

 **VANDMILJØovervågning**

Maj 1993

Langesø 1992



Fyns Amt



Langesø 1992



Titel: VANDMILJØovervågning - Langesø 1992

Udgiver: Fyns Amt
Afdelingen for Naturforvaltning og Vandmiljø
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ

Telefon 66 15 94 00
Telefax 66 15 45 59

Udgivelsesår: Maj 1993

Tryk: Fyns Amt/Barlebo Bogtryk

Oplag: 150

Forside: Mimi Fuglsang

Kortmateriale: Copyright Kort- og Matrikelstyrelsen 1992/KD.86.1023

ISBN 87-7343-165-6

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

Forord	5
Indledning	7
1. Beskrivelse af søen og dens opland.	9
1.1 Søens beliggenhed og morfometri	9
1.2 Målsætning for søens anvendelse.	9
1.3 Oplandsbeskrivelse	9
1.4 Søens miljøtilstand	13
2. Meteorologiske og hydrologiske forhold	15
3. Søens eksterne belastningsforhold.	21
3.1 Total ekstern belastning med kvælstof og fosfor ...	21
3.2 Afstrømning af kvælstof og fosfor	22
3.3 Atmosfærisk deposition	27
3.4 Grundvand	27
3.5 Øvrige belastningskilder	28
3.6 Vurdering af belastningen fra de enkelte hovedtilløb til søen	28
3.7 Kortlægning af forureningskilder	31
3.8 Udviklingstendenser i søens eksterne belastningsforhold.	32
3.9 Vurdering af muligheder for begrænsning af næringsstofftilledninger til søen.	33
4. Vandbalance	35
5. Søens stoffbalance	39
6. Fysisk-kemiske forhold i søen.	45
6.1 Søvand	45
6.2 Sammenhæng mellem stoftilførsel og stoffkoncentration i søen.	55
6.3 Stofudveksling mellem atmosfære, søvand og sediment	58
7. Biologiske forhold i søen	63
7.1 Planteplankton	63
7.2 Dyreplankton	68
7.3 Samspil mellem fysisk-kemiske og biologiske forhold i søen	79
7.4 Vegetation	81
8. Udvikling i søens miljøtilstand	83
8.1 Udvikling indtil i dag	83
8.2 Fremtidig udvikling	84
9. Sammenfatning og konklusion.	91

Referencer	95
Bilag 1. Metodik anvendt ved undersøgelser af Langesø og dens opland	99
Bilag 2. Vandbalance på måneds-, sommer- og årsbasis	109
Bilag 3. Stofbalance på måneds-, sommer- og årsbasis	110
Bilag 4. Udvikling i fysisk-kemiske forhold	112
Bilag 5. Månedlig nettotilførsel af totalkvælstof via interne processer	114
Bilag 6. Månedlig nettofrigivelse af total-fosfor fra sediment	118
Bilag 7. Sammenhænge mellem målte fysisk-kemiske og biologiske variable	122
Bilag 8. Planteplanktonets artssammensætning	124
Bilag 9. Dyreplanktonets artssammensætning	127

Forord

I foråret 1987 vedtog Folketinget en handlingsplan (Vandmiljøplanen), der skal nedbringe næringsstofbelastningen af det danske vandmiljø.

Målet med Vandmiljøplanen er at reducere den samlede kvælstofudledning til overfladevand og grundvand med 50% fra 290.000 til 145.000 tons pr. år og fosforudledningen med 80% fra 15.000 til 3.000 tons pr. år.

Vandmiljøplanen indebærer bl.a. øget spildevandsrensning for kommuner og industri samt krav til jordbruget med henblik på at mindske tilførslerne af næringsstoffer til vandmiljøet.

Samtidig er der med Vandmiljøplanen iværksat en øget overvågning af vandmiljøet med det formål at følge effekten af Vandmiljøplanen. Overvågningen omfatter alle de forskellige led i vandkredsløbet. Amterne er ansvarlige for gennemførelse af overvågningsaktiviteterne, der omfatter følgende områder: Grundvand, vandløb, søer, særlige landovervågningsoplande, punktkilder (kommunale og industrielle spildevandsudledninger) samt kystnære havområder.

Amterne udarbejder årligt rapporter over resultater af disse overvågningsopgaver. Tilsvarende udarbejder Danmarks Miljøundersøgelser rapporter over tilstanden i de åbne havområder og om stoftilførsler via nedbør/nedfald.

Rapporterne danner baggrund for landsdækkende oversigter, som udarbejdes af Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Geologiske Undersøgelser. Endelig sammenfatter Miljøstyrelsen de landsdækkende oversigter til en årlig redegørelse.

Denne rapport er et led i Fyns Amts samlede rapportering af vandmiljøovervågningen i 1992, der i alt omfatter følgende rapporter:

- Vandløb 1992 (ISBN 87-7343-170-2)
- Arreskov Sø 1992 (ISBN 87-7343-161-3)
- Fiskebestanden i Arreskov Sø, august 1992 (ISBN 87-7343-168-0)
- Langesø 1992 (ISBN 87-7343-165-6)
- Søholm Sø 1992 (ISBN 87-7343-167-2)
- Landovervågning 1992 (ISBN 87-7343-171-0)
- Punktkilder 1992 (ISBN 87-7343-159-1)
- Kystvande 1992 (ISBN 87-7343-169-9)
- Lillebælt 1992 (ISBN 87-7343-173-7)
- Grundvand 1992 (ISBN 87-7343-157-5)
- Atmosfærisk nedfald 1992 (ISBN 87-7343-155-9)
- Det fynske vandmiljø 1992 (ISBN 87-7343-119-2)

Indledning.

Denne rapport beskriver de undersøgelser af Langesø, som Fyns Amt har foretaget i perioden 1989-1992 som et led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Langesø er således udpeget som én ud af ialt 37 nationale overvågningsøer. Undersøgelserne i dette udsnit af danske søer skal om muligt give svar på, om Vandmiljøplanens gennemførelse medfører forbedringer af danske søers miljøtilstand. De pågældende søer er derfor udvalgt således, at de er beliggende i områder med forskellig grad af arealudnyttelse og med forskellige kilder til næringsstofftilførsel. Desuden indgår både lavvandede og dybe søer i overvågningsprogrammet.

De tre forudgående års overvågning af Langesø er beskrevet i Fyns Amt (1990, 1991a og 1992). I disse rapporter har alle dele af undersøgelsesprogrammet været beskrevet og resultaterne heraf behandlet. Enkelte områder har dog været behandlet relativt kortfattet.

I denne rapport er temaet, ud over en beskrivelse af resultatet af undersøgelserne i 1992, mulige tendenser i søens udvikling siden overvågningen blev sat igang. Specielt grundigt behandles søens vand- og stofbalance, såvel udefra som indefra kommende stofbelastning, og ikke mindst søens biologiske struktur. Her gøres der særlig meget ud af at beskrive sammenhænge mellem søens fysisk-kemiske og biologiske forhold. Derudover behandles også den betydning, som klimatiske forhold har for år til år variationerne i bl.a. stofbelastning, stofbalance og biologisk struktur.

En række tidligere undersøgelser er herved ikke nærmere beskrevet i denne rapport, men resultaterne herfra er naturligvis inddraget i nødvendigt omfang. Som indledning til rapportens tema er der derfor givet en kort beskrivelse af søens udseende, dens opland, og endelig dens nuværende miljøtilstand.

1. Beskrivelse af søen og dens opland.

I dette afsnit foretages en kortfattet beskrivelse af Langesø og dens opland. Disse forhold er mere detaljeret beskrevet i tidligere udarbejdede rapporter om Langesø (Fyns Amt, 1990, 1991a og 1992).

1.1 Søens beliggenhed og morfometri.

Langesø ligger i den vestligste og dybeste del af en tunneldal, som udgør en del af et velmarkeret tunneldalstrøg. Dette strækker sig fra egnen omkring Langesø og mod sydøst til Odense. (jf. figur 1.1.1). Tunneldalen, som er dannet under sidste istid, gennembløbes af Stavis Å, hvortil søen har sit afløb. Ved afløbet er søen stemmet op, således at vandstanden i søen reguleres ved hjælp af skod. Der er ikke fastsat noget flodemål (dvs. en højeste tilladelig vandstand) i forbindelse med driften af stemmeværket. Ved opstemningen er søens vandspejl hævet ca. 1,5 m. Formålet med opstemningen, der sandsynligvis er fra før 1870, har efter alt at dømme været ålekistefiskeri. Dette fiskeri praktiseres stadigvæk.

Langesø er i alt 17,1 ha stor og relativt lavvandet med en maksimumdybde på 4,5 m og en middeldybde på 3,1 m (figur 1.1.2 og tabel 1.1.1). Søens vandvolumen er relativt stort i forhold til overfladearealet, idet de undersøiske skrænter er relativt stejle nærmest bredden. Kyststrækningen er endvidere relativt simpel uden større vige og indskæringer.

Søen er hovedsagelig omgivet af skovklædte skrænter. Alligevel er den via sin beliggenhed i vestlig-østlig retning påvirket af de fremherskende vestlige vinde. Der kan dog i forbindelse med længerevarende perioder med varmt og stille vejr forekomme en temperaturlagdeling af vandmasserne.

Overfladeareal, ha	17,1
Middeldybde, m	3,1
Maksimumdybde, m	4,5
Vandvolumen, m ³	531.000
Kystlinielængde, km	2,85

Tabel 1.1.1.
Fysiske forhold i Langesø.

1.2 Målsætning for søens anvendelse.

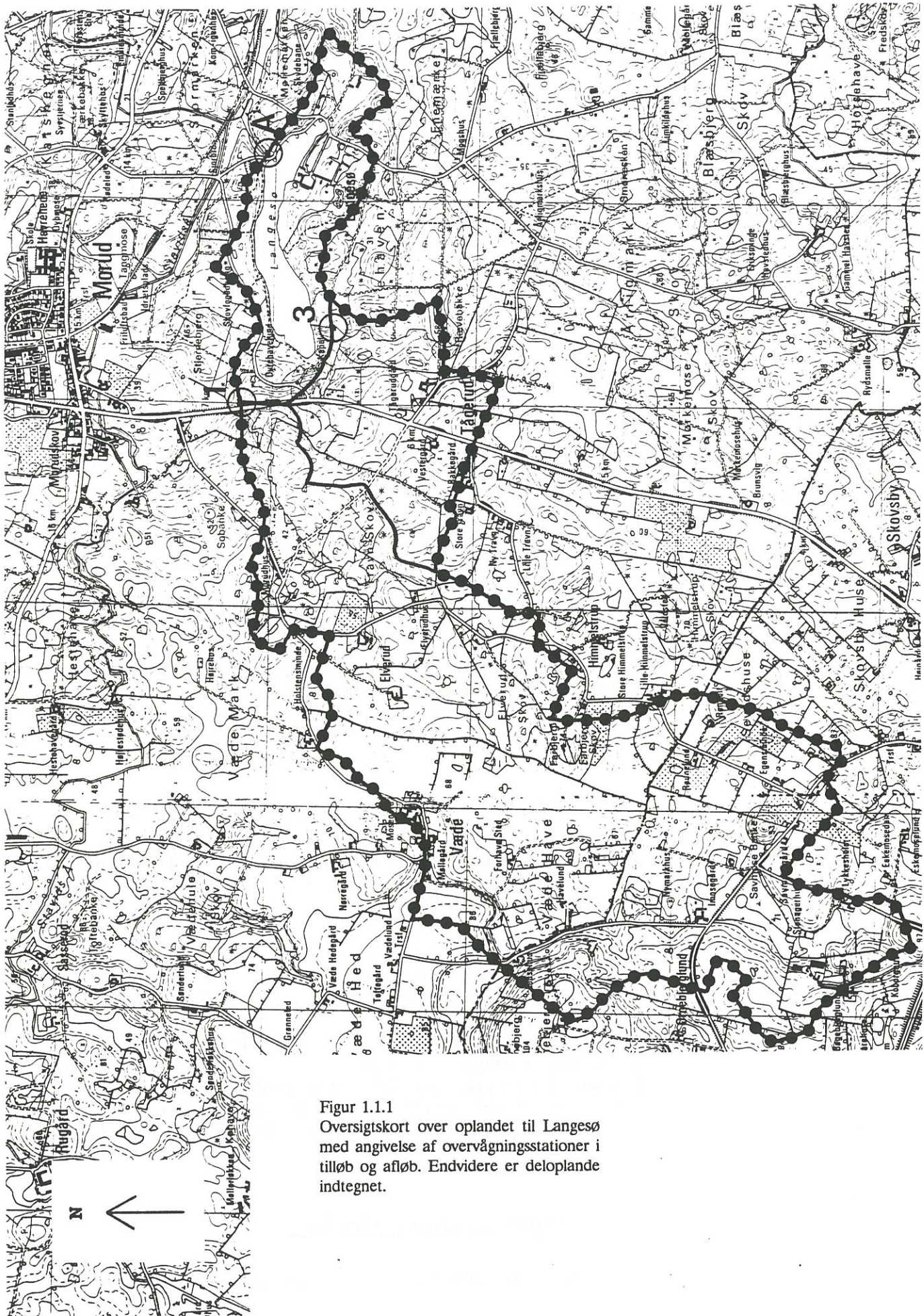
Langesø er i Regionplan 1989-2001 målsat som "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri". Dette indebærer, at den skal kunne huse et rigt og alsidigt plante- og dyreliv.

Regionplanen fastsætter ingen egentlige krav til søens miljøkvalitet. Det indgår imidlertid som en generel retningslinie i planen, at al spildevandsudledning til denne og andre søer i videst muligt omfang skal undgås.

