske en lagdeling med varmt overfladevand og koldere bundvand.

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. iltsvind vil derfor ikke have en stor arealmæssig udstrækning i søen

### Klorofyl og sigtddybe

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

Den største algemængde og dermed den mindste sigtddybe 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 sigtddybe på ca. 4 meter.

Den generelt dårligere sigtddybe 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.

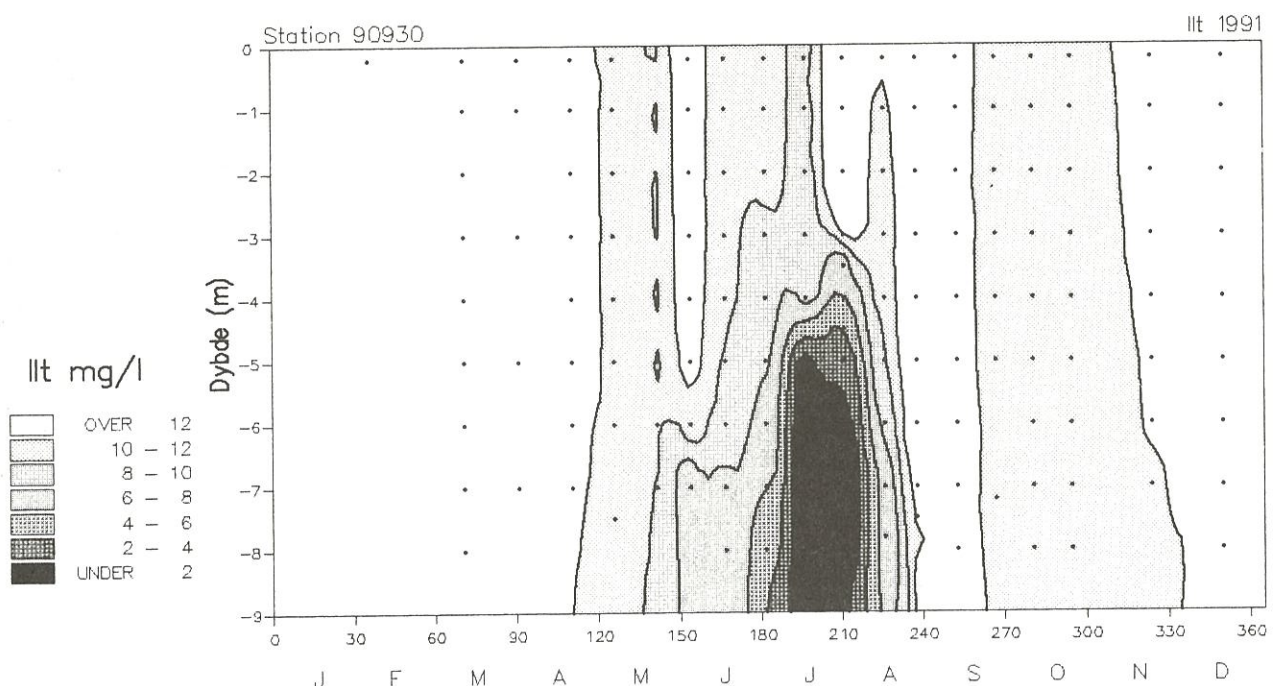
Vinterniveauet for total P og total N i januar-februar var en anelse lavere i 1989-90 end i 1991, og specielt bemærkes det, at nitrat-koncentrationerne i overfladevandet i 1990 gik helt i bund i august.

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.

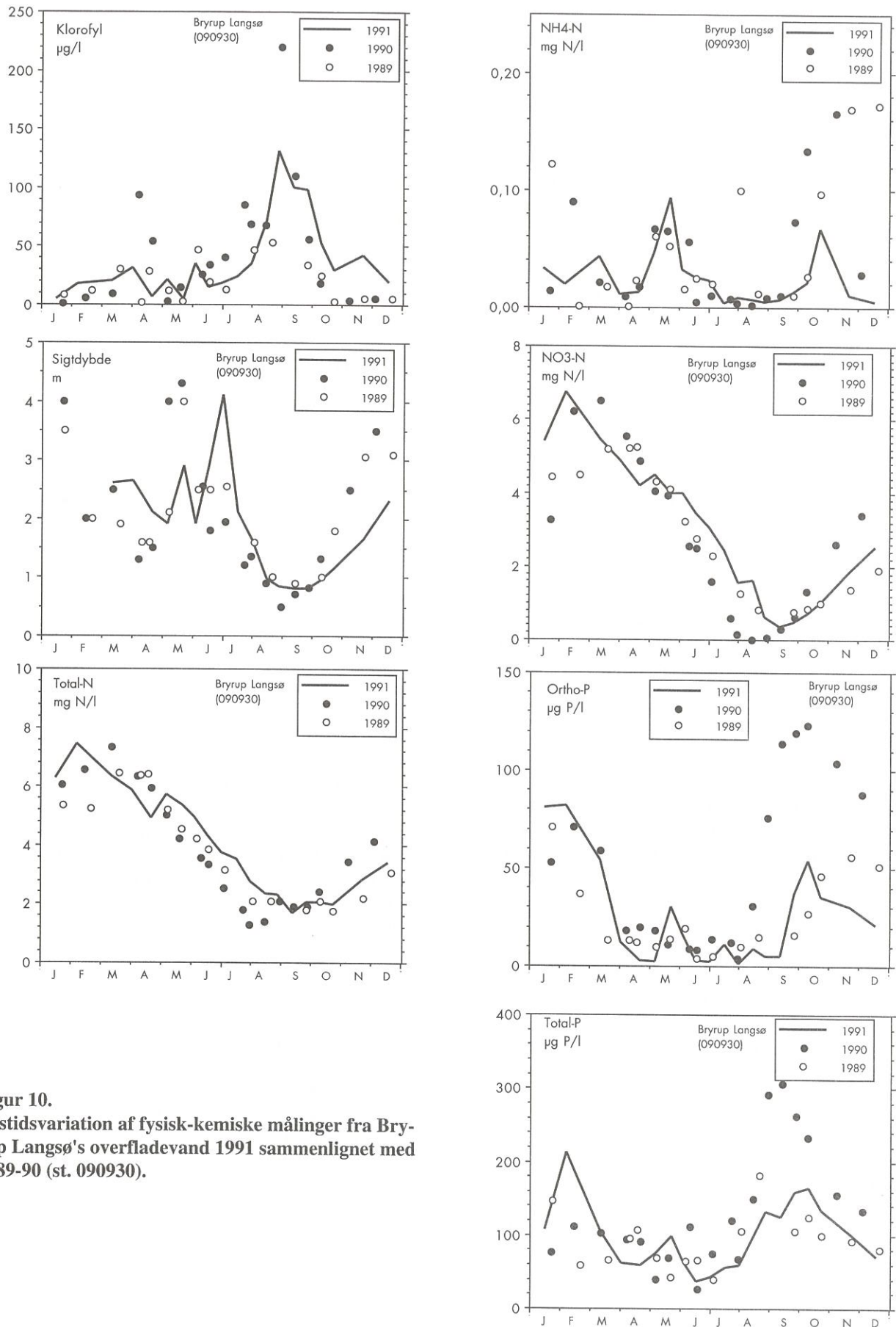
Mangel på uorganisk kvælstof begrænser derfor generelt ikke algeopvæksten i Bryrup Langsø - dog måske med undtagelse af den korte periode i sensommeren 1990.

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 algernes 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 algerne 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 algerne 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 sommersigtdybde ens de tre år, - nemlig 1.9-2,0 meter.

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

Selv om de gennemsnitlige sigtdybder 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.*

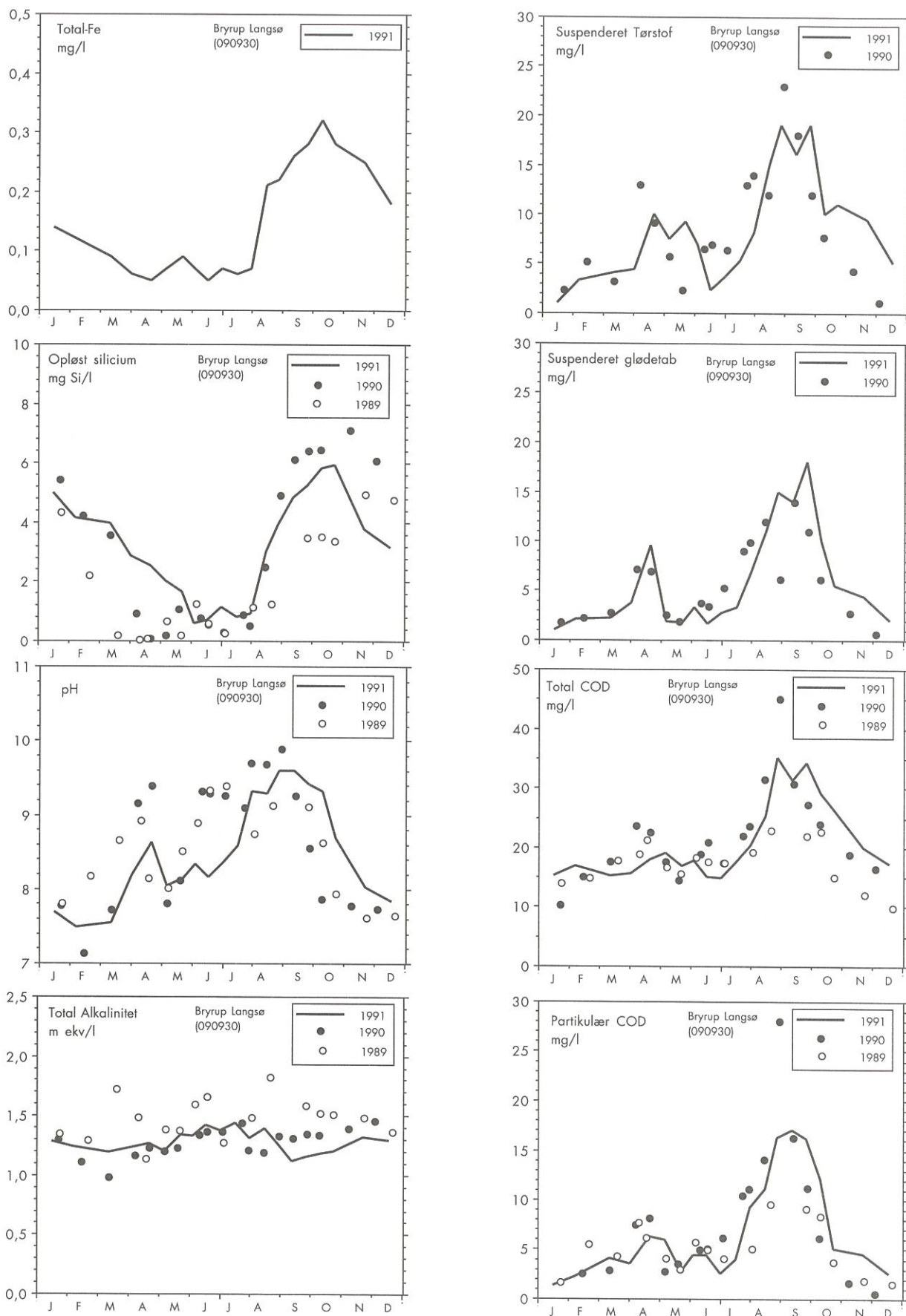
*at der siden først i 1980'erne ikke er nogen sikker tendens til mindre alger (klorofyl) og bedre sigtdybde*

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 sigtdybden 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
Sigtdybde 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. Sommergegnemsnit 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
Sigtdybde 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).

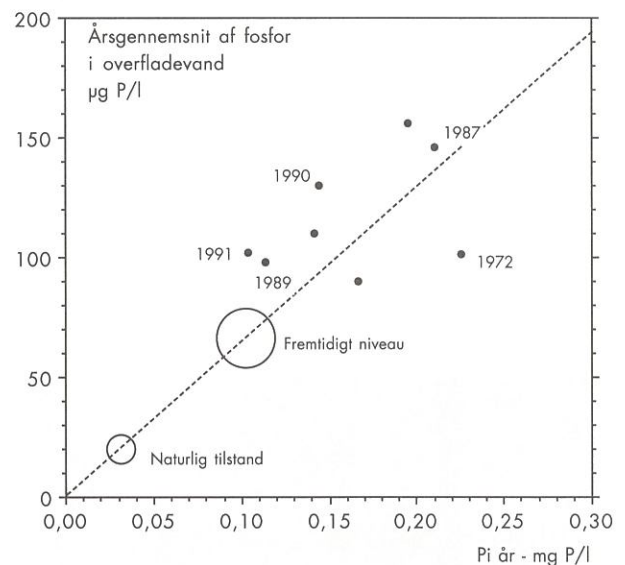
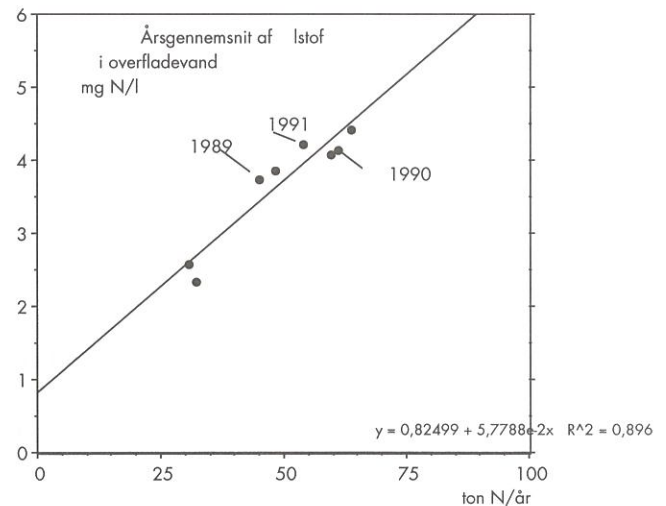
Når årsgennemsnittene af fosfor ligger "over" ligevægtslinjen, kan det tages som et udtryk for, at Bryrup Langsø ikke er i ligevægt med tilførslen af fosfor og der således er en frigivelse af fosfor fra sedimentet.

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-

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 årsgennemsnittene 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 langsomt 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 algerne næringssaldooptagelse.

## 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. ).

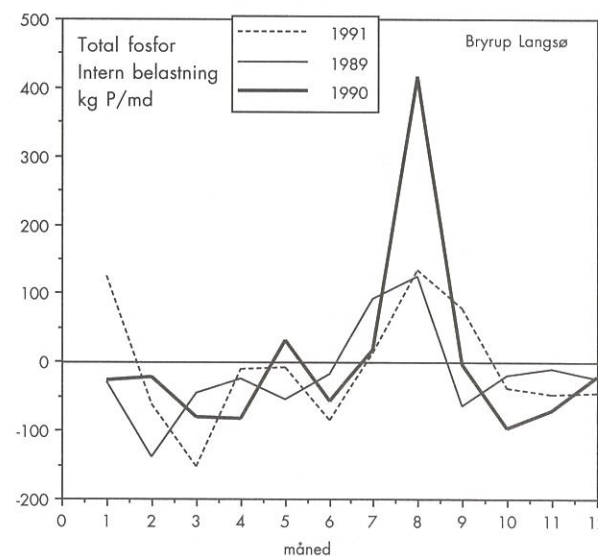
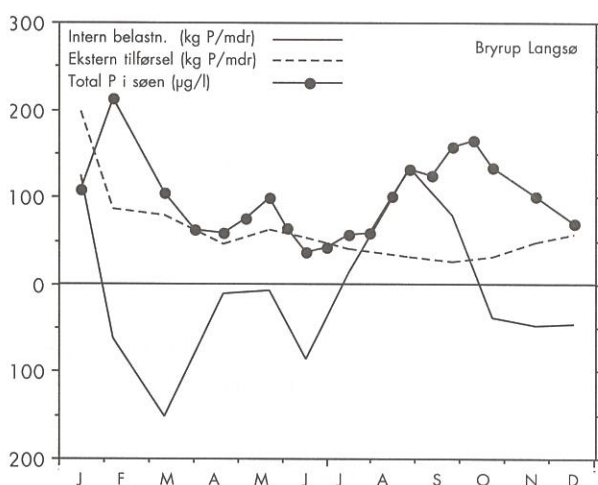
I august og september 1991 var der til gengæld en markant nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet. Tilførslen fra sedimentet var i denne periode meget større end fosfortilførslen fra oplandet og stigningen i søvandets fosforkoncentration skyldes således alene den interne belastning fra sedimentet.