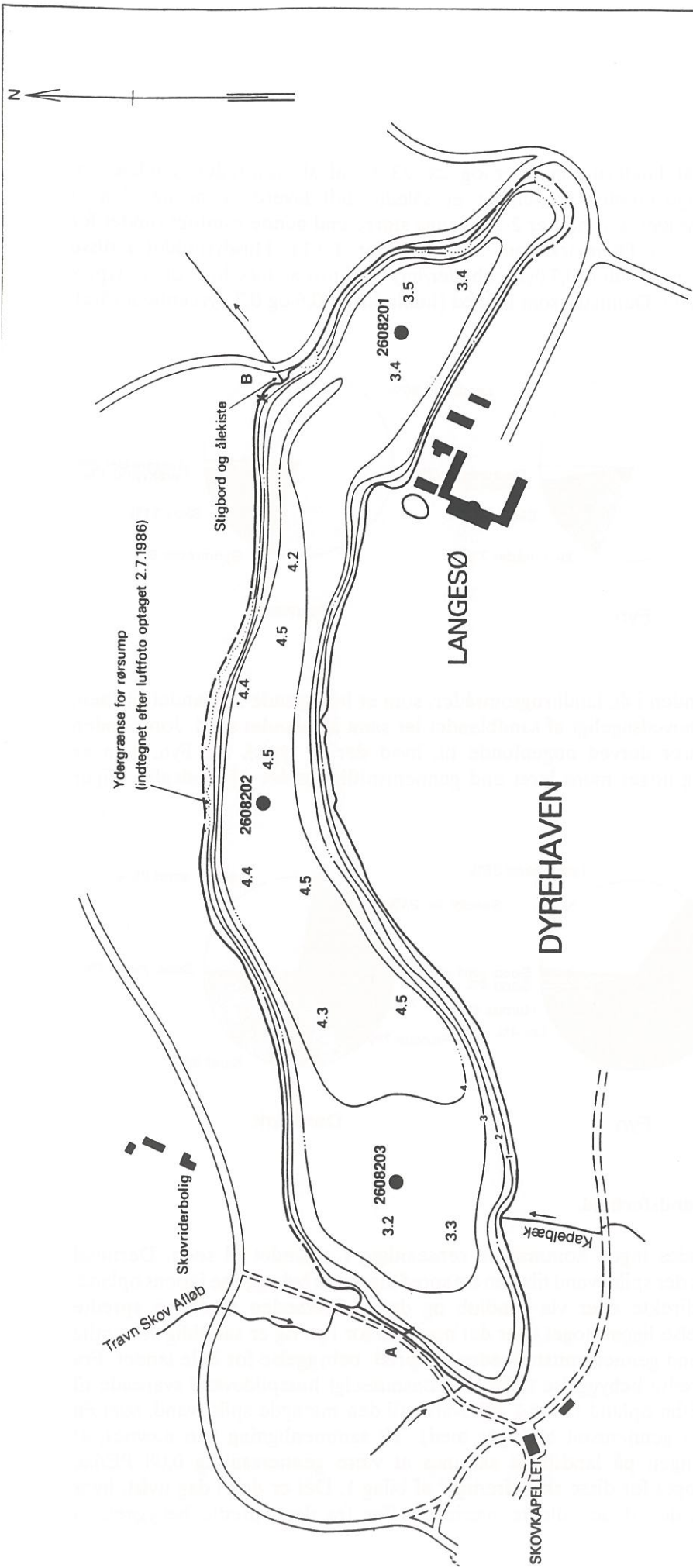
Fyns Amt har dog efterfølgende vurderet, at søen for at opfylde målsætningen bør have en sigtddybde på mindst 1,5-2 m, et artsrigt planteplankton med dominans af "rentvandskrævende" alger, et veludviklet bælte af rankegrøde og en artsrig smådyrfauna (Fyns Amt, 1990). Derudover bør fiskefaunaen have en naturlig alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk og rovfisk.

1.3 Oplandsbeskrivelse.

Afstrømningsoplandet til Langesø er ialt 496 ha stort. Heraf består knap



Figur 1.1.1
 Oversigtskort over oplandet til Langesø
 med angivelse af overvågningsstationer i
 tilløb og afløb. Endvidere er deloplande
 indtegnet.



LANGESØ

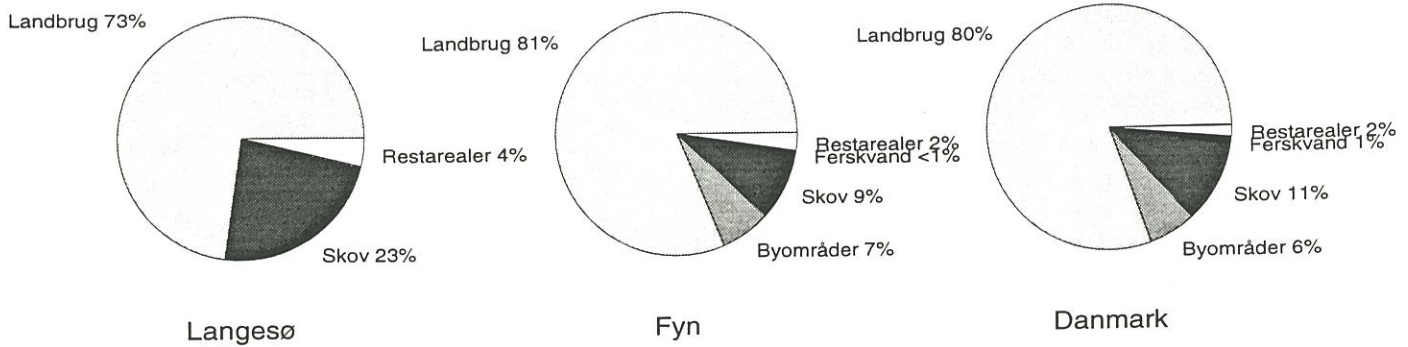
SØNDERBØL KOMMUNE, FYNs AMT

Figur 1.1.2

Dybdekort over Langesø med indtegnede
overvågningsstationer (se i øvrigt bilag 1).

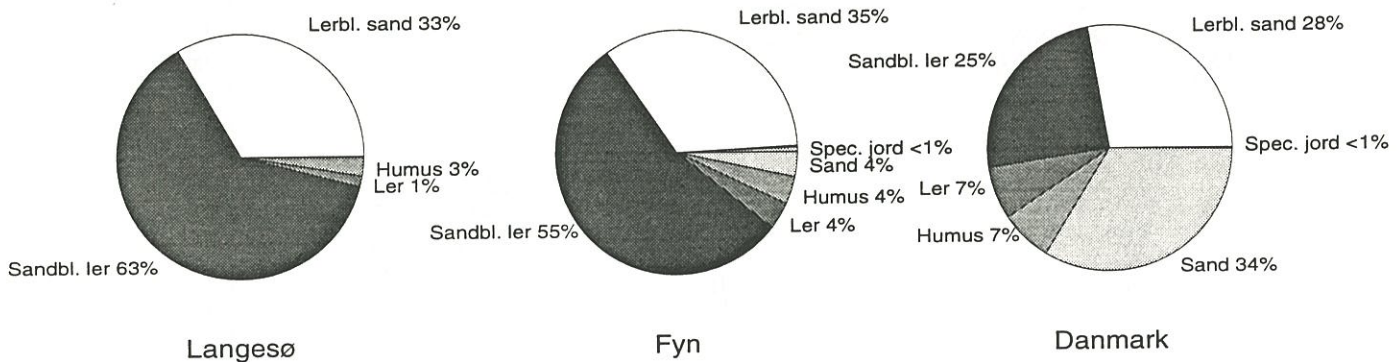
Bogstav: Vandstandsundersøgelser.
SERR nr.: Fysisk/kemiske og/eller
biologiske og/eller sedi-
mentundersøgelser.

73 % af landbrugsområder og ca. 23 % af skovområder. Andelen af landbrugsområder i oplandet er således lidt lavere, mens andelen af skovområder derimod er 2-2½ gange større end gennemsnitligt fundet for Fyn og for Danmark som helhed (figur 1.3.1). Husdyrholdet i disse landbrugsområder (0,7 dyreenheder/ha) er på niveau med hvad der er typisk for Fyn og Danmark som helhed (henholdsvis 0,6 og 0,7 dyreenheder/ha).



Figur 1.3.1 Arealudnyttelse i oplandet til Langesø, på Fyn og i Danmark.

Jordbunden i de landbrugsområder, som er beliggende i oplandet til søen, består hovedsageligt af sandblandet ler samt lerblandet sand. Jordbunden her svarer derved nogenlunde til, hvad der er typisk for Fyn, men er samtidig noget mere leret end gennemsnitlig fundet på landsplan (figur 1.3.2).



Figur 1.3.2. Jordtypefordeling i landbrugsområderne i oplandet til Langesø, på Fyn og i Danmark.

Spildevandsforhold.

Der findes ingen kommunale renseanlæg i oplandet til søen. Derimod udledes der spildevand til søen fra spredtliggende bebyggelse i søens opland, enten direkte eller via vandløb og dræn. Tætheden af denne spredte bebyggelse ligger noget over det normale for Fyn og er samtidig væsentlig større end gennemsnitstætheden af spredt bebyggelse for hele landet. Fra den spredte bebyggelse udledes skønsmæssigt husspildevand svarende til 0,31 PE/ha opland (hvor 1 PE svarer til den mængde spildevand, som én person i gennemsnit bidrager med). Til sammenligning kan nævnes, at udledningen på landsbasis skønnes at være gennemsnitlig 0,08 PE/ha. Grundlaget for disse skøn fremgår af bilag 1. Det er dog i dag uvist, hvor stor en del af de udledte næringsstoffer fra den spredte bebyggelse i

oplandet, som via åbne vandløb og dræn rent faktisk når frem til søen.

1.4 Søens miljøtilstand.

Langesø er formodentlig fra naturens hånd en næringsrig sø. Målsætningen for søens anvendelse er på nuværende tidspunkt ikke opfyldt. Årsagen hertil er efter al sandsynlighed, at der gennem mange år er sket en væsentlig tilførsel af plantenæringsstoffer dels via spildevand fra spredt bebyggelse, dels ved afstrømning fra dyrkede marker og landbrugsejendommenes møddinger og lignende i oplandet.

Undersøgelserne i 1989-1991 har således vist, at der i vore dage er en meget stor udefra kommende tilførsel af plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor. Hertil skal lægges en stor såkaldt intern tilførsel af især fosfor, som bliver frigivet fra søbunden i sommerperioden. Denne betydelige interne belastning skyldes, at der gennem mange år er ophobet fosfor i søbunden.

Langesø har om sommeren uklart vand (gennemsnitlig sigtddybde 0,8-1,1 m i 1989-1991). Det uklare vand skyldes store mængder planktonalger. Perioder med klart vand forekommer dog i forbindelse med pludselig hendøen af disse alger. Særligt uklart vand optræder, når planteplanktonet (som i 1990 og 1991) er helt domineret af blågrønalger. Til andre tider dominerer små grønne alger (som i 1989).

Planktonalgerne mangler normalt ikke hverken kvælstof eller fosfor til deres vækst. Samtidig begrænses deres mængde kun i ringe grad ved den bortgræsning, som dyreplanktonet foretager. Dette skyldes, at dyreplanktonet holdes nede af dyreplanktonædende fiskearter som Skalle, Brasen og Aborre. Disse arter er helt dominerende blandt søens fisk.

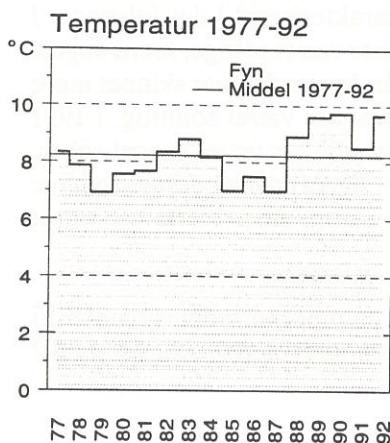
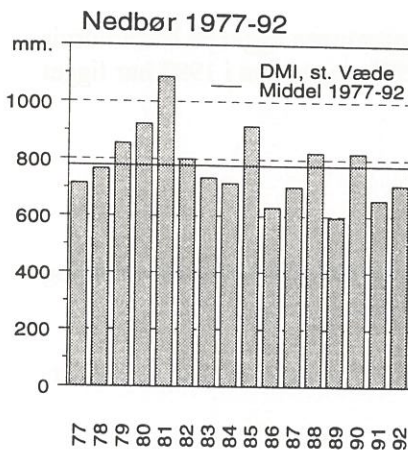
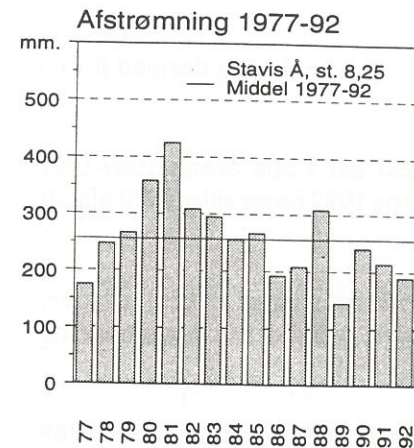
Søens fisk udsættes i perioder for ugunstige levevilkår. Således kan der om sommeren opstå iltvind i forbindelse med stille og varmt vejr, hvor søens vandmasse lagdeles. Samtidig frigives store mængder ammoniak og muligvis svovlbrinte, der kan forgifte fiskene. Endelig kan blågrønalger i forbindelse med deres opblomstring udskille kraftigt virkende giftstoffer. Disse forhold giver fra tid til anden anledning til omfattende fiskedød, således som det har været tilfældet flere gange i sommeren 1990.

På grund af det uklare vand findes der ikke længere undervandsvegetation i søen. Derimod findes der en smal, usammenhængende rørsump langs størstedelen af søens bred. Kun i den relativt lavtvandede, østlige ende af søen findes en større sammenhængende rørsump.

Langesø har således en generelt dårlig miljøtilstand. Det er samtidig usandsynligt, at denne tilstand uden ganske særlige initiativer vil forbedres afgørende i de kommende år.

De fortsatte intensive undersøgelser i søen vil derfor især have til formål af forbedre grundlaget for en vurdering af søens tilstand og mulighederne for at forbedre denne.

2. Meteorologiske og hydrologiske forhold.



Figur 2.1. Nedbør, ferskvandsafstrømning og temperatur på årsbasis 1977-1992.

De meteorologiske og hydrologiske forhold, der har haft betydning for Langesø og dens opland i perioden 1989-1992, er kortfattet beskrevet i det følgende. Karakteristiske årstidsvariationer i nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur, soltimer og vindenergi er illustreret på figur 2.1, 2.2 og 2.3.

De meteorologiske og hydrologiske forhold i perioden 1989-1992 er sammenholdt med "normalværdier" beregnet ud fra data fra en længere periode. De anvendte tidsserier er beskrevet i bilag 1.

Nedbør.

I 1992 er der faldet forholdsvis mindre nedbør end normalt i oplandet til Langesø (9% under normalen). Enkelte måneder har haft ekstreme nedbørshændelser; således har juni og september været ekstremt nedbørsfattede, mens april, august og november har været meget nedbørsrige. For Fyn som helhed er der i 1992 faldet 7% mindre nedbør end normalt.

Nedbøren i de tre foregående år er karakteriseret i det følgende. 1989 har været et tørt år med en nedbør i oplandet til søen på 23% under normalen. Månederne januar, maj og november har været ekstremt nedbørsfattede. 1990 har nedbørsmæssigt set været et normalt år (6% over normalen). Set på månedsbasis har februar og september været meget nedbørsrige. 1991 har været et år, hvor der er faldet relativt lidt nedbør i oplandet til Langesø (16% under normalen). Nedbørsfattede måneder har været marts og december.

Ferskvandsafstrømning.

Ferskvandsafstrømningen følger i vid udstrækning nedbøren, undtagen i sommermånederne, hvor størstedelen af nedbøren ikke kommer til afstrømning på grund af vandoptagelse i planter og fordampning.

Baseret på afstrømningsmålinger i Stavis Å ved Næsbyhoved-Broby vurderes, at ferskvandsafstrømningen til Langesø i 1992 har været lav (26% under normalen). Afstrømningen i årets første ti måneder har stort set ligget under normalen; især månederne januar og februar har været afstrømningsfattede. Ferskvandsafstrømningen for Fyn som helhed har været 7% under normalen.

Afstrømningen i de tre foregående år er karakteriseret i det følgende. Afstrømningen i 1989 har været den laveste i perioden 1977-1992 (43% under normalen). Bortset fra marts måned har afstrømningen været under normalen i alle årets måneder. 1990 har afstrømningsmæssigt ligget tæt på det normale (6% under normalen). Set på månedsbasis har månederne februar og september skilt sig ud med forholdsvis stor afstrømning, hvorimod april og maj har haft en relativ lille afstrømning. 1991 har haft en årsafstrømning af ferskvand noget under det normale (16% under normalen). Januar har dog haft en stor afstrømning, mens afstrømningen de øvrige måneder har været normal eller lidt mindre end normalt.

Lufttemperatur.

Lufttemperaturen er af betydning for søens opvarmning og dermed for de biologiske og kemiske processer i søen.

Årsmiddeltemperaturen for Fyn som helhed har i alle årene 1989-1992 været over gennemsnittet. Årene 1989, 1990 og 1992 hører således til blandt de varmeste i dette århundrede.

I 1992 har temperaturen i årets første ni måneder ligget over normalen, mens den i oktober måned har ligget under. Månederne november og december har haft normale temperaturer.

De tre foregående år er karakteriseret i det følgende. Temperaturen i 1989 såvel som i 1990 har ligget lidt over det normale i årets første cirka seks måneder. I 1991 har månederne maj og juni været specielt kolde, mens juli, august og september derimod har været relativt varme.

I sommerperioden (1.5-30.9) har middeltemperaturen ligget på henholdsvis 15,0 °C, 14,8 °C og 14,2 °C i 1989, 1990 og 1991, mens den i 1992 har ligget så højt som 16,3 °C.

Soltimer.

Solindstrålingen er, som temperaturen, af betydning for søens opvarmning og for plantevæksten, herunder væksten af planktonalger i søen.

Målt i antallet af soltimer har 1989, 1990 og 1992 generelt været solrige år, mens 1991 har været et normalår.

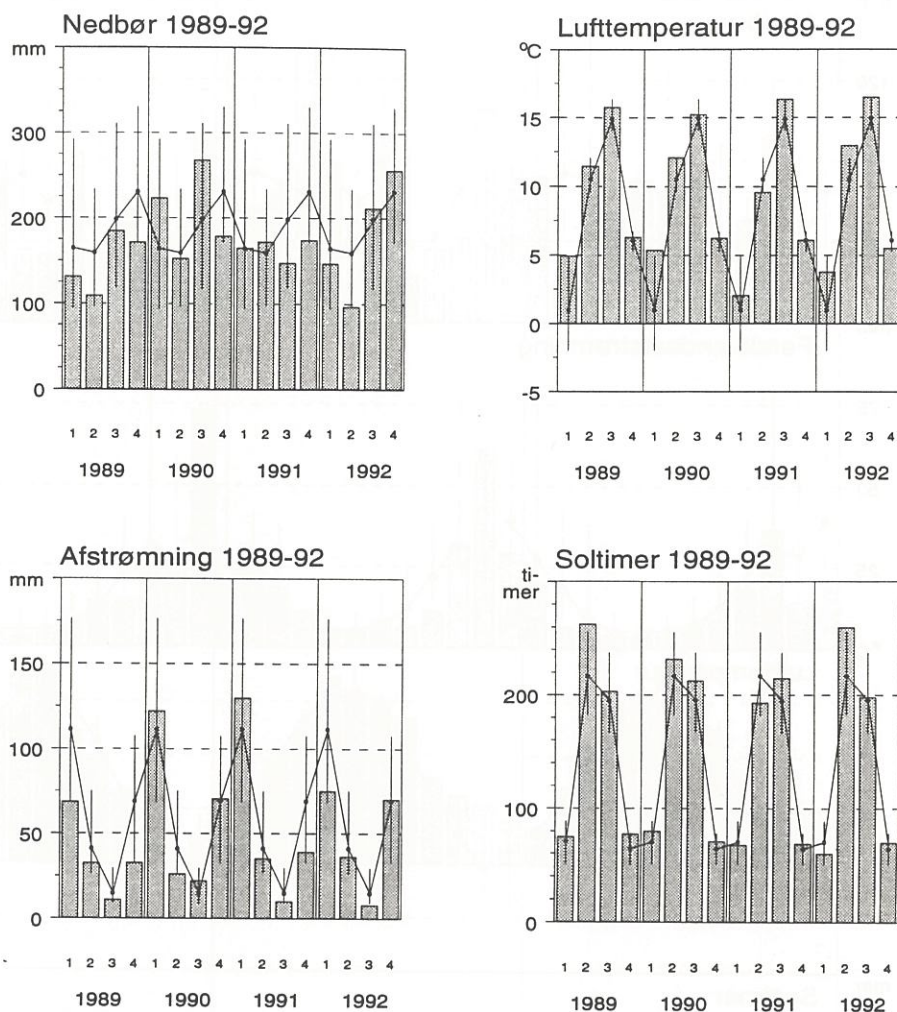
I det solrige år 1992 har månederne april og august været forholdsvis solfattige, mens maj, juni og juli har været solrige.

Solindstrålingen i de tre foregående år er karakteriseret i det følgende. I 1989 har især månederne maj, juni og november været solrige, mens august har været relativt solfattig. 1990 har været et år, hvor solen har skinnet mere end normalt i perioden februar-maj, mens juni har været solfattig. I 1991 har juni måned været ekstrem solfattig, mens juli har været meget solrig. Øvrige måneder, hvor solforholdene det år har ligget ud over det sædvanlige har været januar, som har været forholdsvis solrig, mens marts har været solfattig.

Det gennemsnitlige antal soltimer pr. dag i sommerperioden (1.5-30.9) i årene 1989, 1990, 1991 og 1992 har været henholdsvis 8,0, 7,3, 7,0 og 8,2 timer.

Figur 2.2.

Nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur og soltimer på kvartalsbasis 1989-1992. 10-, 50- og 90%'s-fraktiler i de enkelte kvartaler fremgår ligeledes af figuren.



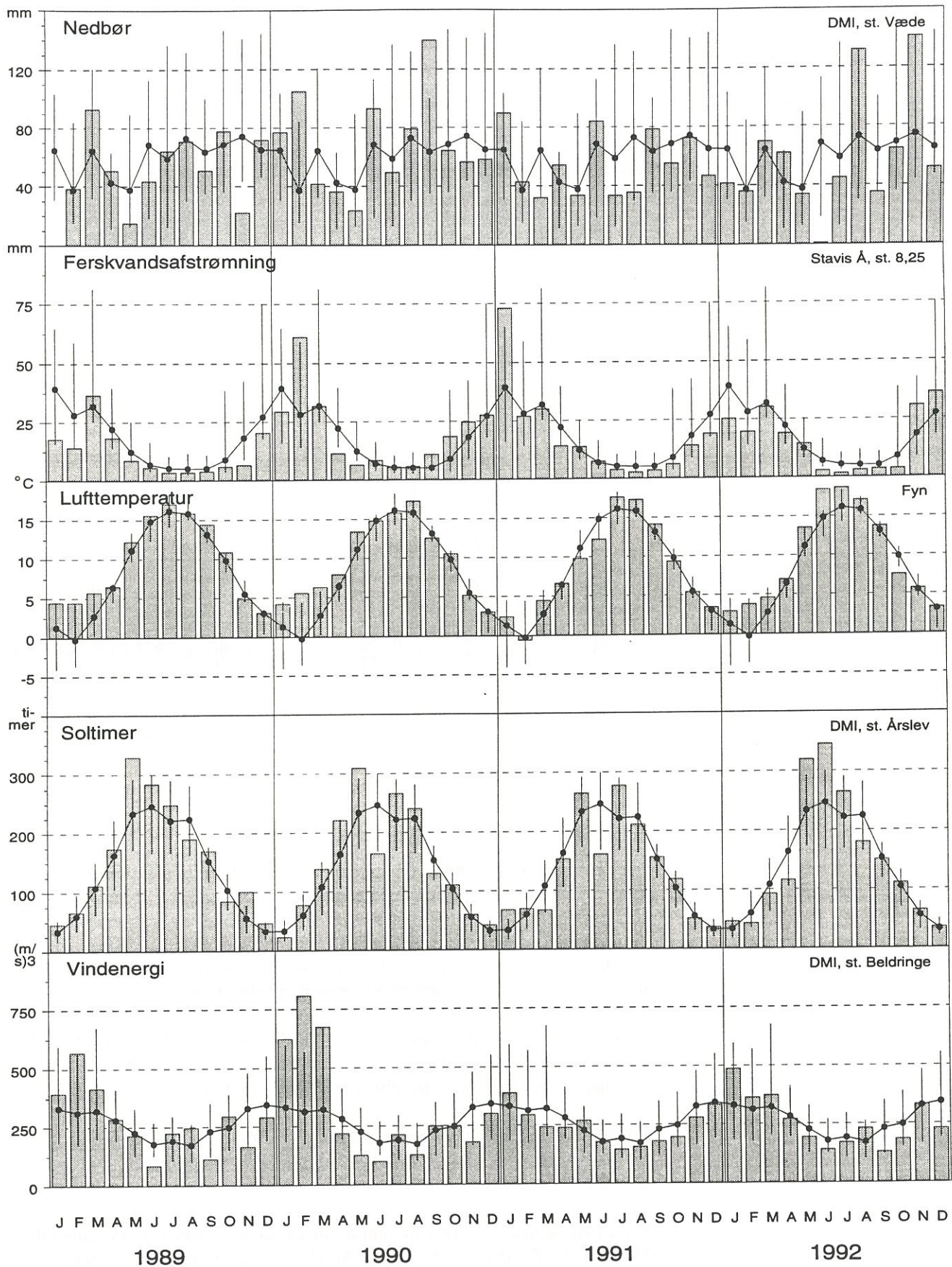
Vindforhold.

Vinden er af betydning for opblandingen af vandmasserne i en sø, herunder bl.a. af betydning for hvornår og hvor dybt et evt. springlag dannes/nedbrydes. Vinden har dermed også betydning for udvekslingen af næringsstoffer mellem bundvand/sediment og de mere overfladenære vandmasser, ligesom den spiller en rolle ved gasudvekslingen mellem vandet og atmosfæren. Vindforholdene er således vigtige at have for øje ved vurdering af skift i næringsstofindhold og planktonsammensætning i søen.

Da den energi, vinden "afleverer" over en åben vandoverflade til opblandning af vandmasserne, er proportional med vindhastigheden opløftet i tredje potens, er det sådanne størrelser, der vises og omtales.

I 1992 har ingen måneder været specielt vindrige. Tværtimod har en del af årets måneder været ret vindfattede, især september, oktober og december.

Vindforholdene i de tre foregående år er karakteriseret i det følgende. I 1989 har vindenergien i februar måned været stor, mens månederne juni, september og november har været forholdsvis vindfattede. I 1990 har det



Figur 2.3.
 Nedbør, ferskvandsafstrømning, lufttemperatur, soltimer og vindenergi på månedsbasis 1989-1992.
 10-, 50- og 90%-s-fraktilerne i de enkelte måneder fremgår ligeledes af figuren.

blæst ekstremt meget i årets første tre måneder, mens de efterfølgende tre måneder har haft mere vindstille vejr end normalt. November måned har ligeledes haft mere rolige vindforhold end normalt. I 1991 har den beregnede vindenergi stort set ligget under eller meget tæt på normalen i alle årets måneder.

3. Søens eksterne belastningsforhold.

I det efterfølgende beskrives for perioden 1989-1992 den eksterne (udefra kommende) belastning af Langesø med plantenæringsstofferne kvælstof og fosfor. Den eksterne belastning af kvælstof og fosfor omfatter afstrømning via vandløb og grundvand, den atmosfæriske deposition på søen, samt øvrige belastningskilder til søen, herunder opfodring af fugle samt løvfald på søen.

Der er desuden gennemført en vurdering af belastningen fra de enkelte hovedvandløb, der afstrømmer til søen. Ved gennemgang af belastningsforholdene beskrives såvel år til år variationer som variationer indenfor året, ligesom eventuelle særlige begivenheder omtales.

Endelig forsøges det at eftervise eventuelle kulturbetingede udviklingstendenser i belastningen ligesom mulighederne for begrænsning af næringsstofftilledninger til Langesø vurderes.

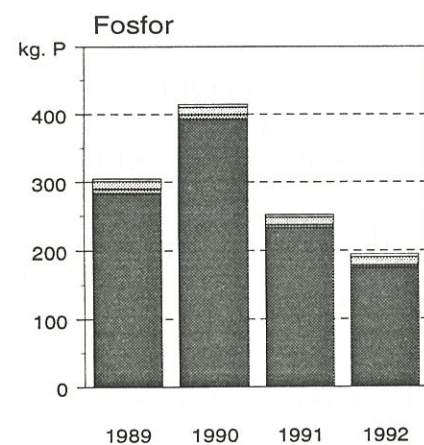
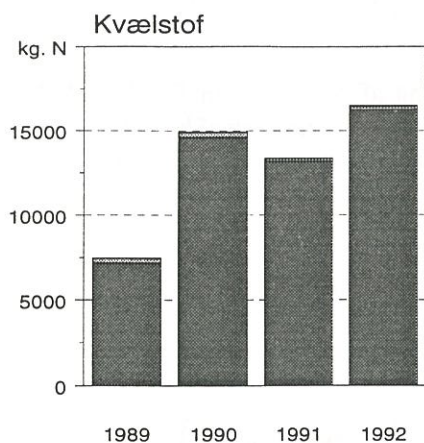
3.1 Total ekstern belastning med kvælstof og fosfor.

Den samlede eksterne belastning af Langesø i perioden 1989-1992, dels på årsbasis, dels i sommerperioderne (1.5-30.9), fremgår af tabel 3.1.1 og 3.1.2. Den totale eksterne belastning er desuden illustreret på figur 3.1.1.

Tabel 3.1.1.
Den årlige totale eksterne belastning af Langesø 1989-1992.

	1989		1990		1991		1992	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:								
Afstrømning	7.190	13,00	14.600	26,40	13.200	23,80	16.200	29,40
Atmosfærisk deposition	259	15,10	284	16,60	189	11,10	230	13,40
Fugle	26	-	26	-	26	-	26	-
Løvfald	11	-	11	-	11	-	11	-
I alt	7.490		14.900		13.400		16.500	
Fosfor:								
Afstrømning	283	0,51	393	0,71	232	0,42	175	0,32
Atmosfærisk deposition	6	0,36	7	0,40	5	0,28	4	0,22
Fugle	11	-	11	-	11	-	11	-
Løvfald	4	-	4	-	4	-	4	-
I alt	304		415		252		194	

Tabel 3.1.2
Den totale eksterne belastning af Langesø
i sommerperioden (1.5.-30.9.) 1989-1992.



Figur 3.1.1
Den årlige totale eksterne belastning af
Langesø 1989-1992.



	1989		1990		1991		1992	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:								
Afstrømning	671	1,21	1270	2,31	717	1,30	1.110	2,01
Atmosfærisk deposition	94	5,51	133	7,81	73	4,24	76	4,47
Fugle	11	-	11	-	11	-	11	-
Løvfald	7	-	7	-	7	-	7	-
I alt	783		1.430		807		1.200	
Fosfor:								
Afstrømning	33	0,06	88	0,16	30	0,05	26	0,05
Atmosfærisk deposition	4	0,21	5	0,28	3	0,18	2	0,09
Fugle	5	-	5	-	5	-	5	-
Løvfald	3	-	3	-	3	-	3	-
I alt	44		100		40		35	

Den totale eksterne kvælstofbelastning af Langesø har udvist store variationer fra år til år. Kvælstofafstrømningen fra oplandet har i samtlige år udgjort langt hovedparten af den samlede belastning af søen. Set på årsbasis har den atmosfæriske deposition samt de øvrige kilder til kvælstofbelastning af søen således ikke betydet meget. År-til-år-variationerne i den totale kvælstofbelastning skyldes primært udsving i ferskvandsafstrømningerne. Årsagerne hertil er nærmere belyst under afsnit 3.2.