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 blågrøngalgedominans er sedimentationen reduceret. Blågrøngalger 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 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 fosforbelastning 1989-91 (nederst).

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

Netop i 1990 var blågrønalgerne 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.

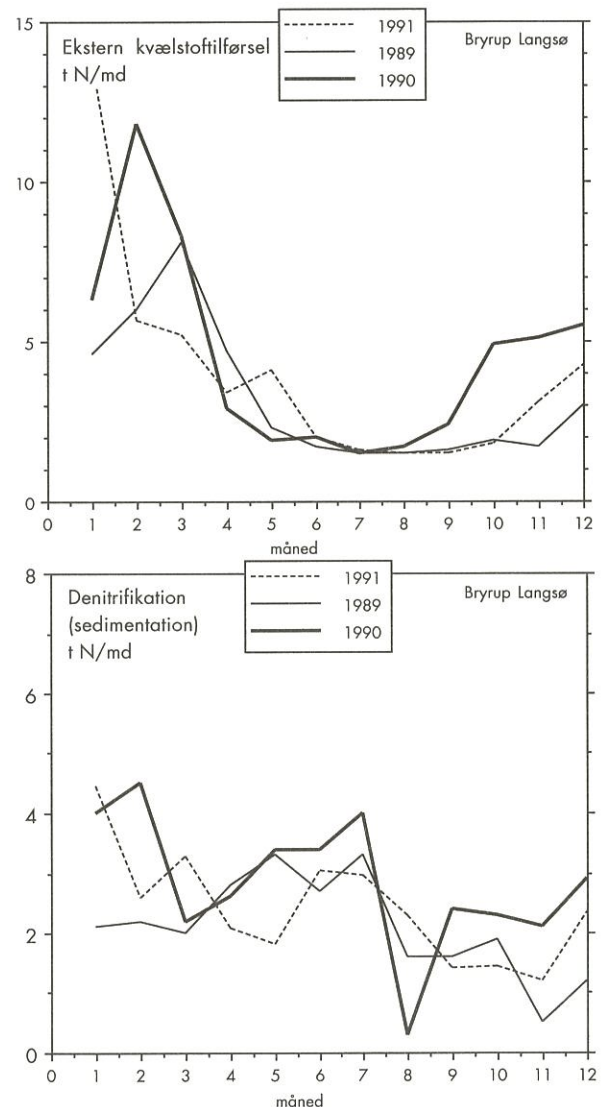
Den mindre kvælstoftilførsel i april og maj kan have været en medvirkende årsag til, at nitratkoncentrationerne faldt hurtigere i forsommeren 1990 end i de to øvrige overvågningsår.

(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 NO<sub>3</sub>-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.

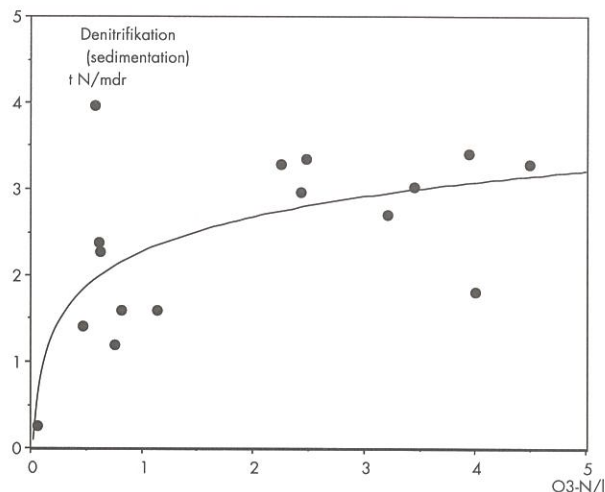
Der er således næppe nogen enkelt forklarende årsag til de varierende fosforophobninger i sensommeren i Bryrup Langsø's overfladevand, hvilket skal huskes, når man søger at fastlægge den fremtidige ligevægtstilstand i søen.

År til år variationerne er både styret af

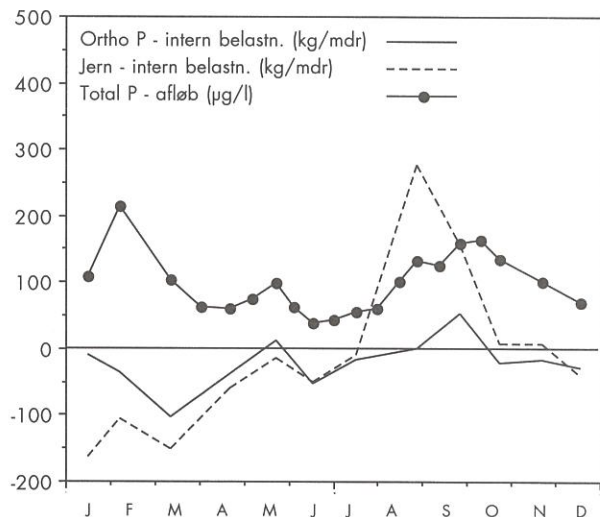
*Variierende forekomst og udstrækning af blågrønalmaksimum*

*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 (måneds gennemsnit) 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 rekyalger (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 rekyalger 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 rekyalger

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

### Forår

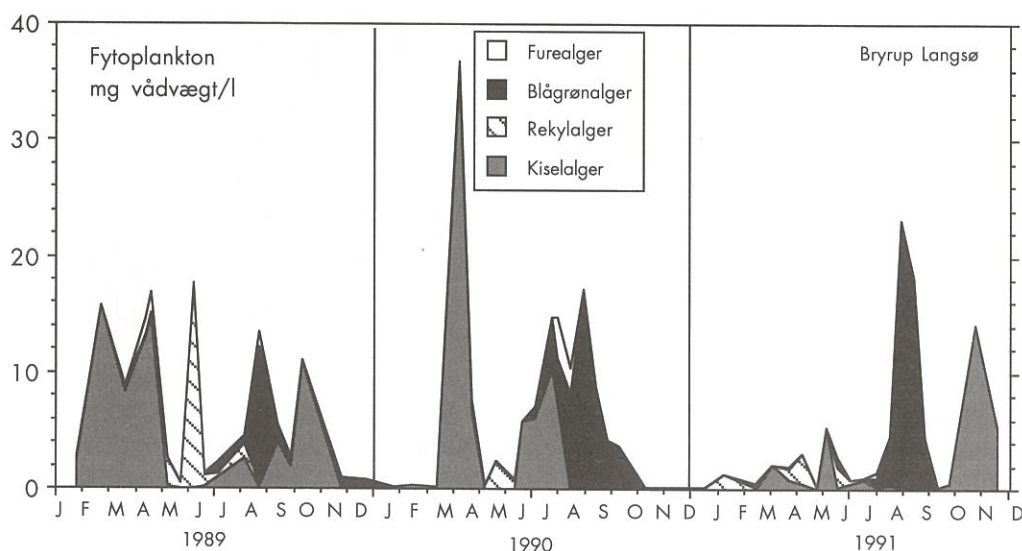
I begyndelsen af april forekom kiselalgeres forårsopblomstring og biomassen steg svagt til 2,1 mg, hvor den lille centriske kiselalge *Stephanodiscus hantzschii* udgjorde hovedparten. I slutningen af april var kiselalgemaksimumet aftagende og blev herefter afløst af en tiltagende mængde rekyalger, der dannede maksimum i begyndelsen af maj (2,6 mg vv/l). Rekyalger kan ernære sig helt eller delvist heterotroft af organisk materiale i vandet og ses derfor ofte i forbindelse med andre algegrupperes 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 rekyalger (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. Fytoplanktons 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.

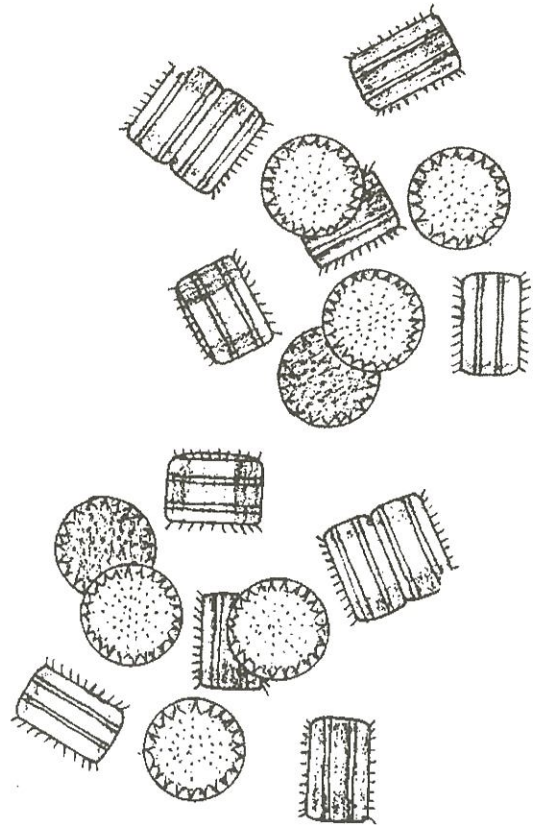
### Sammenligning med resultater fra 1989-90

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 blågrønalgemaksimum 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 0,34	0,079 0,037	<i>Cryptophyceae spp.</i> <i>Ubestemte celler</i>	79 21	79 21
13. mar.	0,88 0,42	0,097 0,046	<i>Ubestemte celler</i> <i>Microcystis spp.</i>	63 30	63 30
2. apr.	1,97	0,150	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	92	90
22. apr.	1,06 0,74	0,117 0,081	<i>Cryptophyceae spp.</i> <i>Ubestemte celler</i>	59 27	42 29
7. maj	2,56 1,19 0,37	0,282 0,131 0,027	<i>Cryptophyceae spp.</i> <i>Ubestemte celler</i> <i>Aulacoseira italica</i>	59 27 8	61 28 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 0,81	0,199 0,089	<i>Cryptophyceae spp.</i> <i>Anabaena flos-aquae</i>	65 29	66 29
2. jul.	0,55 0,47 0,28	0,060 0,041 0,031	<i>Pandorina morum</i> <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Cryptophyceae spp.</i>	41 36 21	44 31 23
17. jul.	0,74 0,29 0,23	0,072 0,032 0,025	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Cryptophyceae spp.</i> <i>Ubestemte celler</i>	59 23 18	56 25 19
31. jul.	0,82 0,58 0,45	0,091 0,064 0,058	<i>Microcystis spp.</i> <i>Pyramichlamys dissecta</i> <i>Peridinium polonicum</i>	39 27 21	38 27 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 0,02	0,004 0,003	<i>Aulacoseira granulata</i> <i>Microcystis spp.</i>	82 18	63 37
23. okt.	0,43 0,09	0,015 0,004	<i>Stephanodiscus astrea</i> <i>Aulacoseira granulata</i>	80 18	74 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 algeomængden (udtrykt som klorofyl) og sigtddyben. Jo flere alger desto dårligere sigtddybe gælder altså også for Bryrup Langsø.

Tilsvarende er der en god sammenhæng mellem koncentrationen af suspenderet tørstof i overfladevandet og sigtddyben, 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.

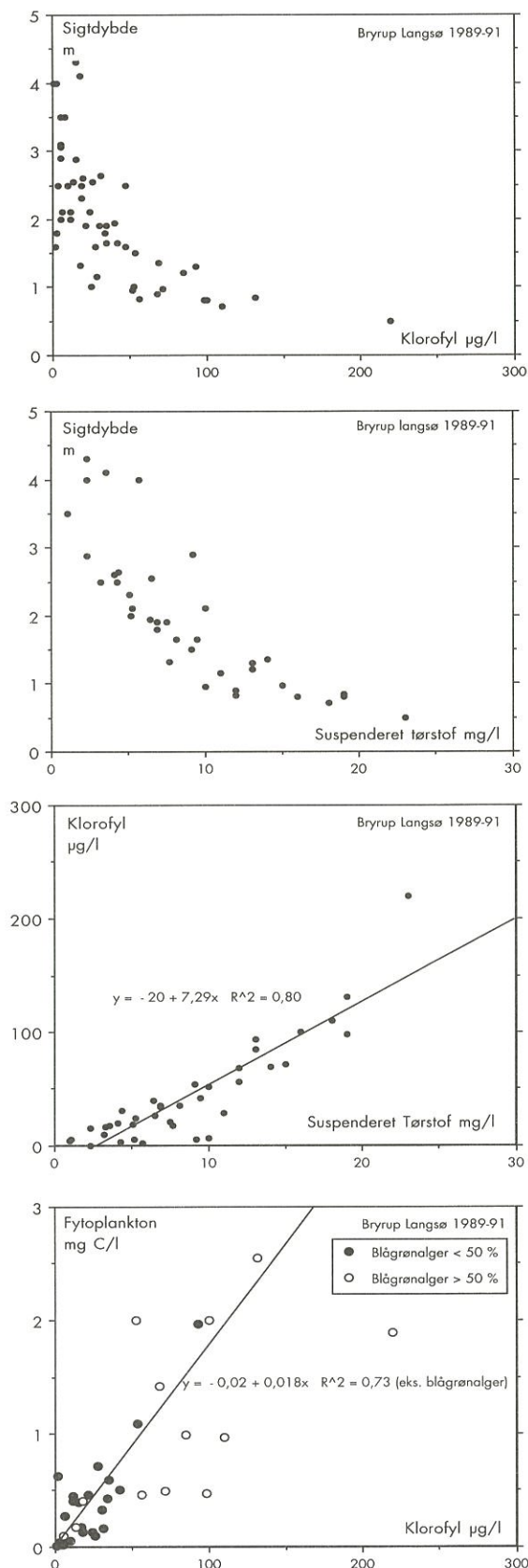
I figur 19 (nederst) er det således vist, at fytoplanktons biomasse er direkte proportional med klorofyl-mængden. Det fremgår, at der er ret stor spredning omkring den generelle relation. Det er dog velkendt, at forskellige algegrupper har afvigende biomasse/klorofyl-forhold.

Eksempelvis fandtes 3 gange højere klorofyl/biomasseforhold 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, sigtddybe 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.