Den totale eksterne fosforbelastning af søen har ligeledes udvist store år-til-år-variationer. Variationerne har været af betydelig størrelsesorden. Således har fosforbelastningen i 1992 kun udgjort cirka halvdelen af, hvad belastningen er beregnet til i 1990. Som tilfældet er for kvælstofbelastningen, er det også fosforafstrømningen fra oplandet, der er hovedkilden til fosforbelastningen af søen. År-til-år-variationerne er derfor forårsaget af udsving i fosforafstrømningen, og de nærmere årsager hertil er beskrevet under afsnit 3.2.

Belastningen i sommerperioden har, som på årsbasis, udvist betydelige variationer de enkelte perioder imellem. Også i sommerperioden har afstrømningen fra søoplandet bidraget med hovedparten til kvælstof- og fosforbelastningen af søen (tabel 3.1.2). Det skal dog bemærkes, at den atmosfæriske deposition på søen i sommermåneder med ringe ferskvandsafstrømning kan udgøre en væsentlig del af den samlede næringsstofbelastning af søen.

3.2 Afstrømning af kvælstof og fosfor.

De variationer, som ses i kvælstof- og fosforafstrømningen, følger i høj grad variationerne i ferskvandsafstrømningen, og er ligesom denne, betinget af variationer i nedbøren, især i vinterhalvåret (se afsnit 2 samt afsnit 3.6, figur 3.6.1).

Store mængder nedbør kan således, specielt i vinterhalvåret, udløse en frigivelse af næringsstoffer fra en række "næringsstofdepoter", især depoter tilknyttet dyrkede arealer. Følgende begivenheder i søens opland har betydning for afstrømningen af næringsstoffer:

- Udvaskning fra dyrkede arealer til dræn og grundvand. Dette gælder især kvælstof, men også fosfor kan under ekstremt store nedbørshændelser udvaskes i større mængder via landbrugsdræn.
- Overfladisk afstrømning til vandløbene af jordpartikler fra især pløjemarken tæt ved vandløbene. Under kraftig nedbør kan der ske erosion fra arealer med overfladisk afstrømning, hvorved især fosforholdige jordpartikler tilføres vandløbene. Faktorer, der har indflydelse på en eventuel overfladisk afstrømning samt størrelsen heraf, er bl.a. graden af plantedækkede arealer, den maskinelle bearbejdnings-/såretning på landbrugsarealer, terrænets hældningsforhold mod vandløbet, og endelig bredden af plantedækkede bræmmer langs vandløbet til tilbageholdelse af denne afstrømning.
- Ophvirvling af aflejret materiale fra vandløbsbunden i forbindelse med større ferskvandsafstrømninger. I forbindelse med store afstrømninger kan fosforholdigt aflejret slam/finkornet materiale således ophvirvles og udskylles. Materialet kan typisk stamme fra dyrkede arealer eller fra spildevandsudledninger fra f.eks. spredt bebyggelse.

I tabel 3.2.1 er vist afstrømningen på årsbasis 1989-1992 af henholdsvis ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø. I tabel 3.2.2 er vist tilsvarende for sommerperioden (1.5.-30.9.).

Tabel 3.2.1
Årlig afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø 1989-1992.

	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	m ³ x 10 ³	l/s km ²	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	827	4,74	7.190	13,00	283	0,51
1990	1.470	8,43	14.600	26,40	393	0,71
1991	1.390	7,97	13.200	23,80	232	0,42
1992	1.230	7,04	16.200	29,40	175	0,32

Tabel 3.2.2
Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor til Langesø i sommerperioden (1.5.-30.9.) 1989-1992.

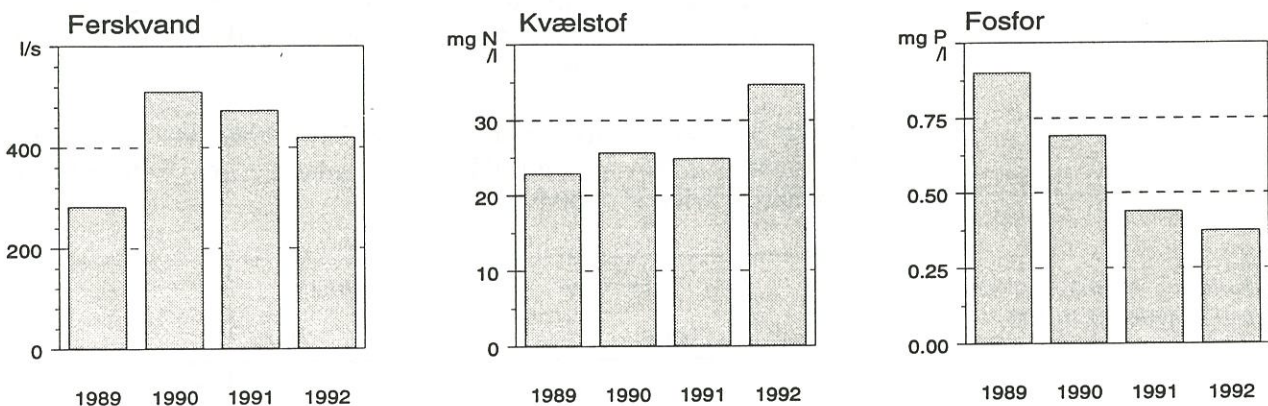
	Ferskvand		Kvælstof		Fosfor	
	m ³ x 10 ³	l/s km ²	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1989	71	0,97	671	1,21	33	0,06
1990	141	1,92	1.270	2,31	88	0,16
1991	122	1,67	717	1,30	30	0,05
1992	124	1,69	1.110	2,01	26	0,05

Kvælstofafstrømning.

Størrelsen af kvælstofafstrømningen, set over flere år, afhænger først og fremmest af intensiteten af landbrugsdriften.

Årsagerne til de store år-til-år-variationer i kvælstofafstrømningen, skal findes i forskellene i nedbør og ferskvandsafstrømning i de pågældende år. Generelt har det betydning, hvor megen nedbør der falder, men også det tidspunkt på året, hvor nedbøren falder, er afgørende. Store nedbørsmængder i vinterhalvåret udløser en tilsvarende stor ferskvandsafstrømning og dermed en stor kvælstofudvaskning. Store nedbørsmængder i sommerhalvåret resulterer derimod ikke på tilsvarende vis i større afstrømninger af hverken ferskvand eller kvælstof (sammenhold eventuelt figur 2.3 og figur 3.6.1).

Kvælstofafstrømningen i 1992 til Langesø har været relativt høj i forhold til størrelsen af ferskvandsafstrømningen i det pågældende år. Dette er begrundet med et forhøjet kvælstoftab fra landbrugsarealerne i november-december, hvilket formentlig til en vis grad kan forklares med et relativt dårligt høstudbytte som følge af en usædvanlig tør sommer (planterne har kun i mindre grad kunnet optage de tilførte næringsstoffer).



Figur 3.2.1
Vandføringsvægtede årsmiddelværdier af ferskvand, kvælstof og fosfor i vandløb, der afstrømmer til Langesø.

Ved sammenligning af arealafstrømningen af ferskvand og kvælstof fra forskellige oplande i 1992 (tabel 3.2.3) ses, at arealafstrømningen af ferskvand til Langesø svarer nogenlunde til afstrømningen heraf på Fynsplan, men at kvælstofafstrømningen fra oplandet til Langesø er noget højere end for det åbne land på Fyn som helhed. Sammenlignet med naturområder ligger kvælstofafstrømningen fra Langesøoplandet langt højere.

Tabel 3.2.3
Sammenligning af arealafstrømningen fra forskellige oplande i 1992.

	Ferskvand l/s km ²	Kvælstof kg/ha	Fosfor kg/ha
Arreskov Sø	4,7	14	0,17
Langesø	7,0	29	0,32
Søholm Sø	7,0	16	0,14
Fyn, total	7,1	24	0,55
Fyn, diffus	-	22	0,27
Naturvandløb (med. af 8 danske)	-	1,3	0,047
Holstenshuus, fynsk skov-/naturvandløb	1,4	1,0	0,021

Fosforafstrømning.

De variationer, som ses i fosforafstrømningen fra år til år, formodes fortrinsvis at skyldes en kombination af usikkerhed på bestemmelsen af fosforafstrømningen og forskelle fra år til år i nedbør og ferskvandsafstrømning.

Det foreliggende datamateriale er endnu for usikkert (tidsseriens længde for kort) til at udtale sig om eventuelt kulturbetingede udviklingstendenser. Der synes dog at være visse indikationer på, at den kulturbetingede fosforafstrømning har været faldende fra 1989 til 1992, omend årsagssammenhængen er uklar. Årsager til fald i fosforkoncentrationen/-afstrømningen fra 1989 til 1992 kan dog være:

- Øget forbrug af fosfatfrit vaskepulver (dette er dog ikke undersøgt).
- Større andel af grønne marker. For Fyn som helhed er andelen af grønne marker steget i perioden 1989-1992 (1989/90: 62%, 1990/91: 81%, 1991/92: 82%).

Der er ikke noget, der tyder på, at en eventuel reduktion i fosforafstrømningen kan forklares med væsentlige ændringer i husdyrholdet på landbrugsjendommene eller ændringer i spildevandsforholdene fra den spredte bebyggelse i oplandet. Da der ikke foreligger detaljerede oplysninger om udviklingen i arealanvendelsen i oplandet, er det heller ikke umiddelbart muligt at eftervise, hvorvidt der er tale om kulturbetingede faktorer af denne art.

Det er dog sandsynligt, at andelen af landbrugsarealer med vinterafgrøde i søens opland er forøget, som det er tilfældet for Fyn som helhed. Herved er en større del af søoplandet plantetækket i hovedparten af året, hvorved overfladisk afstrømning af fosforholdige jordpartikler fra vandløbsnære arealer formindskes. Denne påstand synes bekræftet, fosforkoncentrationerne hen over året taget i betragtning (figur 3.6.1), idet det er iøjnefaldende, at der i årene 1989 og 1990 målttes høje fosforkoncentrationer ikke kun om sommeren, men også i vinterhalvåret, hvorimod der i 1991 og 1992 ikke blev målt tilsvarende høje fosforkoncentrationer i vinterhalvåret, selvom der faldt megen nedbør sidst på året. Tilsvarende forhold er konstateret i tilløbene til de øvrige overvågningssøer.

Det skal bemærkes, at der er en del usikkerhed tilknyttet bestemmelsen af fosforafstrømningen, hvilket er vigtigt at have for øje ved vurdering af fosforafstrømningen de enkelte år imellem. Usikkerheden skyldes, at prøvetagningshyppigheden er relativt beskeden (26/52 stikprøver pr. år) set i forhold til små vandløb som de foreliggende. Kvælstofafstrømningen er til sammenligning langt mere sikkert bestemt.

Arealafstrømningen af fosfor til Langesø har været en anelse højere end afstrømningen fra det åbne land på Fyn og langt højere end afstrømningen fra naturområder.

Kilder til næringsstofafstrømningen.

Belastningskilderne til kvælstof- og fosforafstrømningen kan generelt opdeles i følgende kategorier:

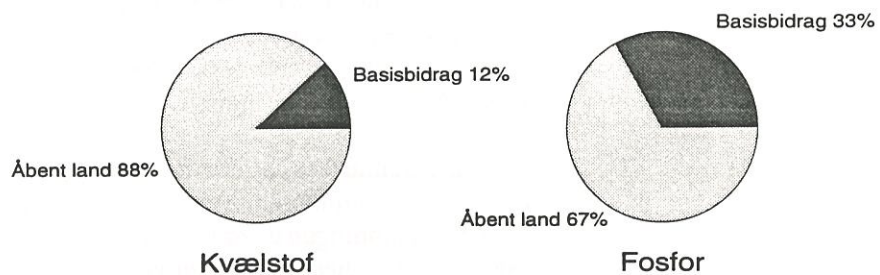
- Basisbidrag (naturlig afstrømning)
- Punktkilder (renseanlæg)
- Regnvandsbetingede udløb
- Diffus afstrømning ((landbrugsdrift + enkeltliggende ejendomme + spredt bebyggelse > 30 PE)-basisbidrag)

Da der hverken er udledning fra punktkilder eller regnvandsbetingede udløb i oplandet til Langesø, er disse ikke medtaget i tabel 3.2.4 og figur 3.2.2, som viser fordelingen af afstrømningen på de enkelte belastningskilder.

Tabel 3.2.4
Kildeopsplitning af afstrømningen af kvælstof og fosfor til Langesø 1989-1992.

	1989		1990		1991		1992	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Kvælstof:								
Basisbidrag*)	1.490	2,69	2.350	4,25	2.090	3,78	1.960	3,54
Diffus afstrømning	5.700	10,30	12.300	22,20	11.100	20,10	14.200	25,80
I alt	7.190	13,00	14.600	26,40	13.200	23,80	16.200	29,40
Fosfor:								
Basisbidrag*)	46	0,08	81	0,15	72	0,13	58	0,12
Diffus afstrømning	236	0,43	312	0,56	160	0,29	117	0,20
I alt	283	0,51	393	0,71	232	0,42	175	0,32

*) Basisbidraget er beregnet ud fra medianværdien for den vandføringsvægtede koncentration af henholdsvis N og P i 7 referenceoplunde i de aktuelle år, jf. bilag 1. I 1992 er dog anvendt 8 referenceoplunde.



Figur 3.2.2
Kilder til kvælstof- og fosforafstrømningen til Langesø 1992.

Hovedparten af kvælstofafstrømningen (76-86%) omfatter en kulturbetinget afstrømning fra det åbne land, det vil sige afstrømning fra landbrugsarealer. Den kvælstofmængde, der kommer fra spildevand fra spredt bebyggelse, er således lille sammenlignet med, hvad der måles i vandløbene.

Også hovedparten af fosforafstrømningen (67-84%) til søen er en kulturbetinget afstrømning. Denne kulturbetingede fosforafstrømning stammer dels fra landbrugsdrift, dels fra spildevand fra spredtliggende ejendomme. Det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at fastslå, hvor stor en del af denne

afstrømning, som stammer fra hver af disse to kilder. Dette skyldes frem for alt, at det er usikkert, hvor meget af det spildevand, som udledes fra de spredtliggende ejendomme, der rent faktisk når frem til vandløb/dræn og dermed til søen.

Der er dog med dette forbehold beregnet et potentielt spildevandsbidrag fra spredt bebyggelse (tabel 3.2.5), svarende til, hvad der maksimalt skønnes produceret af spildevand fra ejendommene i oplandet til søen. På baggrund af standardreduktionsfaktorer udmeldt fra Miljøstyrelsen, er der i tabel 3.2.5 angivet et meget usikkert skøn over, hvor stor en spildevandsmængde fra den spredte bebyggelse, der når frem til søen. Det fremgår, at dette bidrag, hvad angår fosfor, er større end hvad der totalt afstrømmer af fosfor til søen, jf. tabel 3.2.4.

Tabel 3.2.5

Skønnet potentiel spildevandsproduktion fra spredt bebyggelse Langesø's opland. I parentes er angivet et skøn over spildevandsudledningen fra spredt bebyggelse til søen.