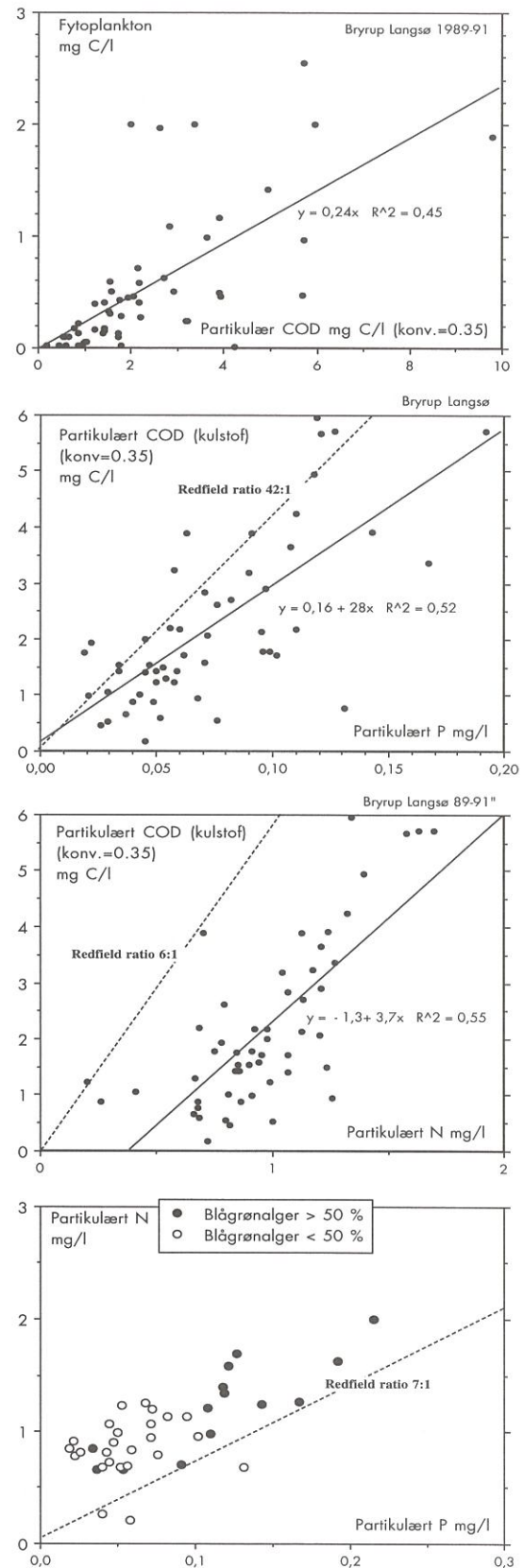
I figur 20 (øverst) er således anvendt en omregningsfaktor på 0.35 og det fremgår af relationen mellem partikulært COD og fytoplankton-kulstof, at algebiomassen generelt kun udgør ca 1/4 af det partikulære organiske materiale i søvandet.

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 blågrønalger, 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

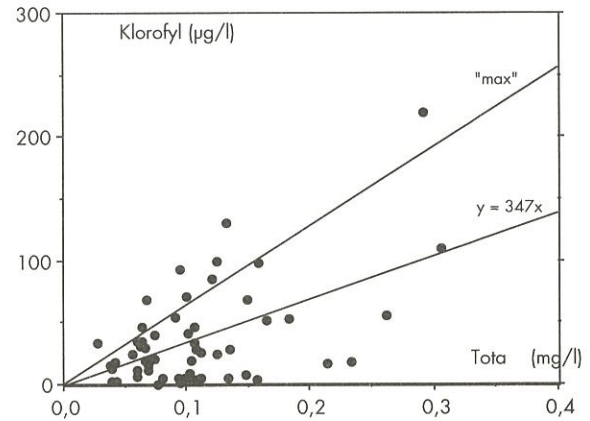
I alle tre overvågningsår (1989-91) var der markant opvækst af blågrønner i juli-august. Opvæksten af blågrønnerne var sammenfaldende med tidspunktet for minimum i nitrat-koncentrationerne i søvandet, (figur 23).

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

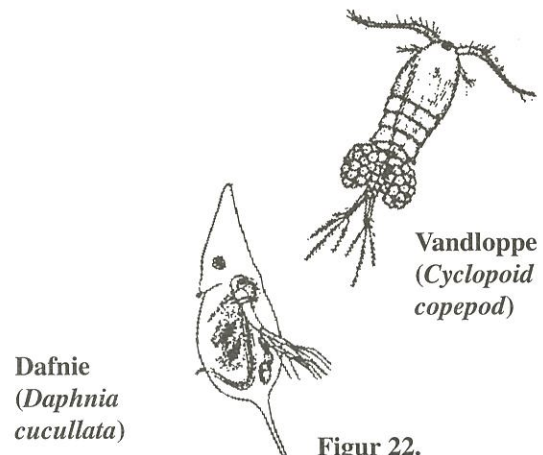
I 1990 var nitratkoncentrationerne meget små i juli-august og perioden med lavt nitratindhold ser ud til at have været noget længere i sommeren 1990 end i de to andre år.

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

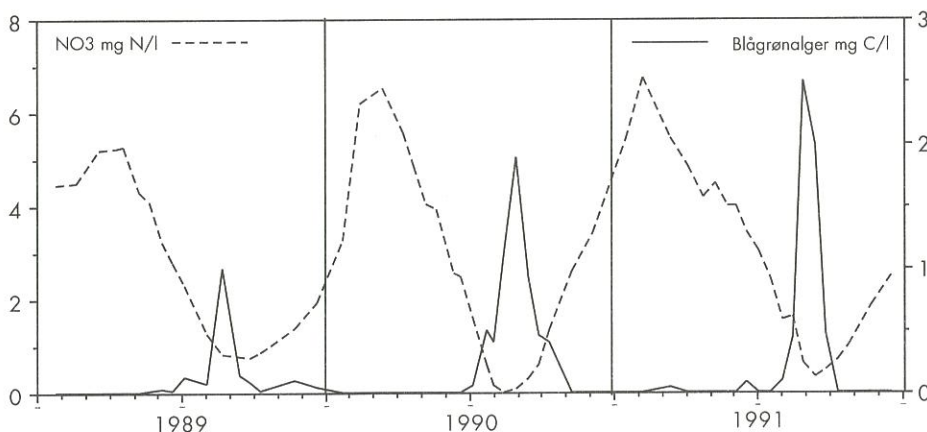
Det er allerede nævnt, at andre faktorer end blot næringssaltkoncentrationerne naturligvis spiller ind på reguleringen af fytoplankton. Temperaturen er ikke uden betydning i denne regulering. I 1989 kan netop temperaturen have haft en betydning, idet vandet i august måned dette år var forholdsvist koldt.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



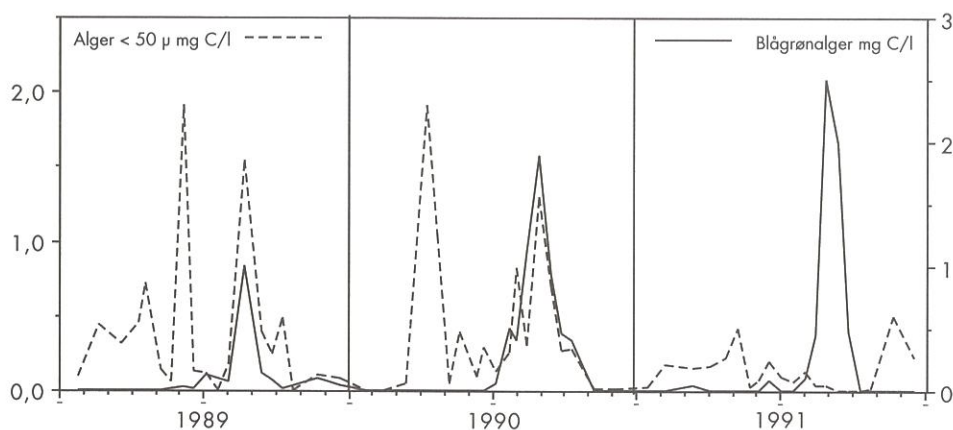
Figur 21.  
Relationen mellem klorofyl og total fosfor i Bryrup Langsø i årene 1989 til 91.



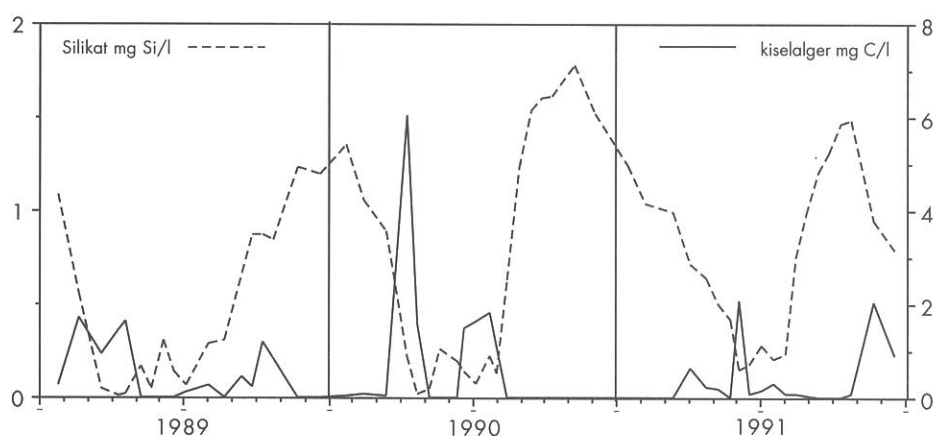
Figur 22.  
To arter af zooplankton, som findes i Bryrup Langsø



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 blågrønner 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 phytoplanktonsammensætningen.

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 blågrønner i sensommeren. I 1990 var mængden af blågrønner dog større end året før.

I 1991 var blågrønnernes 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 zooplanktonnets græsning, hvilket vil ske i det følgende afsnit om zooplankton.

Sammenholdes kiselalger og blågrønner tyder det i øvrigt på, at der ikke på samme tid kan optræde mange kiselalger og mange blågrønner, 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 kiselalgernes 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 Miljøundersøgelser's 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/m<sup>2</sup> (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/m<sup>2</sup>) tiltog biomassen i lighed med de foregående år til et efterårsmaksimum i oktober på ca. 1,5 g C/m<sup>2</sup>. 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 longirostris* og *B. coregoni*.

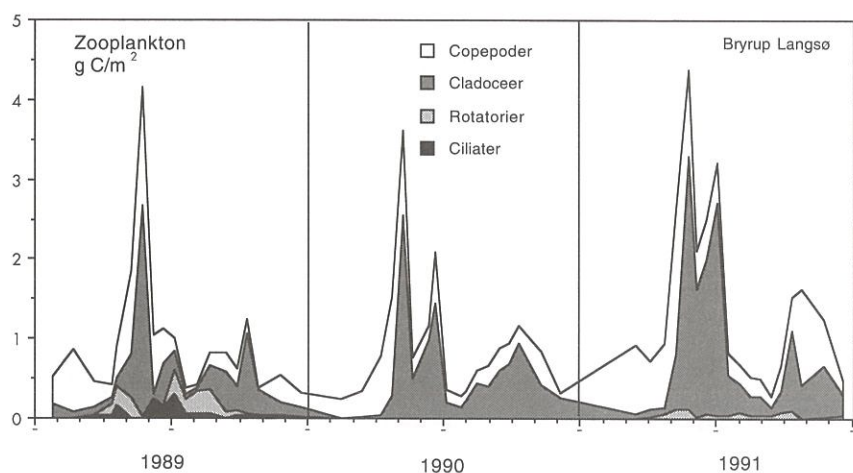
### Dafnier

Pga. forskellig oparbejdningsmetode 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.

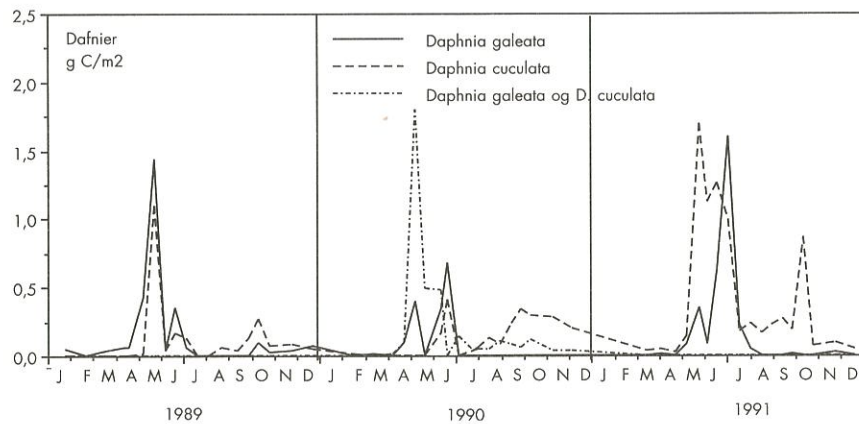
Generelt forekom dafnierne først i planktonet i april, hvorefter de dannede maksimum i maj som følge af den stigende vandtemperatur. Herefter sås et sekundært maksimum i juni/juli og et mindre efterårsmaksimum i oktober. I 1991 dannede *D. cucullata* et maksimum sidst i maj, der først aftog i løbet af juni. *D. galeata* tiltog i løbet af maj/juni i biomasse og nåede et maksimum på 1,6 g C/m<sup>2</sup> 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.)

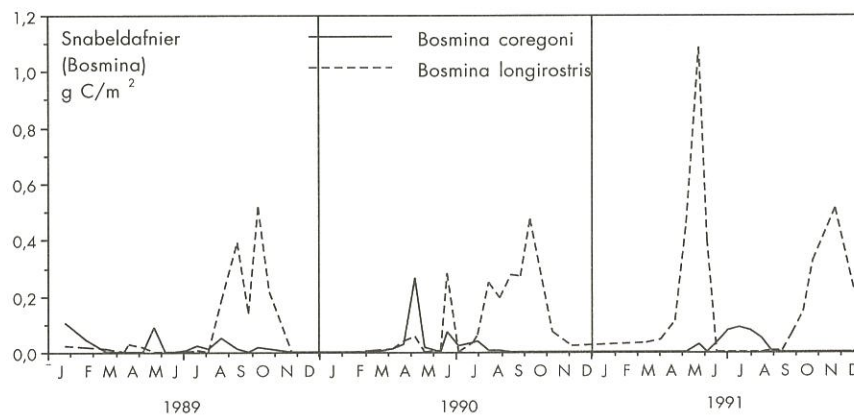
Dafniernes forårsmaksimum var i 1991 pga. den kolde forsommer og den deraf følgende lave vandtemperatur



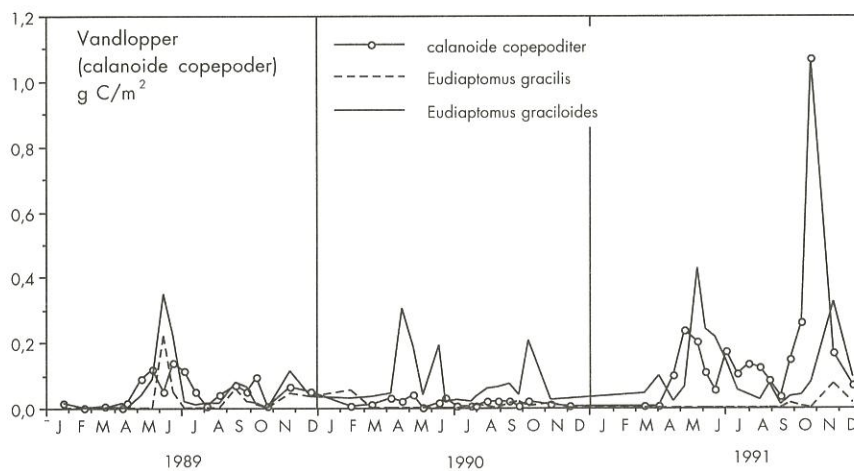
Figur 26. Zooplanktons årstidsvariation i Bryrup Langsø fra 1989 til 1991 fordelt på grupper.



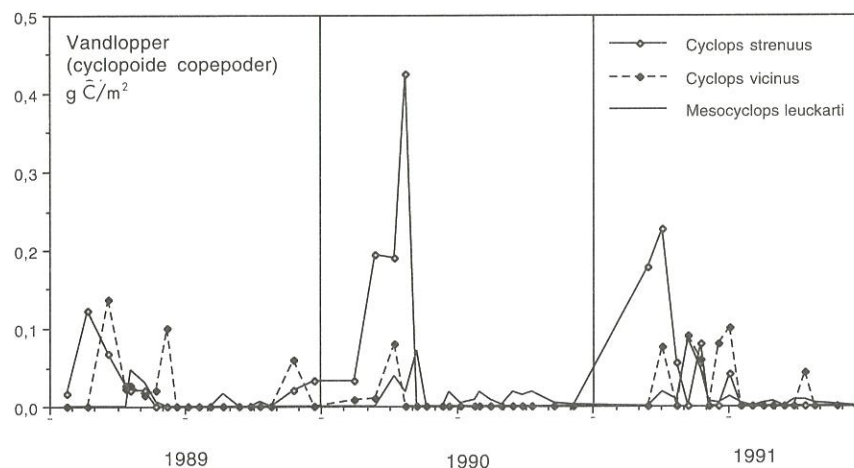
Figur 27.  
Biomassen af *Daphnia galeata* og *D. cuculata* i Bryrup Langsø i perioden 1989 til 1991 (se bemærkninger i teksten).



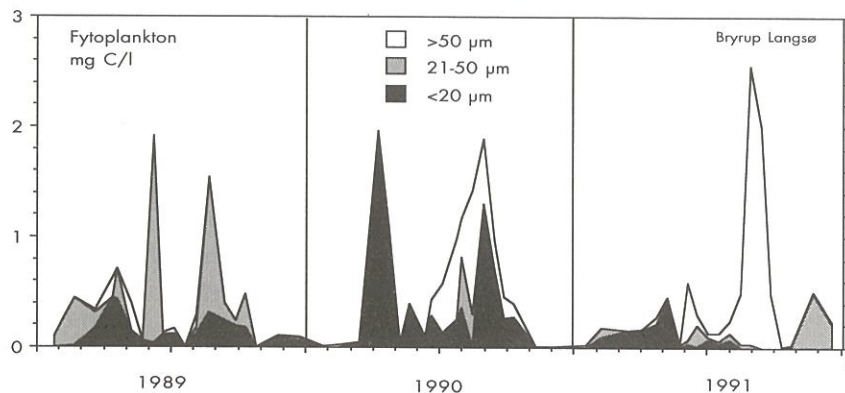
Figur 28.  
Biomassen af snabeldafnierne *Bosmina coregoni* og *Bosmina longirostris* i Bryrup Langsø i perioden 1989 til 1991.



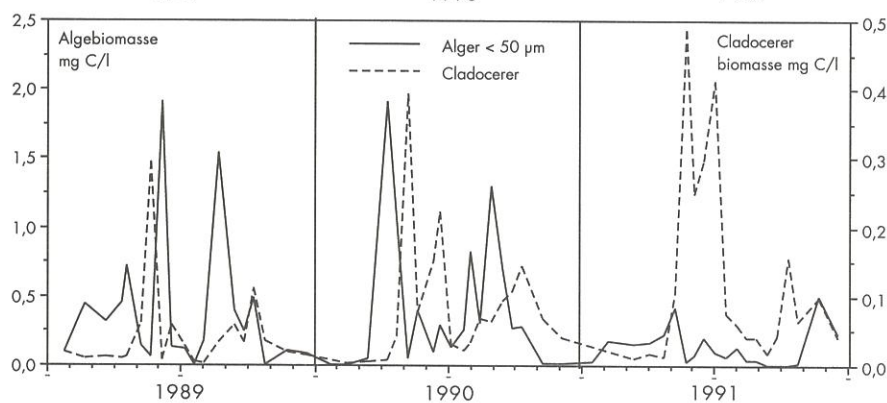
Figur 29.  
Biomassen af de calanoide copepoditer samt arterne *Eudiaptomus gracilis* og *E. graciloides* i årene 1989, 1990 og 1991.



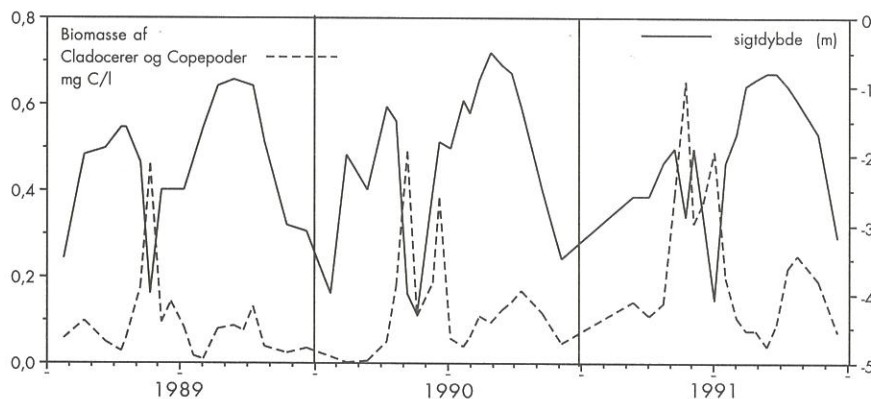
Figur 30.  
Biomassen af de cyclopoide copepodere *Cyclops strenuus*, *C. vicinus* og *Mesocyclops leuckarti* i årene 1989, 1990 og 1991.



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 copepoder 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.

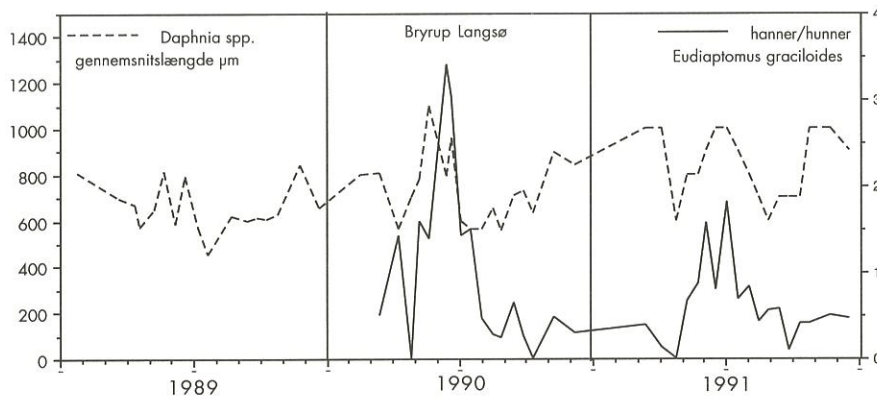
*B. coregoni* forekom primært i perioden maj-august med maksimum biomasse på  $0,09 \text{ g C/m}^2$ .

#### 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 µm, og partikler < 20 µm må anses for det optimale.

Som det fremgår af figur 31 forekom der i foråret alle tre år primært alger < 20 µm, som pludseligt aftog i maj. Disse fald var alle sammenfaldende med et zooplankton-maksimum bestående af cladocerer og copepoder samt en øget sigtddybde (figur 32 og 33). Generelt synes der at være en fin sammenhæng mellem zooplankton-bio-masse og sigtddybde.

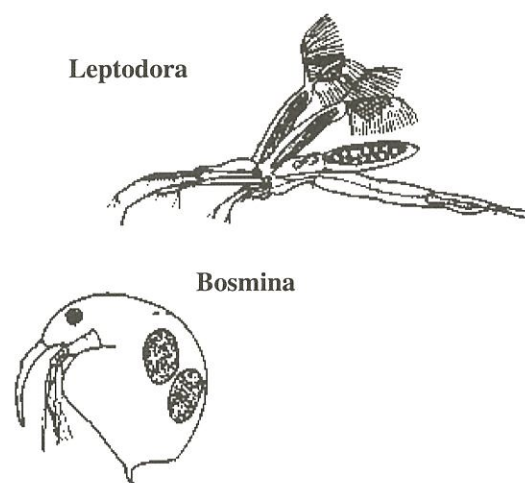
Pga. det kolde forår i 1991 steg biomassen af zooplankton senere end "normalt". Herved kunne kiselalgerne forlænge deres tilstedeværelse i søen og derfor optrådte klarvandsperioden i Bryrup Langsø først i starten af juli, dvs. en måned senere, end det var tilfældet i 1989 og 1990.

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 blågrønalgebio-masse 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 algebio-massen, 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 µm. 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.

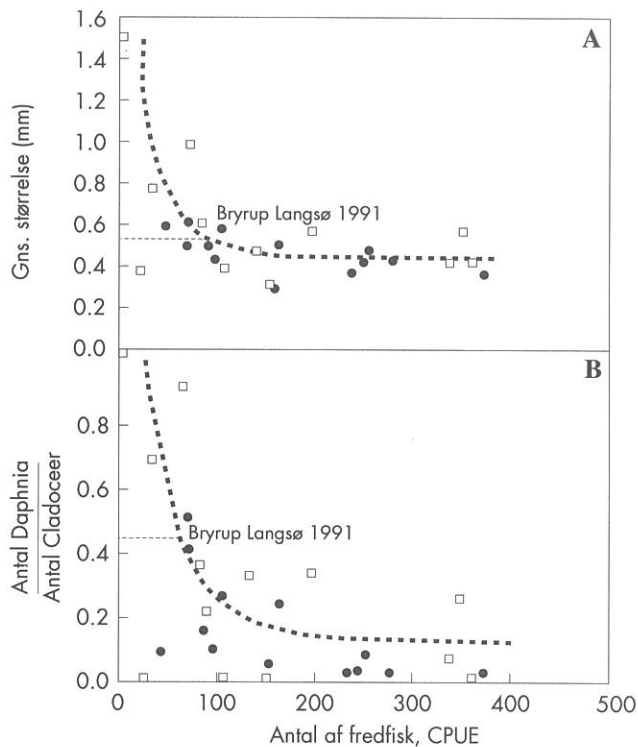
Af figur 34 fremgår det tydeligt, at der alle tre år forekom et fald i dafniernes gennemsnitslængde i foråret og hen på sommeren. Faldet i foråret er sandsynligvis forårsaget af en øget populationstilvækst med en deraf følgende overvægt af mindre individer. Faldet i sensommeren kan derimod tilskrives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

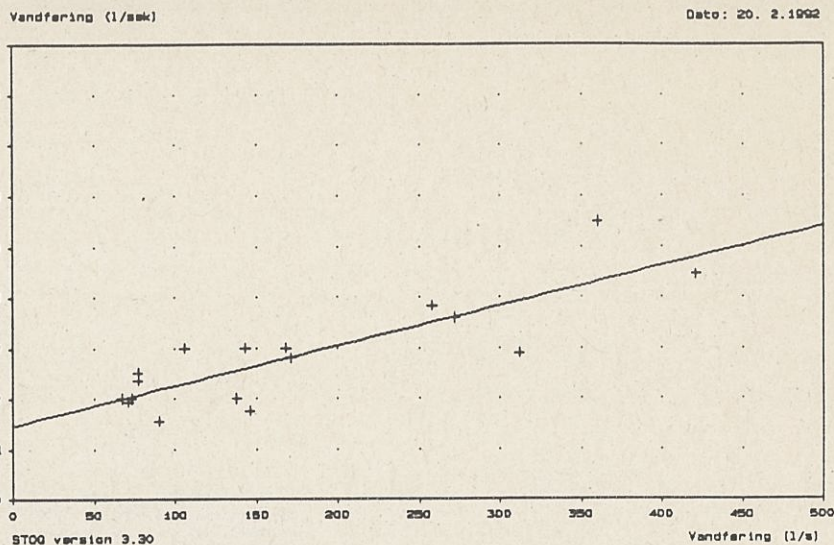


## Bilagsoversigt

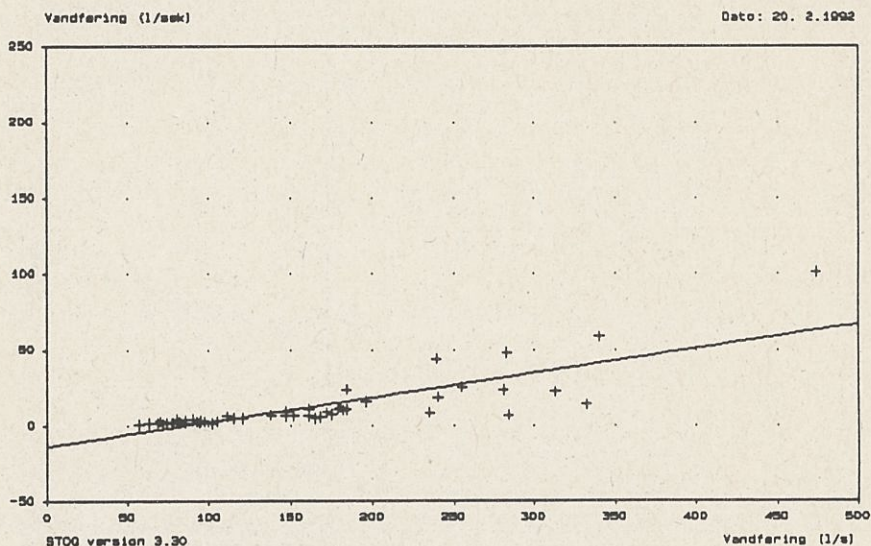
qQ-relationer for tilløb og afløb.	Bilag 1
Daglige vandføringer i tilløb og afløb.	Bilag 2
Månedsvandføringer i Nimdrup bæk samt i afløbet fra Bryrup Langsø.	Bilag 3
Årstidsvariation for de vandkemiske målinger i tilløb og afløb for årene 1989, 1990 og 1991.	Bilag 4
Fytoplankton, metodik og rådata.	Bilag 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



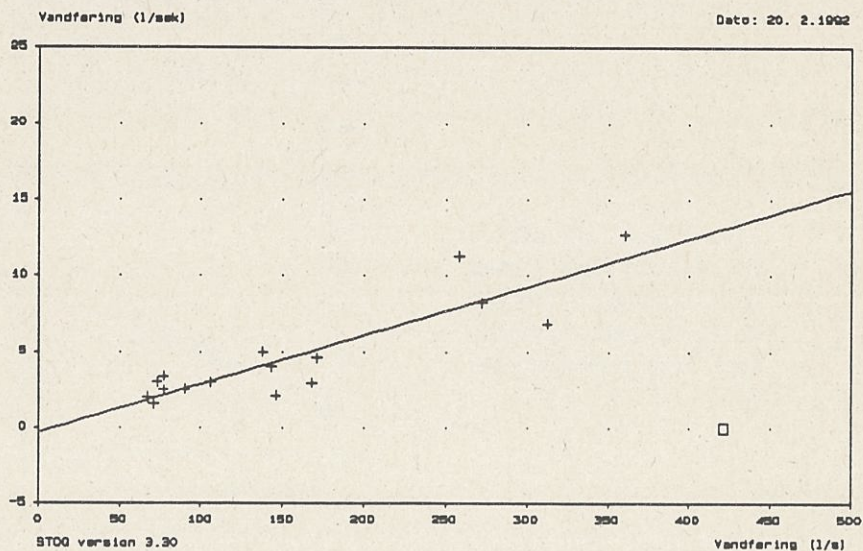
Q/Q 090054 Lystrup å T.løb Bryrup Langsø f.sydvest  
 QQ-korrelationsmetoden  $Q = AxDr + B$  A = 7.8763E-03 B = 1.4891E+00  
 Korrelat. koef. R = 0.640  
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn  
 Referencestationer: 21.73



Q/Q 090274 Lystrup å Kringelbæk, afløb Karlse  
 QQ-korrelationsmetoden  $Q = AxDr + B$  A = 1.8184E-01 B = -1.3686E+01  
 Korrelat. koef. R = 0.828  
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn  
 Referencestationer: 21.73



Q/Q 090457 Lystrup å Tilløb Bryrup Langsø fra nord  
 QQ-korrelationsmetoden  $Q = AxDr + B$  A = 3.1831E-02 B = -2.0258E+01  
 Korrelat. koef. R = 0.691  
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn FIRKANT - måling, IKKE med i beregn  
 Referencestationer: 21.73

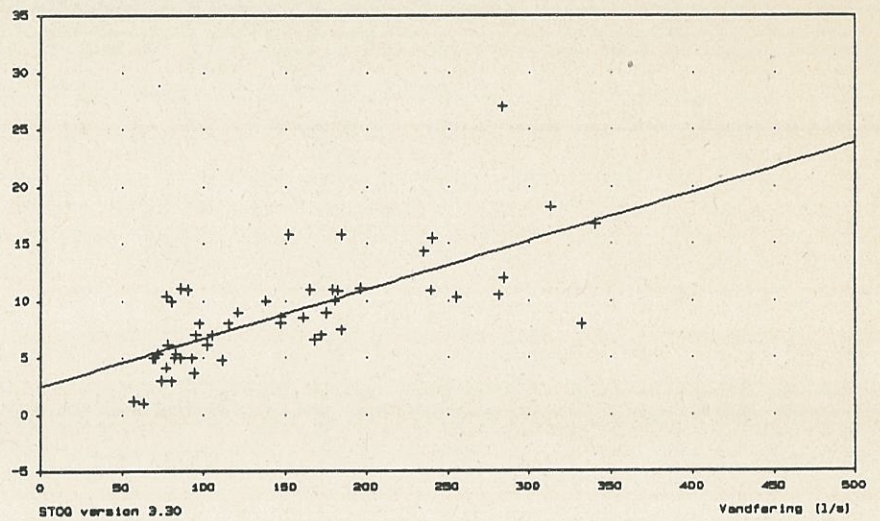


qQ-relationer for Tilløb fra Sydvest, Kringelbæk og Tilløb fra Nord udregnet med Nimdrup bæk som referencestation.