Antal PE:	172
Antal PE/ha.	0,31
Kvælstof:	579 kg N/år (523 kg N/år)
Fosfor:	197 kg P/år (179 kg P/år)

3.3 Atmosfærisk deposition.

Den atmosfæriske deposition på søen er skønnet på baggrund af depositions målinger fra målestationerne Årslev, Boelsmose og Grøftehøj. Ingen af disse stationer er placeret i oplandet til Langesø, men ligger på henholdsvis Midt- og Østfyn.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof og fosfor i de fire år fremgår af tabel 3.3.1. Det ses, at der har været år-til-år-variationer i depositionen af både kvælstof og fosfor. Forholdet mellem kvælstof- og fosfordepositionen har dog været det samme i årene 1989, 1990 og 1991, mens kvælstofdepositionen i 1992 har været relativ høj i forhold til fosfordepositionen.

Tabel 3.3.1

Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor på Langesø 1989-1992.

	Kvælstof	Fosfor
	kg/ha	kg/ha
1989	15,10	0,36
1990	16,60	0,40
1991	11,10	0,28
1992	13,40	0,22

3.4 Grundvand.

Grundvand direkte til en sø kan udgøre en betragtelig del af den samlede ferskvandstilførsel. Stoftilførsel via grundvand kan derfor også have væsentlig betydning i forbindelse med opgørelser af stofbelastninger af søer.

Langesø har imidlertid ingen eller kun ringe grundvandstilførsel. Der er derfor ikke regnet med nogen stoftilførsel til søen via grundvand.

3.5 Øvrige belastningskilder.

Der foretages opfodring af ca. 600 ænder i Langesø med henblik på jagt. Fodringen af disse ænder er af en sådan størrelse, at den stort set dækker ændernes foderbehov. Den del af ændernes affaldsprodukter, som tilføres søen, skal derfor medregnes i den samlede stoftilførsel til søen.

Endvidere tilføres Langesø næringsstoffer i forbindelse med løvfald. Selvom søen for størstedelens vedkommende er skovomkranset, skønnes dette bidrag at være af ringe betydning i forhold til den samlede stoftilførsel.

Beregningen af stofbelastningen fra henholdsvis andeopfodring og løvfald er nærmere beskrevet i bilag 1.

3.6 Vurdering af belastningen fra de enkelte hovedtilløb til søen.

Belastningen fra de enkelte hovedtilløb til søen er illustreret for perioden 1989-1992 på figur 3.6.1. Der er dels vist målte koncentrationer af kvælstof og fosfor, dels afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor på månedsbasis. Desuden er vist de anslåede værdier for afstrømningen af ferskvand, kvælstof og fosfor fra den umålte del af oplandet til søen. Den geografiske placering af de enkelte tilløb samt afgrænsning af afstrømningsoplandet fremgår af figur 1.1.1.

Kvælstof- og fosforkoncentrationer.

Koncentrationerne af total-kvælstof og total-fosfor i de to hovedtilløb til Langesø er i figur 3.6.1 sammenholdt med, hvad der er målt i andre fynske vandløb i samme periode. Dette er illustreret grafisk på figuren ved et fraktilbånd, som dækker den såkaldte 25-75%'s fraktil for de målte koncentrationer (50% af de målte koncentrationer ligger her indenfor). Fraktilbåndet er beregnet på baggrund af vandkvalitetsmålinger på 33 fynske vandløbsmålestationer.

Kvælstofkoncentrationsniveauerne i de to hovedtilløb til Langesø, Travnskov Afløbet og Kapelbækken, svarer nogenlunde til, hvad der er fundet i flertallet af andre fynske vandløb. Der er dog ret stor forskel på niveauerne i de to søtilløb (se tabel 3.6.1); således ligger Travnskov Afløbet i den øvre ende af kvælstofkoncentrationsniveauet målt i fynske vandløb, mens Kapelbækken ligger i den nedre ende. Koncentrationsniveauerne af kvælstof i de to søtilløb ligger dog langt over niveauet i naturvandløbet, Holstenshuus. Dette forhold kan forklares med, at andelen af landbrugsområder i oplandet til Travnskov Afløbet er noget større end i oplandet til Kapelbækken, mens der ingen landbrugsdrift er i oplandet til naturvandløbet, Holstenshuus.

Tabel 3.6.1

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof og fosfor i hovedtilløbene til Langesø 1988-1992 samt naturvandløbet Holstenshuus 1990-1992. Årsmiddelkoncentrationerne er beregnet ud fra enkeltmålinger. Der blev i 1988 foretaget stoftransportmålinger i tilløbene til Langesø, men disse er ikke bearbejdet.

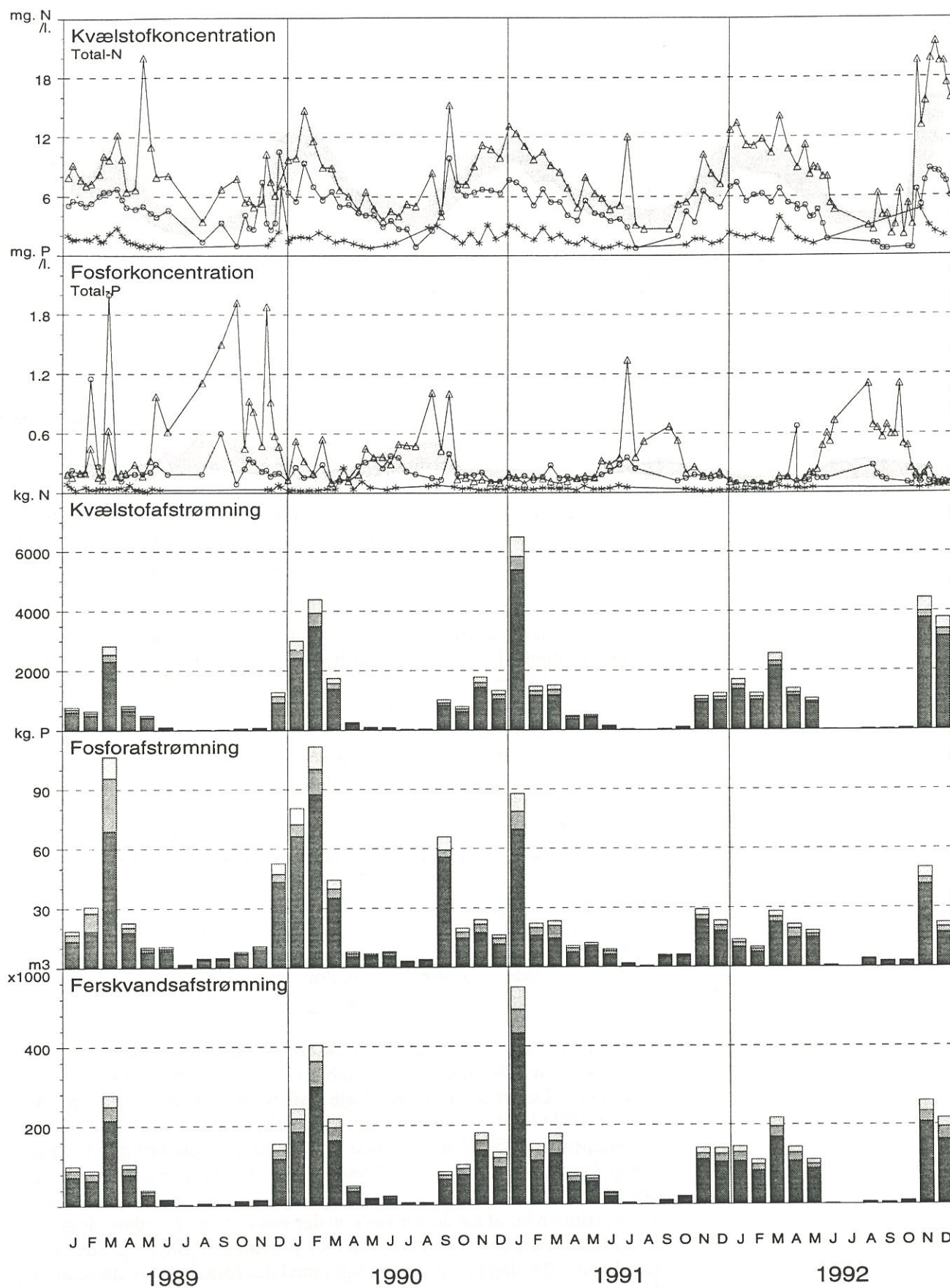
	1988	1989	1990	1991	1992
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Kvælstof:					
Tilløb 1, Travnskov Afløb	7,62	9,46	11,5	10,7	14,2
Tilløb 3, Kapelbæk	6,29	6,39	7,54	6,47	6,51
Holstenshuus	-	-	2,01	2,04	2,45
Fosfor:					
Tilløb 1, Travnskov Afløb	0,21	0,35	0,38	0,16	0,14
Tilløb 3, Kapelbæk	0,22	0,67	0,16	0,13	0,09
Holstenshuus	-	-	0,05	0,05	0,05

I Travnskov Afløbet er der imidlertid i visse perioder fundet markante stigninger i koncentrationen af total-kvælstof, som ikke kan forklares med ændringer i ferskvandsafstrømningen. Der er ligeledes i enkelte perioder målt høje indhold af ammonium-ammoniak-kvælstof. Disse hændelser har fundet sted i samtlige år. En sandsynlig forklaring er aktiviteter i forbindelse med landbrugsdrift, som fremkalder ekstrordinære kvælstof-tab. Der er ikke gennemført nærmere undersøgelser til kortlægning af årsagssammenhænge.

Fosforkoncentrationsniveauet i Travnskov Afløbet er højt sammenlignet med niveauerne målt i andre fynske vandløb, mens niveauet i Kapelbækken ikke er usædvanligt i forhold til øvrige fynske vandløb. I spildevandsbelastede vandløb er fosforindholdet højere om sommeren end om vinteren, idet spildevandet fortyndes knapt så meget i sommerhalvåret. De relativt høje fosforkoncentrationer i Travnskov Afløbet i sommermånederne kan derfor forklares med, at der i dette opland er et forholdsvis stort antal spildevandsproducerende ejendomme (jf. afsnit 1.3).

I 1989 og 1990 er konstanteret høje fosforkoncentrationer året rundt i begge tilløb, mens der i 1991 og 1992 kun er registreret høje fosforværdier i sommermånederne. Dette forhold skyldes formentlig, at en større andel af de dyrkede arealer er plantedækkede i vinterhalvåret, hvorved overfladeafstrømningen af fosfor er blevet formindsket betydeligt, jf. tabel 3.6.1 (se iøvrigt også afsnit 3.2). Terrænet i Langesø's opland er meget kuperet, hvorfor overfladisk afstrømning af fosfor kan have været en ikke uvæsentlig kilde til den samlede fosforafstrømning.

Set på årsbasis har fosforkoncentrationsniveauet i Kapelbækken, bortset fra det våde år 1990, haft et mere stabilt niveau end Travnskov Afløbet (jf. tabel 3.6.1). Der er dog også målt høje fosforværdier i Kapelbækken. I april måned 1992 blev der ved et rutinemæssigt tilsyn (under "bygevej") udtaget to vandprøver i Kapelbækken med en halv times mellemrum på grund af synlig forandring i udseendet af vandet. Det kunne konstanteres, at indholdet af total-fosfor i bækken faldt med 83% indenfor dette tidsrum. Konklusionen heraf må derfor være, at der kan være en betydelig døgnvariation i fosforindholdet. Fra maj 1992 blev prøvetagningshyppigheden sat op (fra 1 prøve/14. dag til 1 prøve pr. uge) med det formål at kunne bestemme fosforafstrømningen med større sikkerhed. Da der således kan være en betydelig døgnvariation, er problemet vedrørende stor usikkerhed på



Figur 3.6.1 Belastningen fra de enkelte deloplande til Langesø 1989-1992. Øverst er vist de målte koncentrationer af kvælstof og fosfor sammenholdt med værdier for andre fynske vandløb. Nederst er vist afstrømningen af kvælstof, fosfor og ferskvand på månedsbasis.

- △—△ Tilløb 1, Travnskov Afløb
- Tilløb 3, Kapelbækken
- *—* Naturvandløb, Holstenshuus
(afstrømmer ikke til søen)
- ▨ Variationsinterval (25%-75%-fraktiler)
for fynske vandløb
- Tilløb 1, Travnskov Afløb
- ▩ Tilløb 3, Kapelbækken
- Umålt opland

fosforbestemmelsen ikke nødvendigvis "løst" med en forøget prøvetagningsfrekvens.

Afstrømning af kvælstof, fosfor og ferskvand.

Set på årsbasis afstrømmer langt hovedparten (ca. 75%) af ferskvandet til Langesø via Travnskov Afløbet, mens 15-16% afstrømmer via Kapelbækken. Det umålte opland til søen anslås at bidrage med ca. 10% af den samlede ferskvandstilførsel til søen.

Travnskov Afløbet og Kapelbækken udgør til sammenligning henholdsvis 76% og 14% af søens samlede oplandsareal.

Langt hovedparten af kvælstofafstrømningen til Langesø sker via Travnskov Afløbet (79-83%), mens Kapelbækken i perioden 1989-1992 har bidraget med 6-11% af tilførslen på årsbasis.

Ser man på fosforafstrømningen på årsbasis afstrømmer langt hovedparten heraf ligeledes via Travnskov Afløbet (71-79%), mens Kapelbækken har bidraget med 11-18%.

I årene 1989, 1990 og 1991 har størstedelen af kvælstof- og fosforafstrømningen fundet sted i de første måneder på året, mens det i 1992 er sket i de sidste to måneder af året.

3.7 Kortlægning af forureningskilder.

Der er gennemført diverse undersøgelser med henblik på en mere detaljeret kortlægning af forureningskilderne i oplandet til Langesø.

Formålet hermed har bl.a. været at forbedre kendskabet til næringsstofkilderne i oplandet til Langesø. Desuden har de rutinemæssige stoftransportmålinger på tilløbene til Langesø, Travnskov Afløbet og Kapelbækken, vist, at der tilsyneladende sker et forholdsvist større tab af næringsstofferne kvælstof og fosfor fra dette søopland end tilfældet er for andre sammenlignelige oplande på Fyn.

Der blev foretaget to synkrone målerunder af vandkvalitet, bakteriologi og vandføring i flere punkter i hovedtilløbene til Langesø. Den første runde fandt sted i en medianminimumssituation, mens anden målerunde fandt sted i en situation med let nedbør. Topenden af Travnskov Afløbet er dog rørlagt, hvilket gør det svært at opspore næringsstofkilder.

Følgende "resultater" kan uddrages af de hidtil gennemførte undersøgelser:

- Der blev generelt målt det højeste indhold af næringsstoffer samt iltforbrugende stoffer i den øvre ende af Travnskov Afløbet.
- I den øvre ende af Travnskov Afløbet - dér hvor vandløbet starter sit åbne forløb - var opsat en fjerkræindhegning på tværs af vandløbet samt etableret en mindre opdæmning af vandløbet, således at fjerkræene havde

adgang til et "vandhul". Det er muligt, at der i perioder med lille afstrømning har kunnet ophobe sig affaldsstoffer fra fjerkræene, som så ved større afstrømninger er blevet udskyllet og dermed givet anledning til periodisk forhøjede værdier af kvælstof og fosfor. Det skal dog bemærkes, at der formentlig ikke har været tale om mere end 15-20 gæs, hvilket svarer til cirka 0,4 dyreenhed. Belastningen herfra betyder således ikke meget i forhold til den samlede næringsstofbelastning af Langesø, men kan dog introducere usikkerhed ved beregningen af fosforafstrømningen.