Q/Q 090535 Lystrup å Afløb Karl sø, o.s. Kringelbæk  
 QQ-korrelationsmetoden  $Q = AxQr + B$  A = 4.2833E-02 B = 2.4840E+00  
 Korrelat. koef. R = 0.708  
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn  
 Referencestationer: 21.73

Vandføring (l/s)

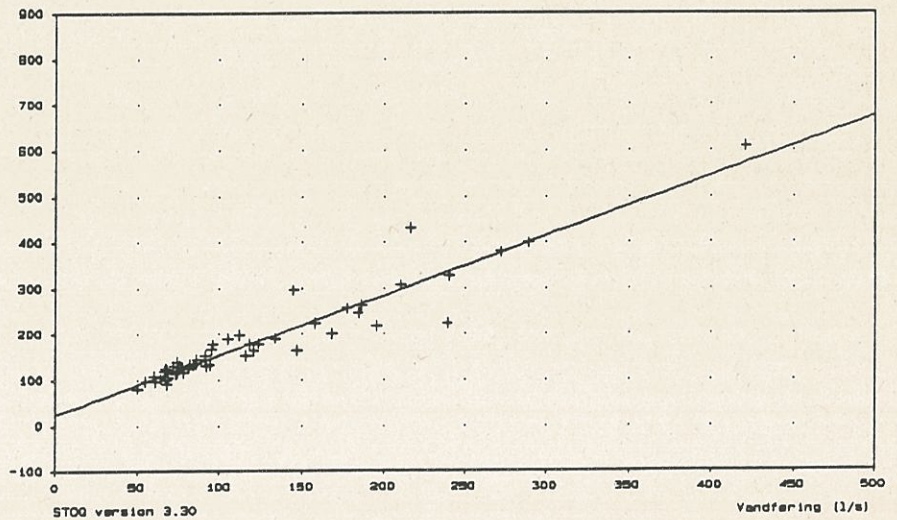
Dato: 20. 2.1992



Q/Q 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb  
 QQ-korrelationsmetoden  $Q = AxQr + B$  A = 1.3014E+00 B = 2.4889E+01  
 Korrelat. koef. R = 0.980  
 Signaturer: PLUS - måling, med i beregn  
 Referencestationer: 21.73

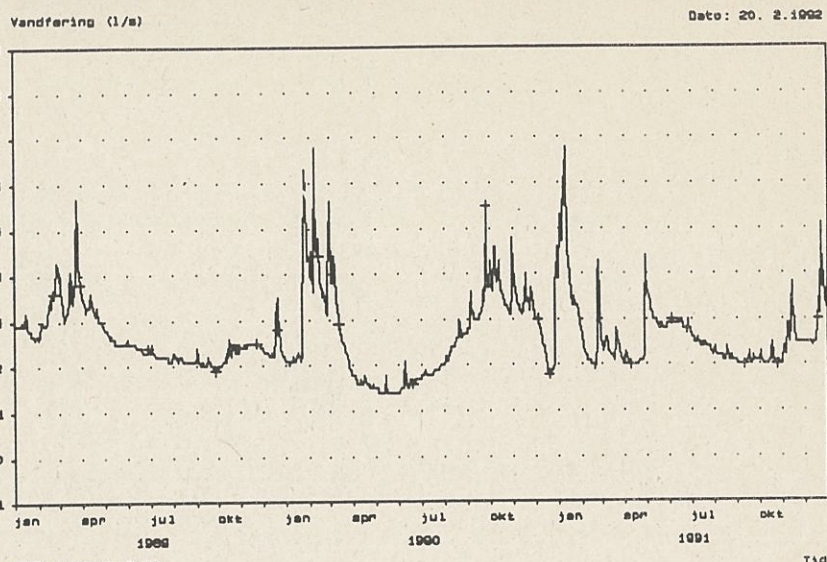
Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2.1992

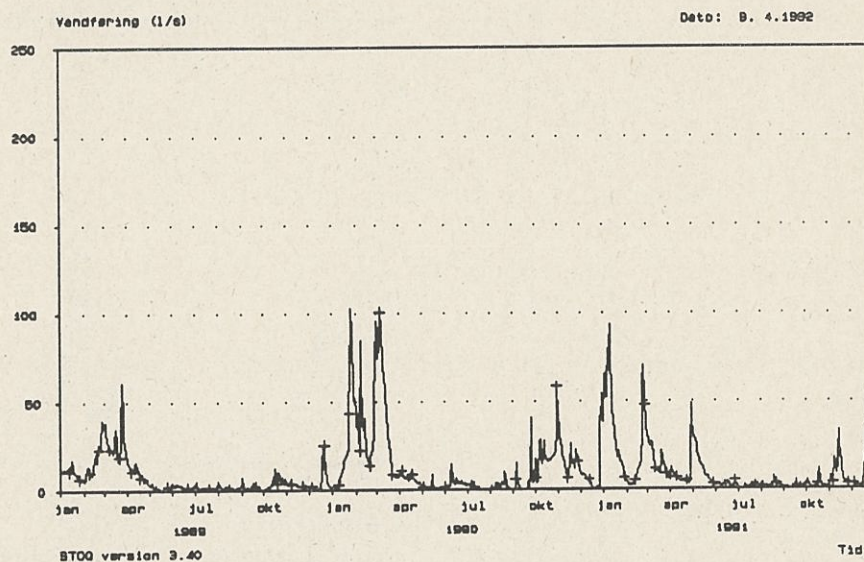


qQ-relationer for afløbet  
 fra Karl sø samt afløbet  
 fra Bryrup Langsø  
 udregnet med Nimdrup  
 bæk som referencestati-  
 on.

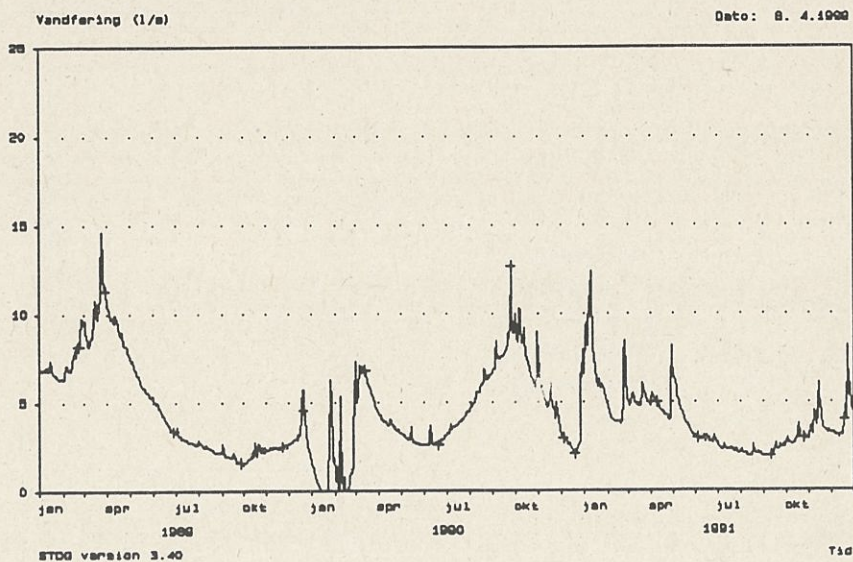
DAGLIG VANDFØRING 090064 Lystrup å T.løb Bryrup Langsø f.sydvest  
 Referencestationer: 21.73  
 Signaturer: PLUS = prøve, ned i beregning



DAGLIG VANDFØRING 090274 Lystrup å Kringelbæk, afløb Karlise  
 Referencestationer: 21.73  
 Signaturer: PLUS = prøve, ned i beregning



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

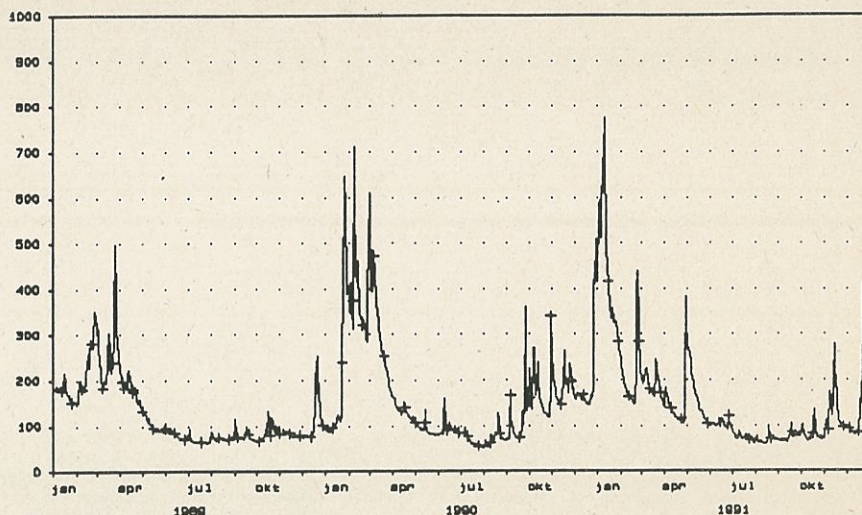


Daglige vandføringer for  
 Tilløbet fra Sydvest,  
 Kringelbæk og Tilløbet  
 fra Nord i 1989, 1990 og  
 1991. ( referencestation  
 - Nimdrup bæk)

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

Vandføring (l/s)

Dato: 21. 2.1992



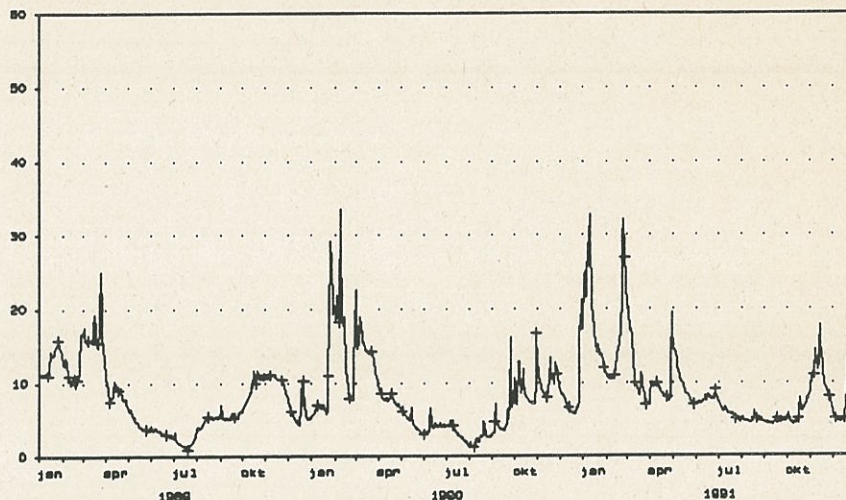
STDD version 3.30

Tid

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

Vandføring (l/s)

Dato: 8. 4.1992



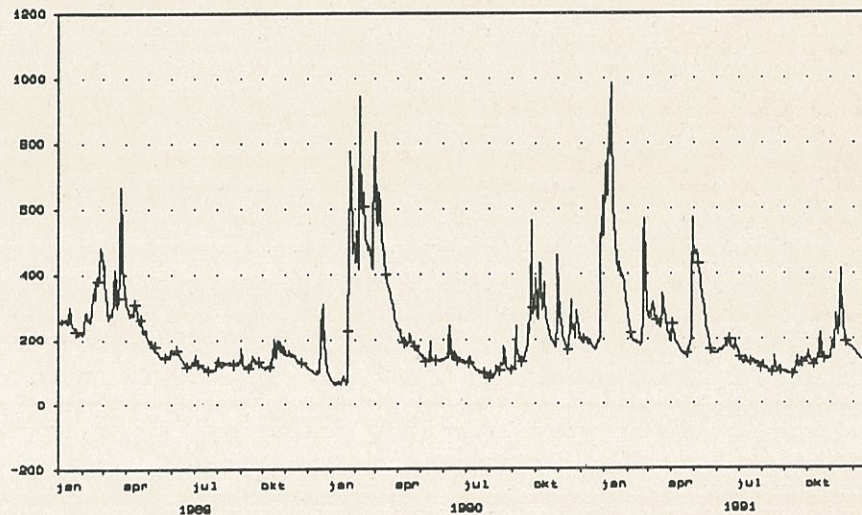
STDD version 3.40

Tid

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

Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2.1992



STDD version 3.30

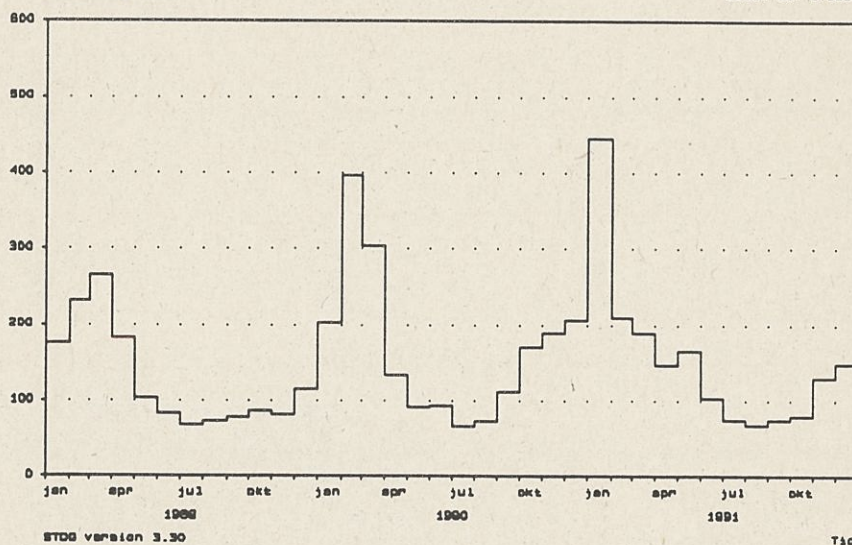
Tid

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)

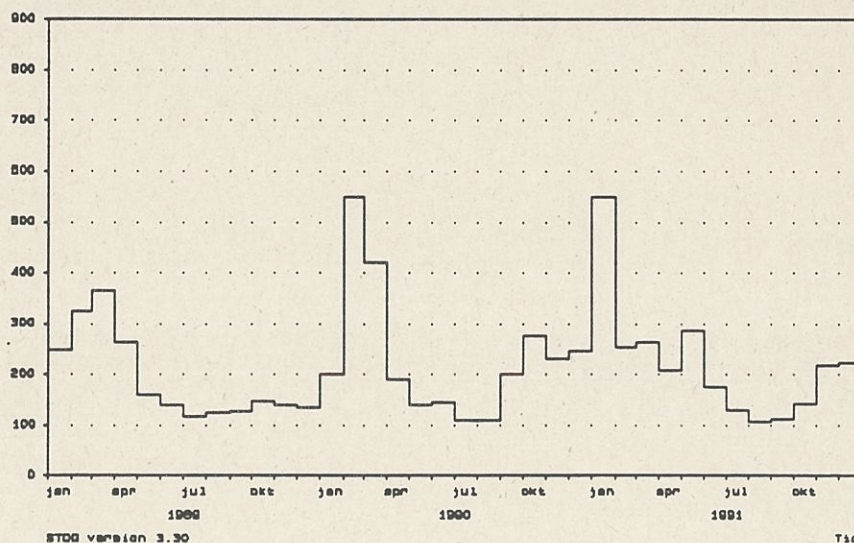
Dato: 21. 2.1992



MÅNEDSMIDDELVANDFØRING 090535 Lystrup å Bryrup Langsø, afløb  
 Referencestationer: 21.73

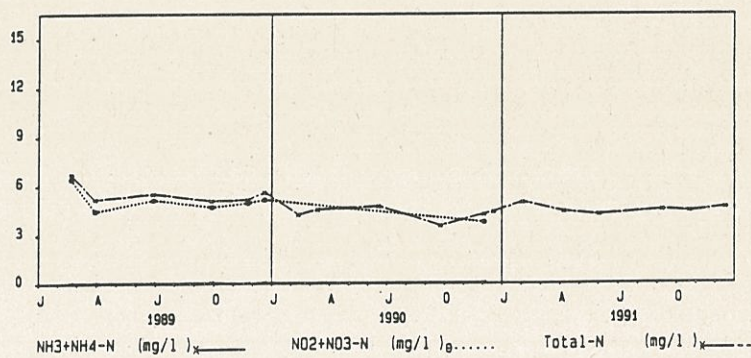
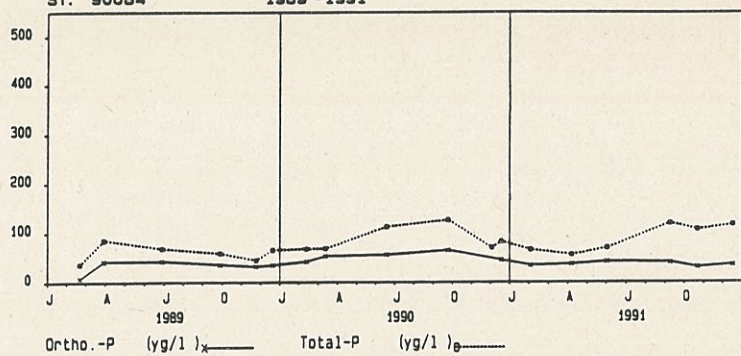
Vandføring (l/s)

Dato: 20. 2.1992



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

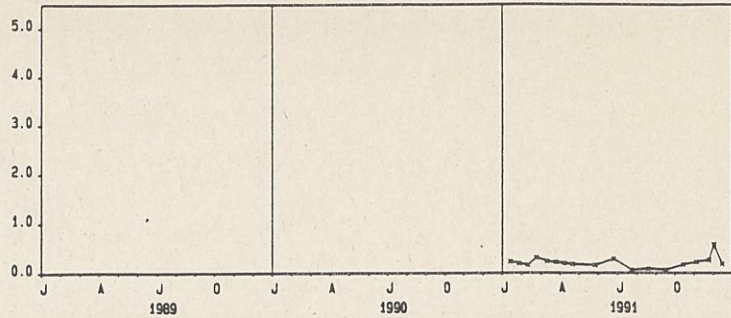
TILLØB TIL BRYNDRA (SYDVEST, VESTENDE)  
ST: 90064 1989-1991



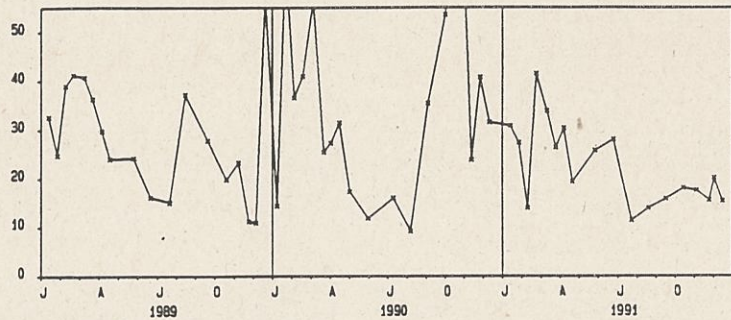
Årstidsvariationen for orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Tilløbet fra Sydvest i 1989, 1990 og 1991.



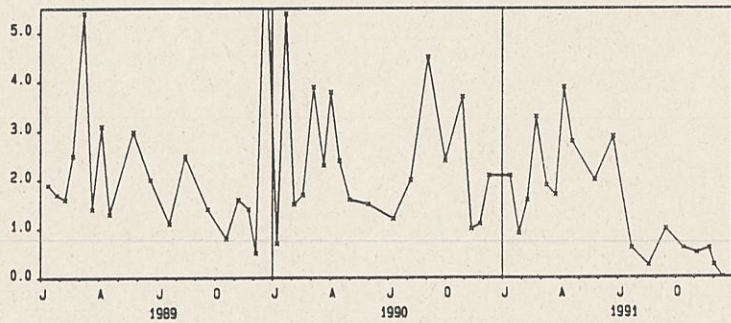
KRINGEL BÆK (75 M OPSTRØMS KARLSØ)  
ST: 90274 1989-1991



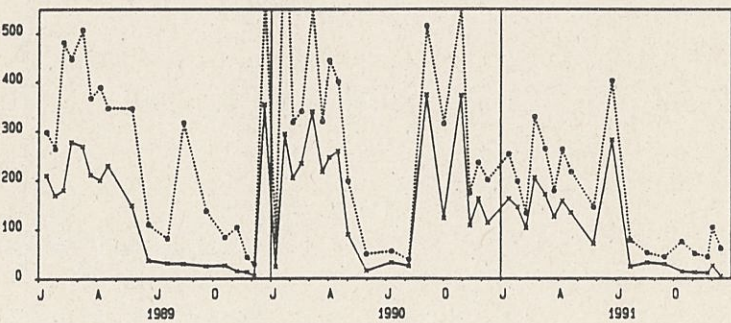
Total-Fe (mg/l)  $\times$  —



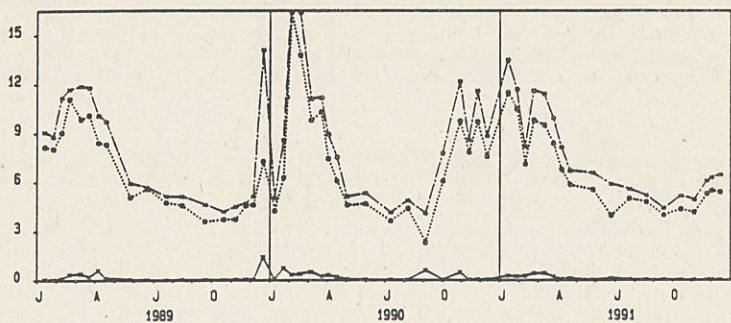
Total COD (mg/l)  $\times$  —



BI5 (mg/l)  $\times$  —



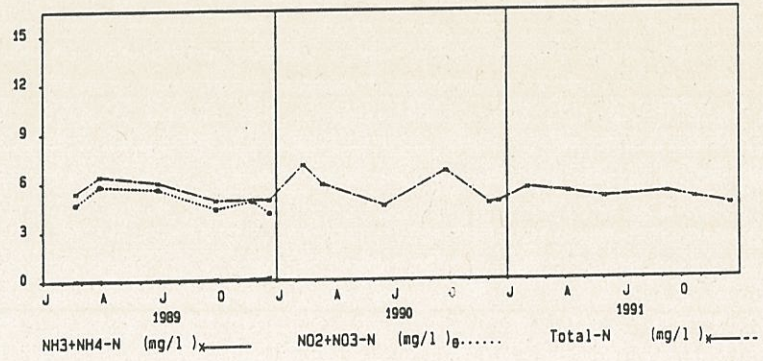
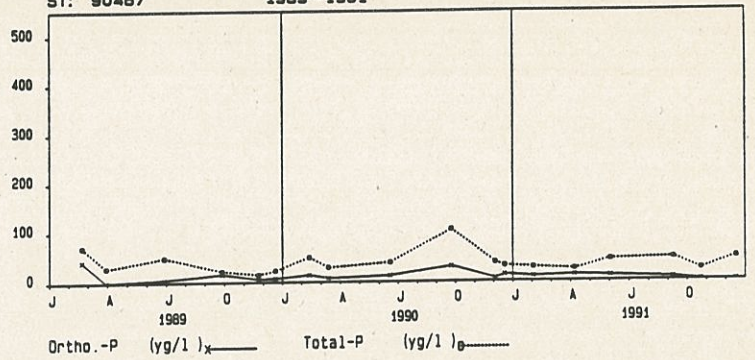
Ortho.-P (yg/l)  $\times$  — Total-P (yg/l)  $\circ$  —



NH3+NH4-N (mg/l)  $\times$  — NO2+NO3-N (mg/l)  $\circ$  ..... Total-N (mg/l)  $\times$  —

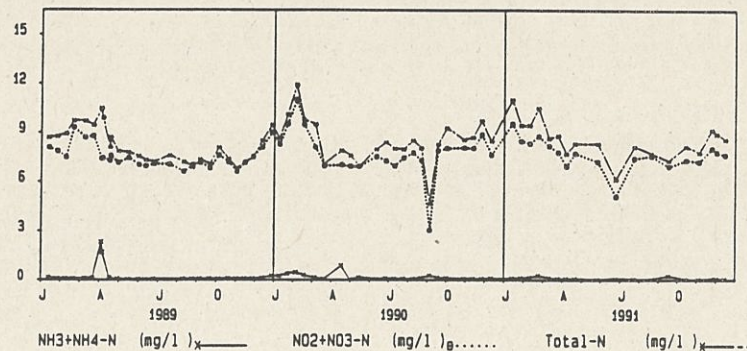
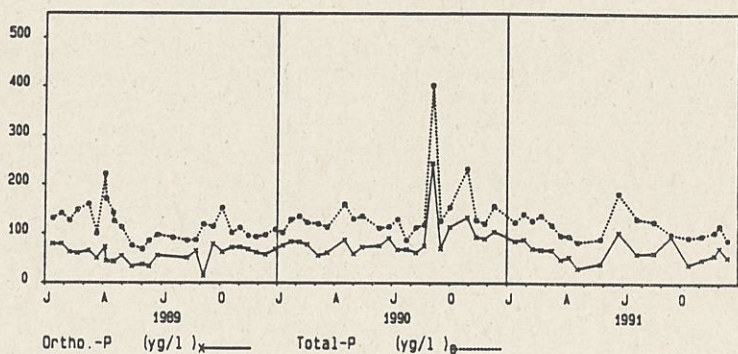
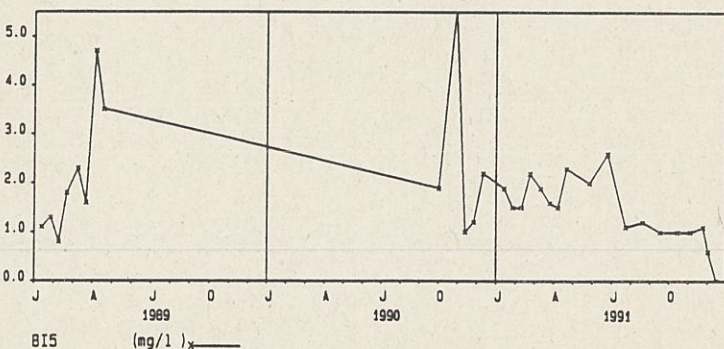
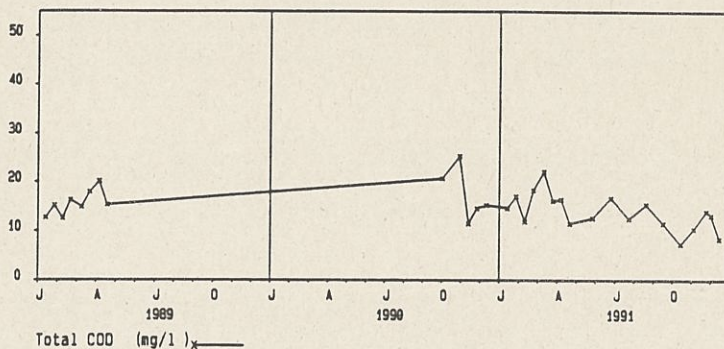
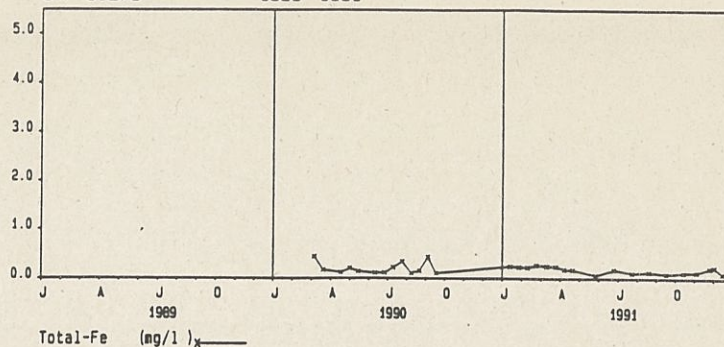
Årstidsvariationen for jern, Total COD, BI<sub>5</sub>, orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Kringelbækken i 1989, 1990 og 1991.

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



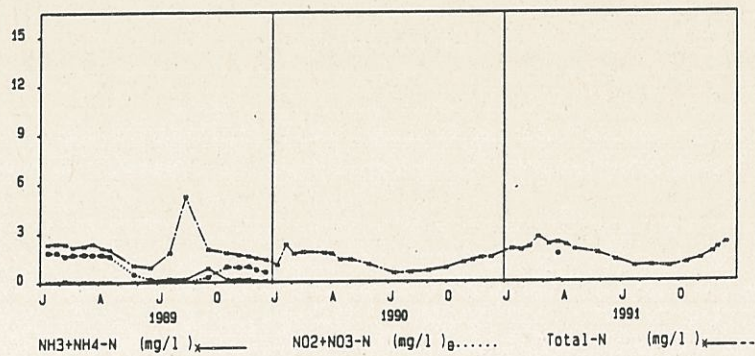
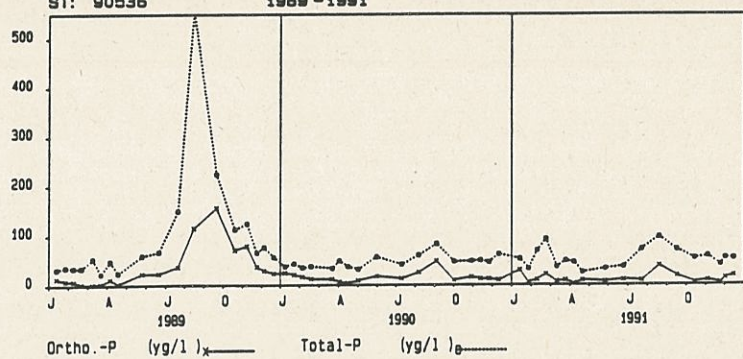
Årstidsvariationen for orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat og Total kvælstof i Tilløbet fra Sydvest (Kaldal bæk) i 1989, 1990 og 1991.