- Ved begge målerunder bemærkedes ajleagtig lugt umiddelbart nedstrøms fjerkræindhegningen. Prøverne har ligeledes vist forhøjede ammoniumammoniak-koncentrationer. Det er uafklaret, hvor vidt det har stammet fra gæssene eller der rent faktisk kan være tale om gårdbidrag (det vil sige bidrag fra landbrugsejendommenes gødningsopbevaringsanlæg m.v.).
- I topenden af Travnskov Afløbet - i starten af det åbne forløb - registreredes forhold, som kunne tyde på høj spildevandspåvirkning (sparsom smådyrsfauna (tubificider), lav iltmætning, højt indhold af coliforme bakterier, fosfor og iltforbrugende stoffer).

Der vil i 1993 blive gennemført yderligere undersøgelser i oplandet med henblik på detailkortlægning af forureningskilderne i oplandet til Langesø, herunder også undersøgelser med henblik på at afklare, om der eventuelt måtte forekomme "gårdbidrag" fra møddingspladser o. lign. Kortlægningen vanskeliggøres dog af, at vandløbene i oplandet i vid udstrækning er rørlagt.

3.8 Udviklingstendenser i søens eksterne belastningsforhold.

Der er ikke registreret tegn på, at den kulturbetingede kvælstofbelastning af Langesø er for nedadgående. Kvælstofkoncentrationsniveauet i Travnskov Afløbet har i året 1992 været højere end i de tre foregående år (figur 3.6.1 og tabel 3.6.1). Der er endnu ingen tegn på, at kvælstofafstrømningen fra landbruget er reduceret efter 6 år med Vandmiljøplanen, heller ikke i andre fynske vandløbssystemer (Fyns Amt, 1993a).

Der er på nuværende tidspunkt ikke grundlag for at udtale sig om et eventuelt fald i den kulturbetingede fosforbelastning af søen, selvom fosforbelastningen i 1992 er den laveste, der er registreret siden 1989. Grundet usikkerheder med hensyn til bestemmelsen af fosforafstrømningen til søen fordres flere års målinger for at kunne påvise et eventuelt signifikant fald i fosforbelastningen af søen.

3.9 Vurdering af muligheder for begrænsning af næringsstofftilledninger til søen.

En fremtidig forbedret tilstand af Langesø, hvor det er sikret, at søen opfylder recipientkvalitetsplanens målsætning for søen, fordrer, at der sker en yderligere reduktion i næringsstofftilførslerne til søen. Der kan dog peges på følgende muligheder for en reduktion af belastningen:

- Bedre rensning af spildevandet, der udledes fra spredt bebyggelse i oplandet.
- Marginalisering/ekstensivering af vandløbsnære arealer med henblik på:
 - 1) Tilbageholdelse/omsætning af kvælstof, der afstrømmer fra landbrugsarealer.
 - 2) Tilbageholdelse af fosfor, der ved jorderosion m.v. afstrømmer overfladisk fra dyrkede arealer.

De foranstaltninger, som er iværksat for at sikre, at landbruget lever op til Vandmiljøplanens mål for reduktion af udledningen af næringsstoffer, forventes ad åre at reducere kvælstofafstrømningen med 20% (Fyns Amt, 1993 a). Der forventes ikke umiddelbart nogen reduktion i fosforafstrømningen fra landbrugsarealerne som følge af disse foranstaltninger.

EF's landbrugsreform vil måske give anledning til yderligere reduktion i kvælstofafstrømningen fra landbruget, omend dette endnu er meget uvist.

Vandmiljøplanen stiller ingen krav til udledninger fra spredt bebyggelse.

4. Vandbalance.

Dette afsnit beskriver vandbalancen for Langesø i perioden 1989-1992. Grundvandstilskuddet til søen er ikke målt, men beregnet ud fra den såkaldte vandbalanceligning. Det er herved antaget, at der er balance mellem den vandmængde, der strømmer til søen og den vandmængde, der strømmer fra søen:

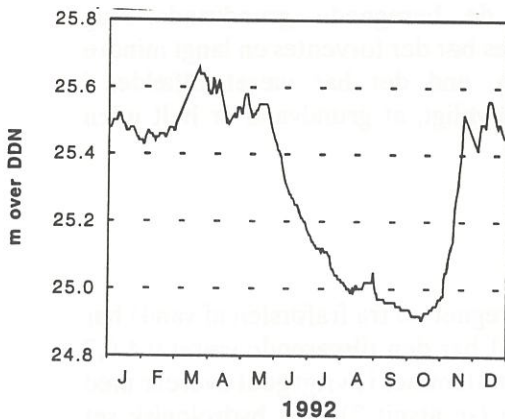
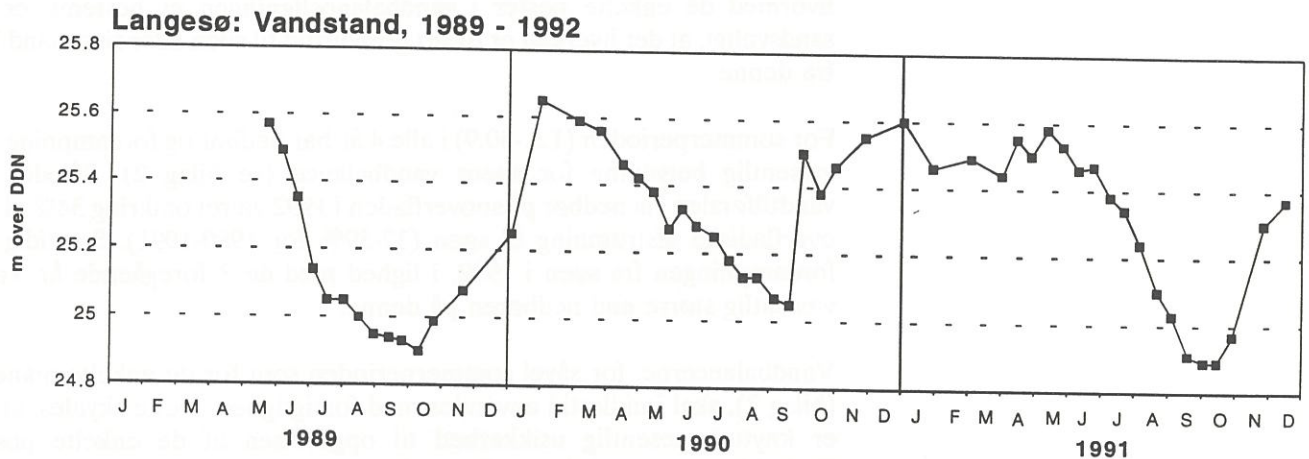
$$Q_{\text{overfl.}} + \text{Nedbør} + \text{Grundvand} = Q_{\text{aflob}} + \text{Fordampning} + \text{Magasinændring.}$$

$Q_{\text{overfl.}}$ betegner den samlede overfladiske afstrømning til søen fra dens topografiske opland og er beregnet på baggrund af målinger i 2 af tilløbene til søen. Dette såkaldte målte opland udgør 90 % af søens samlede opland. Afstrømningen fra restoplandet er beregnet herudfra ved arealkorrektion som beskrevet i bilag 1. Q_{aflob} betegner den samlede afstrømning fra søen via dens afløb.

Magasinændringen beregnes ud fra ændringer i søens vandstand og regnes positive, når der ophobes vand i søen. Et eventuelt beregnet negativt grundvandstilskud betyder derimod, at der underjordisk siver vand ud af søen.

Vandstand.

I figur 4.1 er angivet de målte vandstande i søen i 1989-1992. Værdierne for 1992 stammer fra kontinuerlige målinger og de tidligere fra enkeltmålinger.



Typisk sænkes vandstanden i søen fra årets begyndelse og frem til september-oktober, ikke mindst som et resultat af en regulering af stemmeværket i søens afløb (se afsnit 1). Dette medfører en magasinændring, som umiddelbart må forventes at få stor betydning for søens vandbalance.

Forskellen mellem højeste og laveste vandstand i 1992 har været 75 cm og 65 cm - beregnet ud fra henholdsvis kontinuerlige målinger og enkeltmålinger. For perioden 1989-1991 har de tilsvarende forskelle i vandstanden været 60-71 cm (beregnet ud fra enkeltmålinger).

Vandbalance.

Vandbalancen, på årsbasis, for sommerperioden og på månedsbasis for 1989-1992, er angivet i tabel 4.1, 4.2 og bilag 2.

Fig. 4.1. Vandstand i Langesø 1989-1991 og 1992 målt i meter over "Dansk Normal Nul".

I 1989 er der ikke foretaget vandstandsmålinger i årets første 4 måneder. Det har derfor ikke været muligt at beregne en magasinændring for denne periode. Der er derfor heller ikke beregnet et grundvandsbidrag for hverken denne periode eller for hele året. Idet der i 1992 er udført kontinuerlige vandstandsmålinger, kan det forventes at magasinændringerne er beregnet med større nøjagtighed i dette år end tidligere.

Tabel 4.1 Årlig vandbalance (m^3) for Langesø i perioden 1989-1992.

	$Q_{\text{overflade}}$	$Q_{\text{afløb}}$	Nedbør	Fordampning	Magasinændring	Grundvand
1989	827	827	102	114	-	-
1990	1.470	1.442	141	115	64	11
1991	1.390	1.307	113	108	-19	-108
1992	1.227	1.130	122	118	-2	-98

På årsbasis har den overfladiske afstrømning til søen i alle 4 år været stort set lige så stor som afstrømningen fra søen (tabel 4.1). Eftersom nedbør og fordampning i overvejende grad har opvejet hinanden og magasinændringerne trods alt har været relativt beskedne, er der ikke fundet nogen væsentlig grundvandtillførsel til søen. Der er i 1992, i lighed med 1991, beregnet et negativt grundvandtilløbsbidrag til søen på 8 % af den overfladiske afstrømning til søen. Tages der imidlertid højde for den usikkerhed, hvormed de enkelte poster i vandbalanceligningen er bestemt, er det sandsynligt, at der hverken er tilført grundvand til søen eller sivet vand bort fra denne.

For sommerperioden (1.5.-30.9) i alle 4 år har nedbør og fordampning haft væsentlig betydning for søens vandbalance (se bilag 2). Således har vandtilførslen via nedbør på søoverfladen i 1992 været omkring 34% af den overfladiske afstrømning til søen (37-59% for 1989-1991). Samtidig har fordampningen fra søen i 1992, i lighed med de 3 foregående år, været væsentlig større end nedbøren på denne.

Vandbalancerne, for såvel sommerperioden som for de enkelte måneder (bilag 2), skal imidlertid anvendes med forsigtighed. Dette skyldes, at der er knyttet væsentlig usikkerhed til opgørelsen af de enkelte poster. Forholdet er specielt synligt, når de beregnede grundvandsbidrag sammenlignes måned for måned. Således bør der forventes en langt mindre årstidsvariation i grundvandtillførslen, end det har været tilfældet i opgørelserne. Det er som nævnt sandsynligt, at grundvand er helt uden betydning for søens vandbalance.

Opholdstid.

Opholdstiden for vandet i Langesø (beregnet ud fra fraførslen af vand) har været knap 0,5 år i 1992. For 1989-1991 har den tilsvarende været 0,4-0,7 år (tabel 4.2). Variationen i opholdstiden stemmer i øvrigt godt overens med variationerne i nedbør og afstrømning (se afsnit 2). I et hydrologisk set normalt år, svarende til de gennemsnitlige forhold i perioden 1976 - 1991, vil vandets opholdstid i Langesø være tæt på 0,4 år.

Opholdstider			1989	1990	1991	1992
Opholdstid (overfladisk tilførsel):						
Hele året	(1.1 - 31.12)	år	0,7	0,4	0,4	0,4
Sommer	(1.5 - 30.9)	år	3,0	1,5	1,8	1,8
Vinter	(1.12 - 31.3)	år	0,4*	0,2	0,2	0,3
Max. måned		år	12	6,7	41	∞
Min. måned		år	0,2	0,1	0,1	0,2
Opholdstid (fraførsel via afløb):						
År	(1.1 - 31.12)	år	0,7	0,4	0,4	0,5
Sommer	(1.5 - 30.9)	år	1,2	1,3	1,2	1,2
Vinter	(1.12 - 31.3)	år	0,5*	0,2	0,2	0,3
Max. måned		år	3,8	1,7	4,5	5,0
Min. måned		år	0,2	0,1	0,1	0,2

Tabel 4.2.
Oversigt over beregnede opholdstider for
vandet i Langesø, 1989-1992.

I sommerperioden har vandets opholdstid været væsentligt længere end for vinterperioden, og fordampningen har til tider oversteget den samlede tilstrømning. I sommermånederne maj og juli 1992 ville der eksempelvis slet ikke have været afløb fra søen uden den sænkning af søens vandspejl, som blev foretaget ved regulering af stemmeværket i søen.

	Total-kvælstof				Total-fosfor				Ortofosfat-fosfor			
	1989	1990	1991	1992	1989	1990	1991	1992	1989	1990	1991	1992
Total tilførsel, kg/år	7.490	14.900	13.400	16.500	305	415	252	194	126	211	132	77
Arealbelastning, g/m ² år	43,6	87,3	78,3	96,5	1,78	2,43	1,48	1,13	0,74	1,23	0,77	0,45
Gns., indløbskonc., mg/l	8,68	9,94	9,47	13,24	0,34	0,27	0,17	0,14	0,15	0,14	0,09	0,06
Gns., udløbskonc., mg/l	4,12	5,78	5,19	5,51	0,17	0,29	0,16	0,19	0,10	0,21	0,09	0,08
Fraførsel, kg/år	3.410	8.340	6.780	6.236	140	416	211	213	86	310	122	92
Nettotab, kg/år	4.070	6.590	6.610	10.282	164	-1	42	-19	40	-99	10	-14
Nettotab, % af tilførsel	54	44	49	62	54	0	16	-10	32	-47	8	-18
Nettotab, g/m ² år	23,8	38,5	38,6	60,1	0,96	0	0,24	-0,11	0,23	-0,58	0,06	-0,08

	Total-jern				Kalcium			
	1989	1990	1991	1992	1989	1990	1991	1992
Total tilførsel, kg/år	1.060	1.990	787	487	84.500	138.000	133.000	135.400
Arealbelastning, g/m ² år	6,21	11,7	4,60	2,85	494	808	779	792
Gns., indløbskonc., mg/l	1,28	1,35	0,57	0,38	102,1	93,9	95,9	110,4
Gns., udløbskonc., mg/l	0,13	0,23	0,16	0,13	78,9	75,0	78,4	85,2
Fraførsel, kg/år	105	331	211	147	65.300	108.000	102.000	96.300
Nettotab, kg/år	957	1.660	576	340	19.200	30.000	308.000	39.100
Nettotab, % af tilførsel	90	83	73	70	23	22	23	29
Nettotab, g/m ² år	5,59	9,71	3,37	1,99	112	175	180	229

Tabel 5.1.
Årlig massebalance for Langesø i perioden
1989-1992.