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



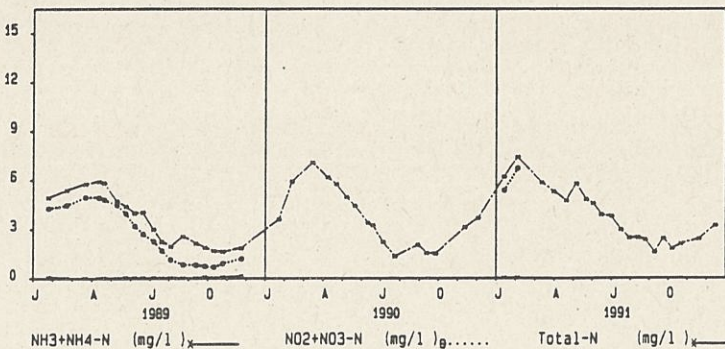
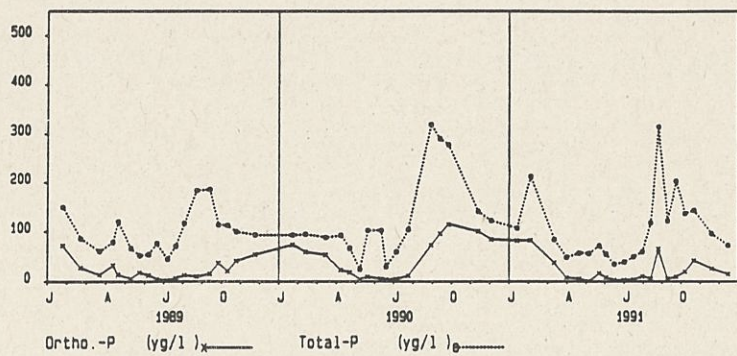
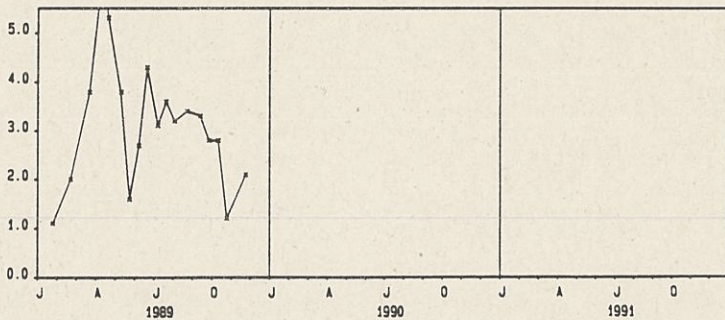
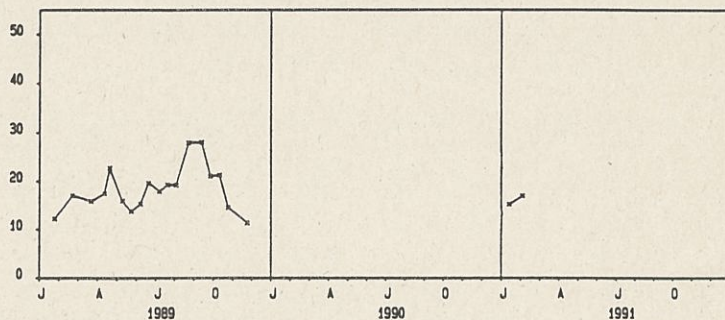
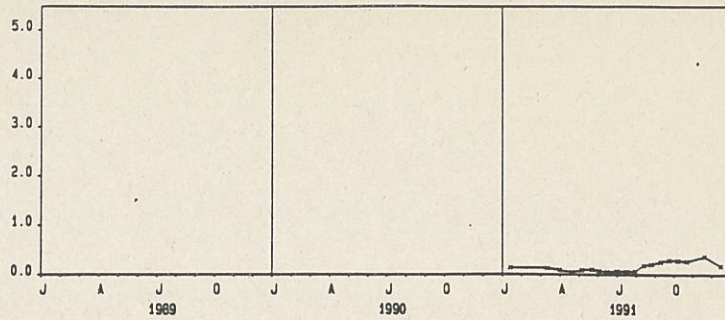
Årstidsvariationen for jern, Total COD, BI<sub>5</sub>, orthofosfat, Total fosfor, ammonium, nitrat, og Total kvælstof i Nimdrup bæk i 1989, 1990 og 1991,.

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, BI<sub>5</sub>, 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 fortaget 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 blågrønalgslægt *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 opgjort 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 fratække 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									12809												
Anabaena spirooides																					
Anabaena planctonica																					
Anabaena spp.																					
Aphanizomenon flos-aquae																					
Phormidium mucicola																					
Cryptophyceae																					
Cryptomonas ovata																					
Cryptomonas spp. (20-30µm)								89.3	386.7												
Cryptomonas spp. (>30µm)								383.7													
Cryptomonas spp.	45.2	291.7																			
Cryptophyceae spp. (6-14µm)	210.5	2141.0	666.1	241.3	6137.4	17876	50.0	374.4	953.0	758.5	897.3										
Cryptophyceae spp. (21-30µm)					103.3	46.9	148.8			103.3											
Cryptophyceae spp.																					
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

(fortsattes)



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.				4.8	194.5	149.3	+	+															
Synedra acus				4.6		+																	
Synedra ulna						+																	
Tribophyceae																							
Goniochloris mutica																							
Euglenophyceae																							
Trachelomonas hispida																							
Chlorophyceae																							
Pandorina morum																							
Pyramichtamys 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																							
Microactinium 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																			
Kellikottia longispina								+											
Enkelt celle									56.7										
Rotatoria																			
Hjuldyr sp. 1																			
Enkelt celle																			
Brachionus angularis																			
Enkelt celle																			
Brachionus calyciflorus																			
Enkelt celle																			
Brachionus diversicornis																			
Enkelt celle																			
Keratella cochlearis																			
Enkelt celle																			
Keratella quadrata																			
Enkelt celle																			
Kellikottia longispina																			
Enkelt celle																			
Notholca marina																			
Enkelt celle																			
Notholca squamula																			
Enkelt celle																			
Euchlanis sp.																			
Enkelt celle																			
Lepadella sp.																			
Enkelt celle																			
Notholca sp.																			
Enkelt celle																			
Trichocerca sp.																			
Enkelt celle																			
Trichocerca capucina																			
Enkelt celle																			
Trichocerca porcellus																			
Enkelt celle																			
Trichocerca pusilla																			
Enkelt celle																			
Trichocerca similis																			
Enkelt celle																			
Gastropus minor																			
Enkelt celle																			
Polyarthra spp.																			
Enkelt celle																			
Synchaeta spp.																			
Enkelt celle																			

Zooplankton individer/l	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Asplanchna sp. Enkelt celle		+	3.0	6.0	10.0	4.0	76.7	14.5	1.3	28.0	6.0					+		2.7
Asplanchna priodonta Enkelt celle																		4.0
Testudinella sp. Enkelt celle		54.0	13.3					14.7	8.7	40.7								
Pompholyx sulcata Enkelt celle												+						
Filinia cornuta Enkelt celle																		
Filinia longiseta Enkelt celle		+	13.3	22.0	30.0	4.0				8.0	51.3	230.0	154.0	100.0	34.7		2.0	+
Filinia terminalis Enkelt celle	2.0																	
Conochilus spp. Enkelt celle							106.7			76.0	80.7	2.7						
Uidentificeret hjuldyr sp. 3 Enkelt celle			36.7	376.7	2.0								4.7	6.0	6.0			
Uidentificerede hjuldyr Enkelt celle			23.3	8.7		4.7	18.0		2.7	28.0	34.0	15.3	14.0					
Cladocera																		
Ceriodaphnia quadrangula Enkelt celle										+				2.2	2.0	.8		+
Daphnia sp. Copepodit I-III	.5	.5			13.0		2.3							1.0	4.5			
Hanner																		
Daphnia cucullata Hanner																		
Enkelt celle																		
Daphnia galeata Enkelt celle	1.3	1.8	3.0	14.0	103.7	55.0	52.0	48.3	10.8	15.8	17.5	33.3	9.0	20.3	73.8	3.5	3.7	2.5
Bosmina sp. Copepodit I-III		.5	+	1.8	5.5	1.2	9.5	60.5	9.2	3.0				.7	+		.5	
Bosmina coregoni Enkelt celle				5.5	9.2	1.2												
Bosmina longirostris Enkelt celle	9.0	10.7	55.5	173.0	356.3	205.5	6.3	13.3	21.7	23.0	16.3	2.0	8.7	68.3	118.0	193.0	245.5	74.2
Alona sp. Enkelt celle																		
Chydorus sphaericus Enkelt celle	.7	2.2	6.0	8.5	2.2	2.2			3.5	16.7	51.7	25.7	1.5	3.5	5.3	7.2	8.2	2.0
Leptodora kindtii Enkelt celle																		
Calanoida Eudiaptomus graciloides																		

## 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	5.2	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
Cyclopoida																		
Cyclops spp.	+																	
Hunner	16.0	3.0					+											
Hanner																		
Enkelt celle																		
Cyclops strenuus								2.7										
Hunner	13.2	12.7	3.3		6.7													
Cyclops vicinus																		
Hunner		1.0		1.2	.8		1.3	2.7										+
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																		
Cyclopoida 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
Cyclopoida	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																			
Brachionus angularis		.1	.5	5.3	13.9	.1	.2			1.6	.4	.3							
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	.5	1.1	5.2	6.8	9.8	1.0	.1	.1	.2	.2	.0	.6	2.9	9.5	35.1	2.0	9.2	.9	
Enkelt celle																			
Kellikottia longispina	.2																		
Enkelt celle																			
Notholca marina						.1							2.1	14.6					
Enkelt celle																			
Euchlanis sp.																			
Enkelt celle																			
Notholca sp.		.2																	
Enkelt celle																			
Trichocerca sp.																			
Enkelt celle																			
Trichocerca capucina																			
Enkelt celle								1.2	.9	4.8	.7	.4	.0	.1	.7	.4			
Trichocerca porcellus																			
Enkelt celle									.0			.2		.0					
Trichocerca pusilla																			
Enkelt celle									.1	.7	.9	.2	.0	.4	.2	.1			
Trichocerca similis																			
Enkelt celle									.1	.7	1.5	1.7	1.6	.4	.2	.1			
Gastropus minor										1.0		.3	.0	.0					
Enkelt celle																			
Polyarthra spp.																			
Enkelt celle	.2	.6	16.5	22.1	20.7	.3	1.3	3.6	13.7	1.3	1.0	2.2	.4	.5	.2				
Synchaeta spp.																			
Enkelt celle									.5		1.5	.5							8.2
Asplanchna sp.																			
Enkelt celle									.8	16.0	3.4								2.3
Asplanchna priodonta																			
Enkelt celle																			
Testudinella sp.																			

## 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						.2	.1	.5								
Pompholyx sulcata																		
Enkelt celle						.1				.1	.9	5.9	4.9	3.0	1.3			.0
Filinia longiseta	.0		.2	.3	.8													
Enkelt celle			.5	5.3	.0		1.5			1.1	1.1	.0						
Conochilus spp.																		
Enkelt celle				.1														
Uidentificeret hjuldyr sp. 3																		
Enkelt celle			1.2	.4		.2	.9		.1	1.4	1.7	.8	.2	.0	.3			
Uidentificerede hjuldyr																		
Enkelt celle																		
Cladocera																		
Ceriodaphnia quadrangula														.0	.1	.0		
Enkelt celle																		
Daphnia sp.	.1	.1			1.9		.3											
Copepodit I-III																		
Daphnia cucullata	12.9	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																		
Enkelt celle	6.7			33.2	143.9	32.2	258.0	667.4	90.9	17.0				5.0			8.0	
Bosmina sp.																		
Copepodit I-III				.0	.0	.0												
Bosmina coregoni																		
Enkelt celle				11.3	1.1	1.1	14.4	33.2	36.3	31.0	19.6	1.7				1.1		
Bosmina longirostris																		
Enkelt celle	13.7	19.2	46.6	190.7	452.3	168.5							3.1	27.2	58.5	135.0	213.1	90.0
Chydorus sphaericus																		
Enkelt celle	.4	.7	2.9	2.8	.5	.5			1.8	8.4	20.4	9.9	.6	2.2	3.3	4.1	5.3	2.2
Calanoïda																		
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																		
Calanoïde 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
Cyclopoïda																		
Cyclops spp.																		
Hanner	205.2	46.6																
Cyclops strenuus																		
Hunner	73.7	94.8	23.1		32.8		33.1	17.5										
Cyclops vicinus																		
Hunner	31.8	37.1	25.0					41.7										

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
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																		
Copepod nauplier spp.	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
Enkelt celle																		

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
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





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								.0	.0									
Filinia longiseta	.0		.0	.0	.0	.0				.2	.4	2.8	4.3	1.1	.2		.0	
Enkelt celle											.5	.0						
Conochilus spp.		.1	.1	.5	.0	.1			.3	.3	.5	.0						
Enkelt celle				.0							.8	.4	.2	.0				
Uidentificeret hjuldyr sp. 3				.0						.4			.6					
Uidentificerede hjuldyr		.3	.3	.0		.0	.1		.4									
Enkelt celle																		
Cladocera																		
Ceriodaphnia quadrangula														.0	.0	.0		
Enkelt celle																		
Daphnia sp.					.1	.0								.1	.1			
Copepodit I-III	.0																	
Daphnia cucullata	3.4	5.7	2.3	5.4	38.6	53.2	51.1	30.6	20.9	30.6	29.2	43.1	34.9	28.9	58.2	4.4	7.4	8.7
Enkelt celle																		
Daphnia galeata		2.2		3.0	7.9	3.6	25.0	49.2	26.2	5.3				1.9			1.5	
Enkelt celle																		
Bosmina sp.				.0	.0	.0												
Copepodit I-III																		
Bosmina coregoni					.6	.1	1.4	2.4	10.4	9.7	8.7	.8				.2		
Enkelt celle																		
Bosmina longirostris	3.6	6.5	11.1	17.5	24.7	19.1						.8	2.7	10.0	9.5	19.9	41.0	44.3
Enkelt celle																		
Chydorus sphaericus	.1	.2	.7	.3	.0	.1			.5	2.6	9.0	4.7	.5	.8	.5	.6	1.0	1.1
Enkelt celle																		
Calanoida																		
Eudiaptomus graciloides	3.6	13.0	1.8	1.5	6.3	5.6	5.3	1.8	4.1	3.2	3.3	10.1	1.6	4.9	2.0	3.5	18.6	13.1
Hanner	1.0	.9		1.0	3.4	5.7	3.5	2.7	2.4	2.1	1.2	4.4	2.5	.3	.6	1.2	7.3	6.1
Hanner																		
Eudiaptomus gracilis				8.9	4.6	5.1	2.3	5.2	12.1	17.5	23.0	16.3	11.9	22.9	14.0	65.5	13.3	2.7
Hanner																		
Calanoid copepoditter		1.0	9.9															
Enkelt celle	.8																	
Cyclopoida																		
Cyclops spp.																		
Hanner	53.6	15.6																
Cyclops strenuus					1.8			1.3										
Hanner	19.2	31.8	5.5	3.4	1.4	3.2	3.1							2.9				
Cyclops vicinus																		
Hanner		10.7																
Mesocyclops leuckarti		2.5	.9	3.3	1.1	.3	.1	.4	.4	.7	.7	1.0	.3	1.2	.5	.2	.2	.2
Hanner									.1			.2						
Hanner																		
Cyclopoide copepoditter																		

## 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 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	
Taxonomisk gruppe																			
Rotatoria																			
Hjuldyr sp. 1																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1									.1										
Gennemsnit									.0										
St.d.																			
Brachionus angularis																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1				.2															
Gennemsnit				.0															
St.d.																			
Brachionus diversicornis																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1										.4									
Gennemsnit										.0									
St.d.																			
Keratella cochlearis																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Keratella quadrata																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit				.1															
St.d.				.0															
2																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Euchlanis sp.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Trichocerca capucina																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			
Gennemsnit																			
St.d.																			
Enkelt celle																			
Linear dimension:																			
1																			

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
Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.3	.3	.3	.2	.	.	.	.2	.2	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.0	.0	.0	.	.	.	.0	.0	.	.
2 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.1	.1	.1	.0	.	.	.	.1	.1	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.0	.0	.0	.	.	.	.0	.0	.	.
3 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.1	.1	.1	.0	.	.	.	.1	.1	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.0	.0	.0	.	.	.	.0	.0	.	.
Trichocerca porcellus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Enkelt celle	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linear dimension:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
1 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
2 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
3 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichocerca pusilla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Enkelt celle	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linear dimension:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
1 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.1	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.	.	.	.	.	.	.
2 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
3 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichocerca similis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Enkelt celle	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linear dimension:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
1 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.2
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
3 Gennemsnit	.	.	.	.	.	.	.	.	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
Gastropus minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

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	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

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
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.2 .0	.3 .0	.3 .0	.	.
<i>Daphnia</i> sp. Copepodit I-III Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.E+06	.	.	.	.
2 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	53100	.	.	.	.
3 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	144000	.	.	.	.
<i>Daphnia cucullata</i> Enkelt celle 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
<i>Daphnia galeata</i> 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 .0	.	.	.	.9 .0	.	1.2 .0	.	.
<i>Bosmina</i> sp. Copepodit I-III Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.0 .0	.0 .0	.0 .0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bosmina coregoni</i> Enkelt celle Linear dimension: 1 Gennemsnit St.d.	.	.	.	.	.6 .0	.5 .0	.4 .1	.4 .1	.4 .1	.4 .1	.3 .1	.3 .0	.	.	.	.4 .0	.	.
<i>Bosmina longirostris</i> Enkelt celle Linear dimension: 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Arternes dimensioner i mm:	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Gennemsnit St.d.	.4 .1	.4 .1	.3 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1	.4 .1	.3 .1
Chydorus sphaericus Enkelt celle Linear dimension: 1	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0	.2 .0
Calanoida Eudiaptomus graciloides Hunner Linear dimension: 1	1.1 .1	1.2 .1	1.1 .0	1.2 .1	1.3 .1	1.2 .1	1.2 .1	1.1 .0	1.1 .0	1.0 .1	1.1 .1	1.1 .0	.7 .0	1.1 .1	1.1 .0	1.1 .0	1.1 .0	1.1 .0
Hanner Linear dimension: 1	1.0 .0	1.0 .1	. .1	1.2 .1	1.1 .1	1.1 .0	1.1 .1	1.1 .0	1.0 .1	1.0 .0	1.0 .0	1.0 .1	.9 .0	1.0 .0	1.0 .0	1.0 .1	1.0 .0	1.0 .1
Eudiaptomus gracilis Hunner Linear dimension: 1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1
Calanoide copepoditter Enkelt celle Linear dimension: 1	.7 .0	.7 .2	.6 .1	.7 .2	.8 .2	.7 .2	.7 .2	.6 .2	.7 .1	.7 .2	.6 .1	.6 .2	.6 .1	.7 .2	.8 .2	2.1 .4	.6 .2	.6 .1
Cyclopoida Cyclops spp. Hanner Linear dimension: 1	1.1 .1	1.2 .2	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1
Cyclops strenuus Hunner Linear dimension: 1	1.1 .1	1.2 .2	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1	. .1
Gennemsnit St.d.	1.1 .1	1.2 .0	1.2 .0	. .0	1.0 .0	1.2 .1	1.2 .1	1.2 .1	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0	1.2 .0

(fortsattes)





Arternes specifikke volumener i 10+3 µm <sup>3</sup> /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
Taxonomisk gruppe																		
Rotatoria																		
Hjuldyr sp. 1									137.4									
Enkelt celle									44.6									
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Brachionus angularis																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Brachionus calyciflorus																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Brachionus diversicornis																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Keratella cochlearis																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Keratella quadrata																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
94																		
Volumen																		
St.d.																		
Kellikottia longispina																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		
Notholca marina																		
Enkelt celle																		
Formelnr.																		
90																		
Volumen																		
St.d.																		

## Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes specifikke volumener i 10 <sup>-3</sup> µm <sup>3</sup> /enhed = 10 <sup>-3</sup> 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	60.0	.	.	.	.	.	.	.
Volumen St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichocerca capucina 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 porcellus Enkelt celle Formelnr. 95	.	.	.	.	.	.	.	.	260.0	.	.	80.0	.	80.0	.	.	.	.
Volumen St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichocerca pusilla Enkelt celle Formelnr. 95	.	.	.	.	.	.	.	.	.	56.0	151.3	56.0	56.0	.	.	.	.	.
Volumen St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	44.3	.	.	.	.	.	.	.
Trichocerca similis Enkelt celle Formelnr. 95	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Arternes specifikke volumener i 10+3 µm <sup>3</sup> /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. 95	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	11.4	18.6	39.8	25.7	.	.0	.0	.	.	
Volumen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	400.0	.	400.0	.3	.2	.	.	.	.	
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.0	.1	.	.	.	.	
Polyarthra spp. Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Volumen	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	.	.	.	
St.d.	.	.	.	100.6	59.9	.	.	56.8	234.5	.	80.6	68.8	.	.	.	.	.	.	
Synchaeta spp. Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Volumen	.	.	.	.	.	.	.	.	157.9	.	246.9	400.0	.	.	.	.	.	.	
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	42.1	.	44.2	.	.	.	.	.	.	.	
Asplanchna sp. Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Volumen	.	.	14250	14250	14250	14250	2136.9	14250	14250	14250	14250	.	.	.	.	.	.	24474	
St.d.	.	.	.	.	.	.	896.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6589.9	
Asplanchna priodonta Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Volumen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4560.0
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Testudinella sp. Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Volumen	.	400.0	400.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pompholyx sulcata Enkelt celle Formelnr. 90	.	.	.	.	.	.	.	116.1	96.0	96.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Volumen	.	.	.	.	.	.	.	34.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
St.d.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Filinia longiseta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

(fortsattes)

## Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

Arternes specifikke volumener i 10+3 µm <sup>3</sup> /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 St.d.	112.0		112.0	112.0	225.3 68.0	112.0				112.0	145.0 40.6	206.8 59.5	255.5 52.0	242.6 77.2	305.7 81.8		112.0	
Conochilus spp. Enkelt celle Formelnr. 91																		
Volumen St.d.			112.0	112.0	112.0	112.0				112.0	112.0	112.0						
Uidentificeret hjuldyr sp. 3 Enkelt celle Formelnr. 4																		
Volumen St.d.				400.0							400.0	400.0	400.0		50.3 .0	400.0		
Uidentificerede hjuldyr Enkelt celle Formelnr. 4																		
Volumen St.d.			400.0	400.0		400.0			400.0	400.0								
Cladocera Ceriodaphnia quadrangula Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen St.d.														140.6 .0	454.0 21.3	270.9 139.7		
Daphnia sp. Copepodit I-III Formelnr. 90																		
Volumen St.d.	1150.0	1150.0			1150.0	1150.0								1150.0	1150.0			
Daphnia cucullata Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen St.d.	77442 19460	74178 37342	25379 14192	33484 23043	54621 41727	68332 29753	81105 96469	68773 33051	53559 37204	49303 32188	30172 13605	21828 16207	35356 21899	30865 22268	38812 24150	68811 16873	83743 34185	56346 33493
Daphnia galeata Enkelt celle Formelnr. 90																		

Arternes specifikke volumener i 10+3 µm <sup>3</sup> /enhed = 10-3 µg vædvggt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Volumen St.d.	106976 .0			144841 19395	209335 103400	220919 106960	217262 130380	88247 100520	79353 51069	45358 .0				60390 .0			127598 4336.9	
Bosmina sp. Copepodit I-III Formelnr. 90				3.6 .0	7.1 .0	7.1 .0												
Bosmina coregoni Enkelt celle Formelnr. 90																		
Bosmina longirostris Enkelt celle Formelnr. 90					30118 2525.3	26670 .0	18185 13170	19894 15898	13393 6087.4	10795 4576.2	9592.0 3429.5	6705.1 1611.6				13221 .0		
Chydorus sphaericus Enkelt celle Formelnr. 90	12204 4930.6	14428 6860.7	6724.2 3742.3	8818.4 6251.4	10155 7468.2	6561.5 4085.1							2475.5 1379.4	3179.3 1246.6	3966.9 2361.8	5596.2 2697.1	6944.6 2853.8	9704.0 3154.8
Calanoida Eudiaptomus graciloides Hunner Formelnr. 90	4349.5 .0	2485.9 1940.5	3818.7 2116.5	2655.2 1702.1	2021.7 811.3	1913.6 919.4			4109.9 1135.9	4049.3 1954.6	3154.2 1389.9	3100.6 1133.8	3079.1 .0	5109.8 1366.9	4903.0 1947.7	4603.4 2181.8	5205.8 2810.3	8828.2 2559.7
Hanner Formelnr. 90	60255 11247	77285 19292	52872 .0	70884 13957	87663 18444	76713 12866	77707 24770	59561 7349.1	53197 5128.0	45080 8368.6	50449 7849.7	54076 6943.4	12710 1742.6	53003 11860	58467 4896.9	51742 5944.3	49833 4640.6	45611 6850.4
Eudiaptomus gracilis Hunner Formelnr. 90	45754 2315.0	41183 8950.0		71652 19127	54974 13593	49186 5178.8	63372 19494	48069 .0	44815 8018.5	35917 1604.2	42107 4216.3	40685 7228.9	34202 1219.9	43984 .0	43439 .0	43837 12154	38845 3833.5	45382 9172.1
Calanoida copepoditter														57044 7348.5	66290 .0		68667 4431.6	66384 4533.3

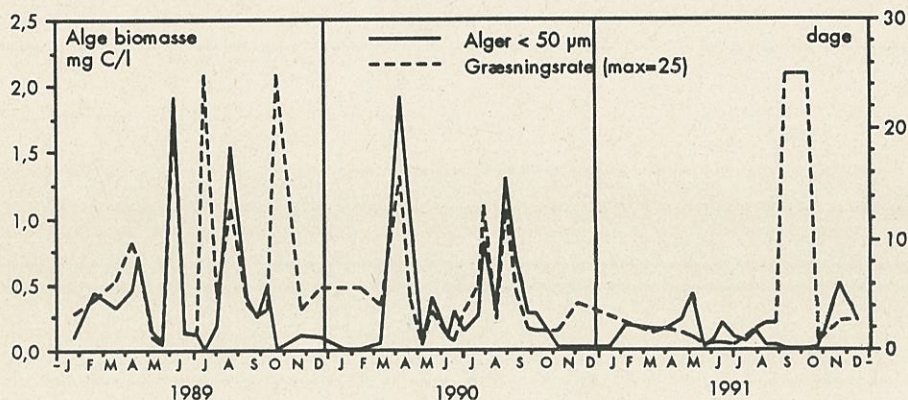
(fortsættes)

## Bryrup Langsø, 1991 - Zooplankton

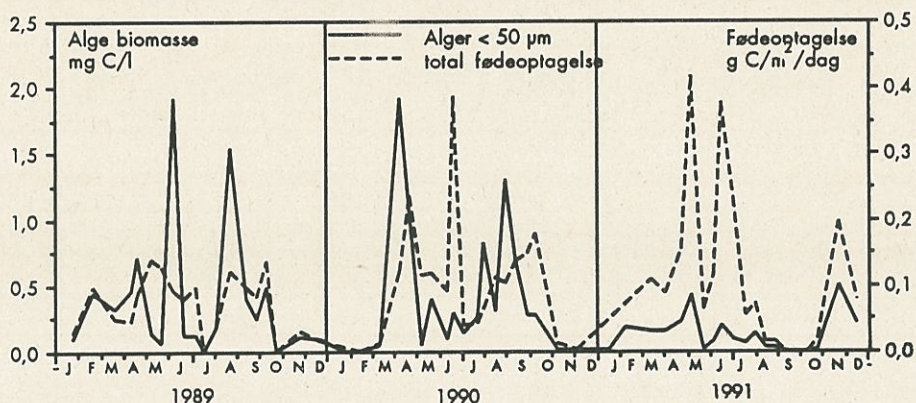
Arternes specifikke volumener i 10+3 µm <sup>3</sup> /enhed = 10-3 µg vådvægt/enhed	DATO																	
	910313	910402	910422	910507	910523	910604	910617	910702	910717	910731	910815	910827	910911	910925	911009	911023	911121	911217
Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	24488	29899	20505	26945	33504	30931	23437	22123	28877	23550	22332	21784	19195	25078	34694	266502	23485	19899
St.d.	.0	13696	7582.4	13596	14090	11917	12326	13158	10155	12053	10310	11022	7829.7	13635	13059	109760	15534	8588.9
Cyclopoidea Cyclops spp. Hanner Formelnr. 90																		
Volumen	102617	124141																
St.d.	15197	32273																
Cyclops strenuus Hanner Formelnr. 90																		
Volumen	44766	59873	55358		39323			52384										
St.d.	6848.7	5479.8	5030.1		.0			6970.6										
Cyclops vicinus Hanner Formelnr. 90																		
Volumen		254543		254637	239659		198919	124940							216711			
St.d.		.0		9832.3	9254.0		.0	11346							.0			
Mesocyclops leuckarti Hanner Formelnr. 90																		
Volumen		12497	25758	25545	26620	13678	8751.4	20744	18387		11536	5494.6	4857.9	5116.7	3837.9	4772.3	10699	
St.d.		2092.9	2004.1	2642.3	4649.4	1056.0	.0	2239.3	.0		610.2	966.0	836.3	443.9	557.1	518.2	573.0	
Hanner Formelnr. 90																		
Volumen									9888.8			4018.7						
St.d.									.0			251.2						
Nauplier Cyclopoide copepoditter Enkelt celle Formelnr. 90																		
Volumen	58290	46379	24167	44617	27732	36900	24955	8238.1	43120	14912	16041	16456	19841	19562	21451	23605	40508	56626
St.d.	7829.2	17693	8787.8	13600	14739	10926	8769.2	3070.4	12472	4203.8	4558.7	6471.8	12671	7785.3	8287.4	8975.7	33851	4804.4
Copepod nauplier spp. Enkelt celle Formelnr. 90																		



## 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 biomasseværdier og populationens størrelse.

#### Zooplanktonets græsning på alger

Beregningerne, der ligger til grund for figurerne, 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
<b>VANDBALANCE FOR BRYRUP LANGSØ</b>										
Samlet frøfærsel (* 10 m <sup>3</sup> /år)	6,6	6			6,3	8,6	8,3	5,99	7,35	7,01
Heraf indsvimning (m <sup>3</sup> /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
<b>BELASTNING - MASSEBALANCER</b>										
Totalfosfor - år:	1,49	1,17			1,05	1,22	1,75	0,696	1,056	0,708
Samlet tilførsel (t P/år)								0,2	0,4	0,02
- spildevand (t P/år)								0,2	0,3	0,33
- spredt bebyggelse (t P/år)								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 frøfærsel (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 <sup>2</sup> 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 <sup>2</sup> dag)								2,7	3,84	3,24
Pi (indløbskonc. i µg P/l)								88	121	
Opløst fosfor - 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		
Total-kvælstof - år:										
Samlet tilførsel (t N/år)	32,1	30,6	48,1	63,7	59,6	45,2	60,9	1,18	1,25	0,08
- spildevand (t N/år)								0,6	0,6	0,6
- spredt bebyggelse (t N/år)								36,9	51,2	745,4
- åbent landbidrag (t N/år)								6	7,35	7,01
- basis (t N/år)	6,6	6	6,3	8,6	8,3	6	0,57			0,57
- nedbør t N/år										
Samlet fraførsel (t N/år)	14,3	13,7	30,8	40,9	35,7	24,9	31,8	24,9	31,8	32,7
Sedimentation (t N/år)	2,5	1,6	1,4	1,5	1,5	1,5		1,5		
Sedimentation i %	8	5	3	2	3	3		3		
Denitrifikation (t N/år)	15,3	15,3	15,9	21,1	22,4	18,3		18,3		21,3
Denitrifikation i %	48		33	33	38	41		41		39
Samlet tilførsel (g N/m <sup>2</sup> /år)	85	81	120	170	160	120	160	120	160	146
Ni (indløbskonc. i mg N/l)	4,9	5,1	7,6	7,4	7,2	7,3	8,29	7,3	8,29	8,3
Total-kvælstof 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 <sup>2</sup> dag)								192	208	195
Ni (indløbskonc. i mg N/l)								6,3	6,5	
<b>VANDKEMI &amp; FYSISKE MÅLINGER</b>										
<b>I SØVANDET</b>										
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
Blågrønner, gns.	%		31	43	41
Blågrønner, 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			
UNDEVANDSVEGETATION				
Dybdegrænse (m) Kransålalger (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	0,29			
Aborre < 10 cm / aborre > 10 cm	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.