	Total-kvælstof				Total-fosfor			
	1989	1990	1991	1992	1989	1990	1991	1992
Total tilførsel, kg	783	1430	807	1203	44	100	40	35
Fraførsel, kg	546	644	476	1018	43	69	32	66
Nettotab, kg	237	782	331	186	1	31	8	-31
Nettotab, % af tilførsel	30	55	41	15	2	31	20	-90

Tabel 5.2.
Massebalance for Langesø i sommerperio-
den 1. maj - 30. september, 1989-1992.

5. Søens stofbalance.

I dette afsnit beskrives stofbalancen i perioden 1989-1992 for Langesø for næringsstofferne fosfor og kvælstof, som har betydning for vandplanternes vækst samt jern og kalcium, som har stor betydning for tilbageholdelsen af fosfor i søen.

Ved stofbalancen forstås forskellen mellem tilførsel og fraførsel af et givet stof. I det følgende vurderes både stoftilførsel til og stoffraførsel fra søen, samt stoftilbageholdelse (nettotab af stof angives som positivt) i eller stofafgivelse fra søen (nettotab af stof angives som negativt).

Omsætningen af kvælstof og fosfor i selve søen beskrives efterfølgende i afsnit 6.

Tilførslen af de nævnte stoffer fra søens afstrømningsopland er beregnet på basis af udførte målinger i tilløbene til søen (se afsnit 3 og bilag 1). For kvælstof og fosfor er endvidere beregnet en tilførsel fra atmosfæren. Beregningerne er foretaget på basis af målinger af nedbør på faste målestationer på Fyn (se afsnit 3.3 og bilag 1). Herudover er der for kvælstof og fosfor beregnet en tilførsel som følge af løvfald og fodring af udsatte ænder (se afsnit 3.5 bilag 1).

Som angivet i afsnit 4 er hverken grundvandstilførsel til søen eller udsivning af søvand til grundvandet af nogen betydning. Der er derfor ikke regnet med nogen stoftilførsel/-raførsel i denne forbindelse.

Borttransporten af stof fra søen er beregnet ud fra målinger i søens afløb (se bilag 1).

Stofbalancen for de enkelte stoffer er angivet for 1989-1992 på årsbasis (tabel 5.1), for sommerperioden 1.5.-30.9. (kun kvælstof og fosfor) (tabel 5.2) og på månedsbasis (bilag 3). Månedlige til- og fraførsler af vand og stoffer fremgår endvidere af fig. 5.1 og 5.2.

For en nærmere diskussion af afstrømningsforhold og tilførsler af kvælstof og fosfor henvises til afsnit 3.

Kvælstof

Arealbelastningen af Langesø med total-kvælstof (belastning pr.m² søoverflade) i 1992 har været 96,5 g N/m²*år, hvilket er det største målte i forhold til de 3 foregående år. Arealbelastning i 1992 har dog ikke været væsentligt højere i forhold til 1990 og 1991 (87,3-78,3 g N/m²*år), men har været omtrent to gange så stor som arealbelastningen i 1989.

Arealbelastningen af Langesø er betydelig højere end i de to andre overvågningssøer på Fyn. Således har arealbelastningen for Arreskov Sø og Søholm Sø været henholdsvis 8-12 og 16-36 g/m²*år i perioden 1989-1992. (Fyns Amt, 1993b og 1993c). Arealbelastningen af Langesø er dog kun halvt så stor som for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (77-157 g N/m²*år i 1989-1990)(Kristensen m.fl., 1992).

Den større tilførsel af kvælstof i 1992 skyldes dels en større vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration (beregnet som den totale overfladiske stoftilførsel divideret med den overfladiske vandtilførsel på årsbasis), dels

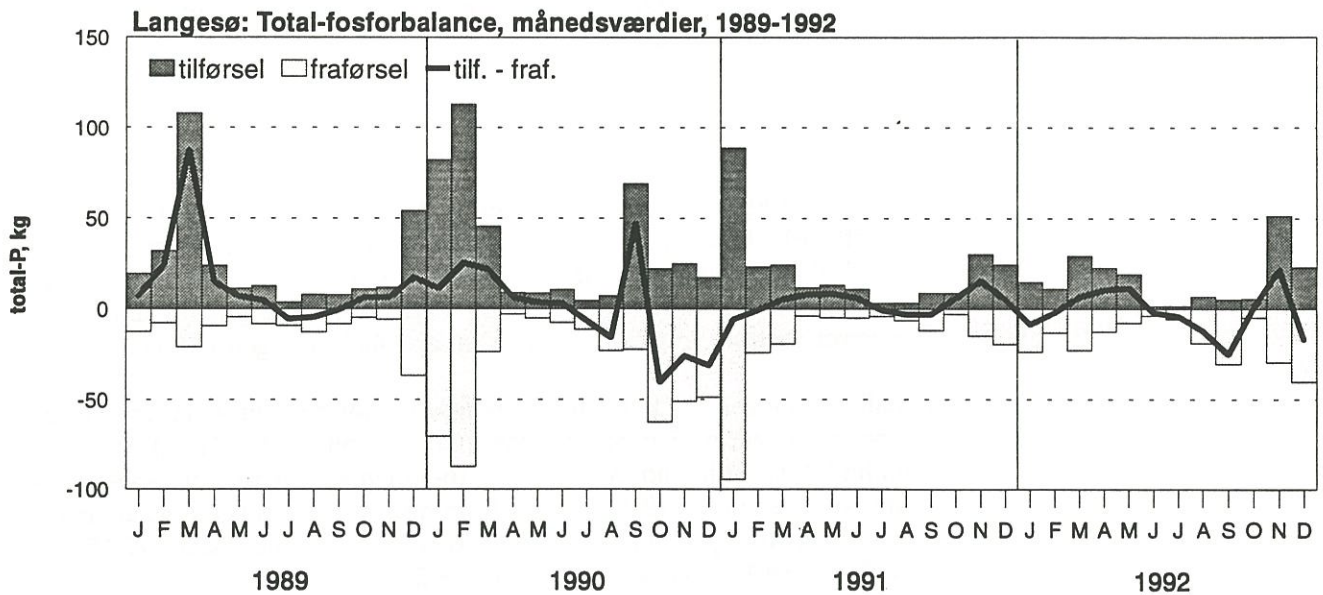
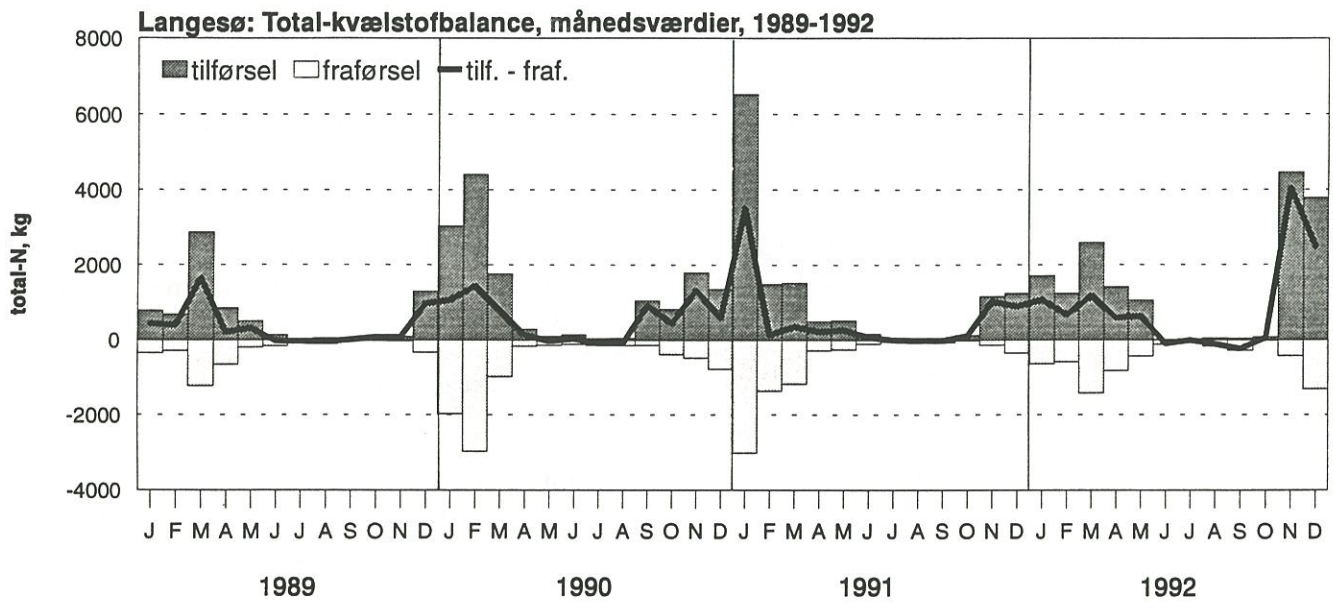
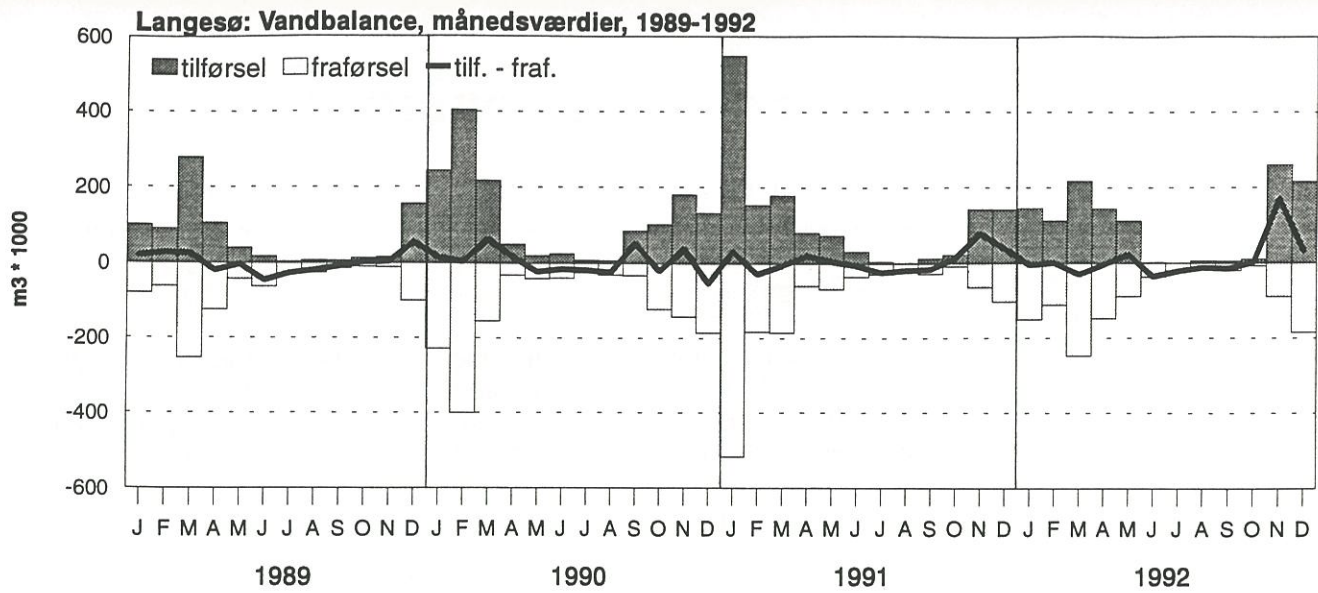


Fig. 5.1. Tilførsel og fraførsel af vand, total-kvælstof og total-fosfor på månedsbasis for Langesø, 1989-1992. Den angivne vandtilførsel er den overfladiske afstrømning til søen fra dens opland. For total-kvælstof og total-fosfor er angivet den totale tilførsel fra opland, atmosfære, løvfald og ænder.

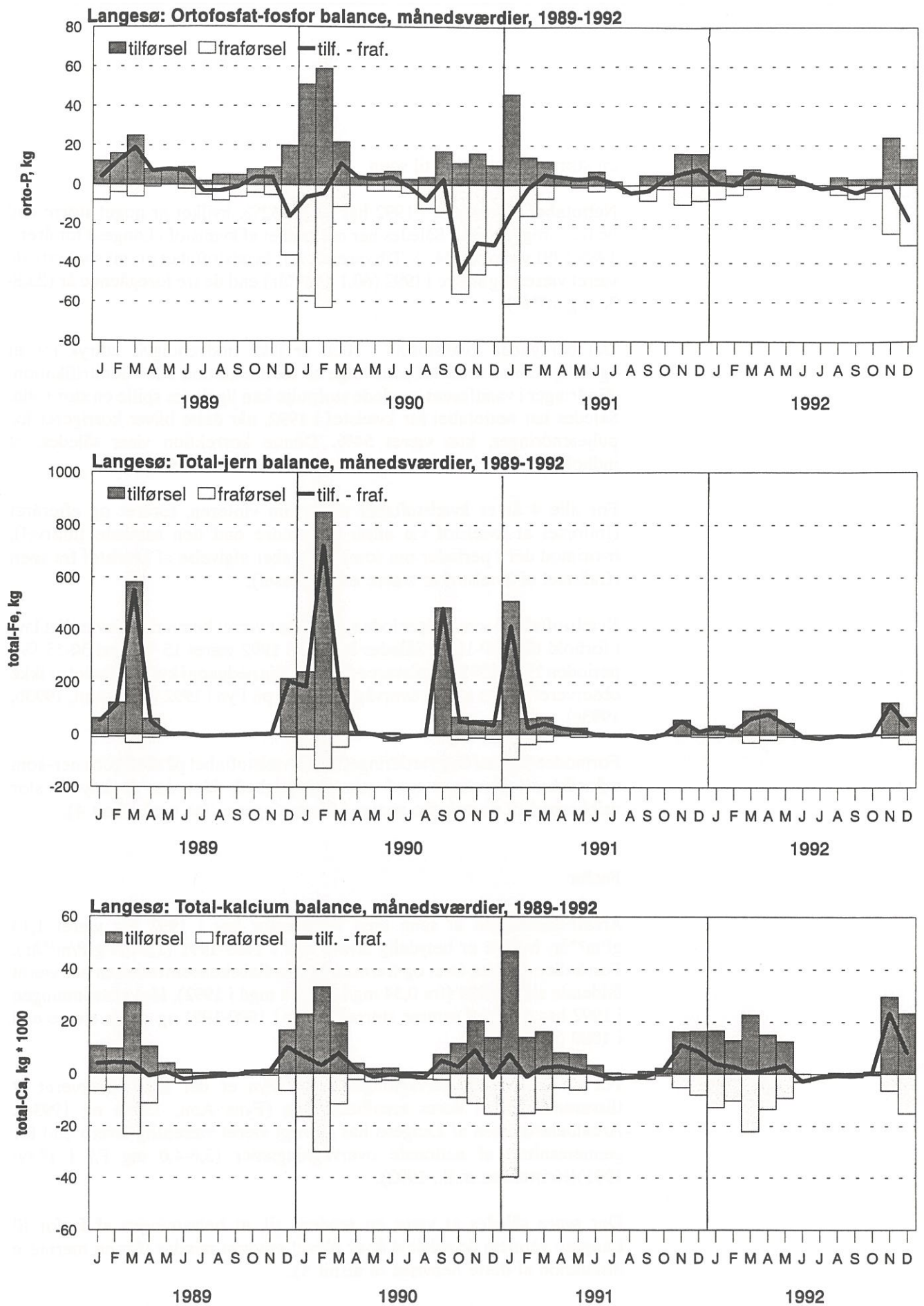


Fig. 5.2. Tilførsel af orto-fosfat, total-jern og kalcium på månedsbasis for Langesø, 1989-1992. Tilførslerne omfatter alene de stofmængder, der tilledes søen via den overfladiske afstrømning.

en større afstrømning til søen.

Nettotabet af kvælstof i 1992 har været 62%, hvilket er noget større end de tre foregående år. Således har nettotabet af kvælstof i Langesø for årene 1989-1991 været 44-54 %. Tilsvarende har kvælstoftabet pr. m² søoverflade været væsentlig større i 1992 (60,1 g/m²*år) end de tre foregående år (23,8-38,6 g/m²*år).

Det beregnede kvælstoftab i søen er ikke nødvendigvis udtryk for et egentligt tab af kvælstof som følge af sedimentation eller denitrifikation. Ændringer i vandfasens samlede stofpulje kan ligeledes spille en stor rolle. Således har nettotabet for kvælstof i 1992, når dette bliver korrigeret for puljeændringer, kun været 54%. Denne korrektion viser således, at indholdet af kvælstof i søvandet er øget hen over året.

For alle 4 år er kvælstoftabet størst om vinteren, foråret og efteråret (fraførsel af kvælstof via afløb er mindre end den samlede tilførsel), hvorimod der i perioder om sommeren sker afgivelse af kvælstof fra søen (fraførsel af kvælstof er større end tilførsel).

Kvælstoftabet i sommerperioden, 1992, har været bemærkelsesværdigt lavt i forhold til 1989-1991. Således har det i 1992 været 15 % mod 30-55 % i perioden 1989-1991. En tilsvarende betydelig nedgang i kvælstoftabet er ikke observeret i de to øvrige overvågningssøer på Fyn i 1992 (Fyns Amt, 1993b, 1993c).

Formodentlig skal dog vurderingerne af kvælstoftabet på såvel sommer- som månedsbasis foretages med stor forsigtighed, idet der er knyttet stor usikkerhed til de enkelte poster i beregningerne (se også afsnit 4).

Fosfor

Arealbelastningen af søen med total-fosfor har i 1992 har været 1,13 gPm²*år, hvilket er betydelig lavere end i 1989-1991 (1,5-2,4 g P/m²*år). Forskellen skyldes først og fremmest, at indløbskoncentrationen har været faldende siden 1989 (fra 0,34 mg/l til 0,14 mg/l i 1992), idet afstrømningen i 1992 har været af samme størrelse som i 1990-1991 og endda større end i 1989 (se afsnit 3).

For de to øvrige overvågningssøer på Fyn er der ikke observeret et tilsvarende fald i deres arealbelastning (Fyns Amt, 1993b og 1993c). Arealbelastningen af Langesø har i øvrigt været væsentlig lavere end for gennemsnittet af nationale overvågningssøer (3,6-4,0 mg P/l i 1989-1991)(Kristensen m.fl., 1992).

Der synes således at være en tendens til, at belastningen af fosfor til Langesø gennem de sidste 4 år er blevet gradvist mindre (for en nærmere diskussion af dette henvises til afsnit 3).

Nettotabet af fosfor i Langesø har i 1992 været -10 %. Søen har således fraført mere fosfor, end der er blevet tilført. Denne større fraførsel end tilførsel er dog ikke umiddelbart udtryk for, at fosfor er fjernet fra

søbunden. Således har nettotabet for fosfor, når dette bliver korrigeret for puljeændringer i søvandet, været 9%, altså en tilførsel af fosfor til søbunden.

Nettotabet fremkommer ved, at indholdet af fosfor i søvandet er blevet mindre hen over året, idet det er blevet fjernet dels via afløbet, dels ved sedimentation. En nærmere diskussion af disse forhold fremgår endvidere af afsnit 6.

Til sammenligning blev der i 1989 og 1991 tilbageholdt henholdsvis 54 % og 16%, mens der har været balance mellem til- og fraførsel af fosfor i 1990.

For alle 4 år tilsammen har der været et nettotab af fosfor på 16% af den samlede tilførsel.

Nettotabet i sommerperioden har i 1992 været -90% og adskiller sig således klart ud fra de foregående år, idet der i 1992 er blevet fraført mere fosfor end tilført. Hovedparten af fosforet, som blev fraført i sommerperioden, blev fraført i månederne august og især september. Nettotabet for sommerperioden de tre foregående år har ligget mellem 2-31% (dvs. tilbageholdelse af fosfor).

Nettotabet af total-fosfor på arealbasis har i 1992 været -0,11 g/m²*år og 0-0,96 g/m²*år for 1989-1991. Til sammenligning har nettotabet af total-fosfor i de to andre overvågningssøer, Arreskov sø og Søholm Sø, i 1989-1992 været henholdsvis 11-20 og -0,14-0,06 g/m²*år (Fyns Amt, 1993b, 1993c).

Der er især fraført store mængder fosfor i perioder, hvor afstrømningen fra søen har været særlig stor. Fraførslen har således typisk været stor i vinterhalvårene.

I sommerperioden bliver der, som nævnt, periodevis fraført mere fosfor end der tilføres. Dette skyldes en betydelig frigivelse af fosfor fra søbunden og derved fosforophobning i søvandet. Der henvises i øvrigt til afsnit 6 for en nærmere uddybning af problemstillingen.

Ortofosfat.

Omkring 40-52 % af den samlede årlige tilførsel af fosfor til Langesø har været på opløst, uorganisk form (ortofosfat-fosfor). Andelen af ortofosfat-fosfor af det fraførte fosfor har derimod i alle år været større (43-70 %). Den større andel af ortofosfat-fosfor, som fraføres, skyldes, at der i perioder er frigivet betydelige mængder ortofosfat fra søbunden, hvorved 80-90% af den fraførte fosfor har været på uorganisk form. Dette har specielt været tilfældet i efterårsmånederne (se afsnit 6).

Der er i 1992 netto fraført 18 % af det tilførte ortofosfat-fosfor. I 1990 har der tilsvarende været en fraførelse (47%), hvorimod der i 1989 og 1991 har været tilbageholdelse (32 og 8%) (se afsnit 6).

Jern

Arealbelastningen af Langesø med total-jern har i 1992 været 2,85 g/m²*år, hvilket er noget lavere end i 1989-1991 (4,6-11,7 g/m²*år), men betydelig større end hvad der er fundet for de to øvrige fynske overvågningssøer (Fyns Amt, 1993b,1993c).

Arealbelastningen af Langesø er dog væsentligt mindre end gennemsnitligt fundet for de nationale overvågningssøer i 1989-1990 (18-19 g/m²*år)(Kristensen m.fl. ,1991).

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-jern i tilløbsvandet til Langesø har i 1989-1992 været 0,38-1,35 mg/l (lavest i 1992). Indholdet af jern i tilløbsvandet er herved omtrent af samme størrelse, som fundet i tilløbsvandet til Arreskov Sø (Fyns Amt 1993b), men mere end dobbelt så stort som det til Søholm Sø (Fyns Amt, 1993c).

Størrelsen af jerntilførslen til søen er afhængig af, om jorden i søernes opland er jernrig. Jerntilførslen til Langesø er formentlig noget større, end hvad der er typisk for de generelt jernfattige fynske jorder.

Nettotabet af total-jern i Langesø har været indenfor samme størrelsesorden (70-90 %) i perioden 1989-1992, men synes at være gradvist faldende gennem årene.

Selvom fosforkoncentrationen i søer primært er bestemt af tilførslen af fosfor fra omgivelserne, er den også afhængig af jerntilførslen. Således bindes en større del af det tilførte fosfor i søbunden i søer med stor jerntilførsel. Det må derfor antages, at den relativt betydelige jerntilførsel til Langesø kan binde fosforen i søvandet og udfælde det til søbunden. De periodevis iltfrie forhold i og ved søbunden bevirker dog, at jernbundet fosfor lejlighedsvis frigives (se afsnit 6). Samtidig frigives formentlig betydelige mængder ferrojern (ikke-iltet jern) fra søbunden.

Kalcium

Arealbelastningen af Langesø med kalcium har i 1992 været 792 g/m²*år og har ikke afvejet væsentligt fra arealbelastningen i 1989-1991 (494-808 g/m²*år). Arealbelastningen i Langesø er, i forhold til de to øvrige overvågningssøer på Fyn i perioden 1989-1992, lidt større end i Søholm Sø (311-524 g/m²*år), og betydeligt større end i Arreskov Sø (94-142 g/m²*år)(Fyns Amt, 1993b og 1993c).

Derimod har den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kalcium i tilløbsvandet til Langesø været meget konstant i perioden 1989-1992 (96-110 mg/l) og af samme størrelse som gennemsnitligt fundet i de to andre fynske overvågningssøer.

Nettotabet af kalcium i Langesø har i 1992 været 29% af tilførslen, hvilket er lidt over nettotabet i 1989-1991 (22-23 %). Nettotabet pr. m² søoverflade har tilsvarende været større i 1992 (229 g/m²*år) end i de 3 foregående år (112-180 g/m²*år).

6. Fysisk-kemiske forhold i søen.

Dette afsnit beskriver de variationer i søens fysisk-kemiske forhold, som er observeret 1992, idet forskelle og ligheder fra tidligere år kommenteres. I denne forbindelse forsøges det endvidere vurderet, i hvilket omfang variationerne er forårsaget af stoftilførsel og stofomsætning i søen.

6.1 Søvand.

Resultaterne af de fysiske/kemiske undersøgelser fremgår af figurerne 6.1.1 - 6.1.5. Derudover findes i bilag 4 beregnede middel- og fraktilværdier for udvalgte variable for sommerperioden (1. maj - 30. september) og vinterperioden (1. december - 31. marts) for de enkelte år.

Vandtemperatur.

Der har hverken i 1992 eller i perioden 1989-1991 været længerevarende isdække på søen (figur 6.1.1). Dette skyldes de usædvanlige milde vintre, der har været i alle årene.

Vandtemperaturen i 1992 har i gennemsnit for sommerperioden været 18,5° C og 13,2° C for året som helhed. Dette er noget højere end de tre foregående år, hvor henholdsvis sommermiddelværdien og årsmiddelværdien har ligget inden for intervallerne 17,6-17,8° C og 12,1-13,0° C. Dette hænger udelukkende sammen med, at sommeren 1992 har været betydeligt varmere end de foregående år (se afsnit 2).

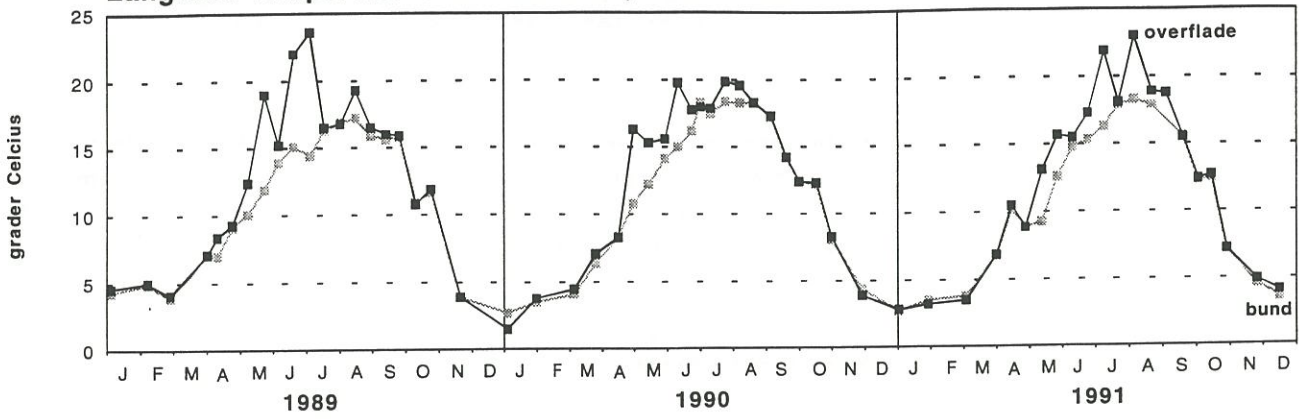
Forløbet i vandtemperaturen i 1992 kan karakteriseres ved, at der fra begyndelsen af året er sket en jævn opvarmning af vandet indtil midten af maj. Herefter er der sket en meget hurtig opvarmning af vandet fra 11 til 20° C over en forholdsvis kort periode. Inden for samme periode opstod også årets eneste egentlige temperaturlagdeling af vandmasserne. Dette hænger nøje sammen med, at der dels har været en markant forøgelse af lufttemperaturen, dels har været skyfrit (kraftig solindstråling). Herefter har temperaturen holdt sig i intervallet 20-22° C indtil sidst i august, hvor den igen er faldet. Den koldeste vandtemperatur i 1992 er målt til 4,1° C.

Sådanne periodevise temperaturlagdelinger af vandmassen opstår kun, når vejret er særlig solrigt og stille. Dette skyldes, at søen er omkranset af høje skovklædte skrænter og orienteret øst-vest, således at vandmassen jævnligt omrøres af de fremherskende vestlige vinde.

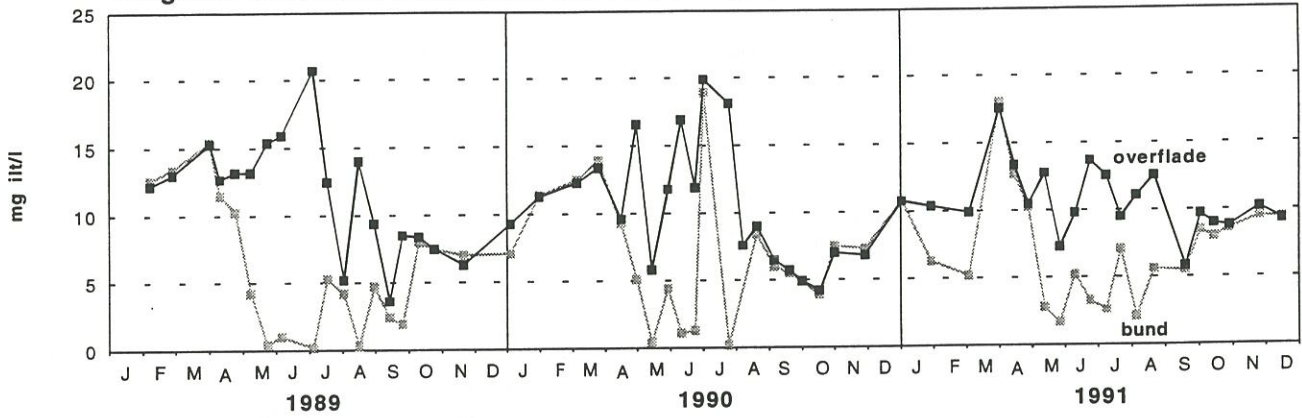
Sigt dybde.

Sigt dybden har i 1992 i sommerperioden været 0,75-2,00 m. Den største sigt dybde i sommerperioden er målt umiddelbart efter et algesammenbrud sidst i maj (figur 6.1.5). Den gennemsnitlige sigt dybde for sommerperioden har været 1,06 m. En tilsvarende sommermiddelværdi er fundet i 1991, men med variation i værdierne (0,45-1,80m). Sommermiddelsigt dybden har været noget mindre i 1989 og 1990, henholdsvis 0,84 og 0,79 m. Sigt dybden følger i øvrigt nøje mængden af partikler i vandet (figur 6.1.2), således at sigt dyb-

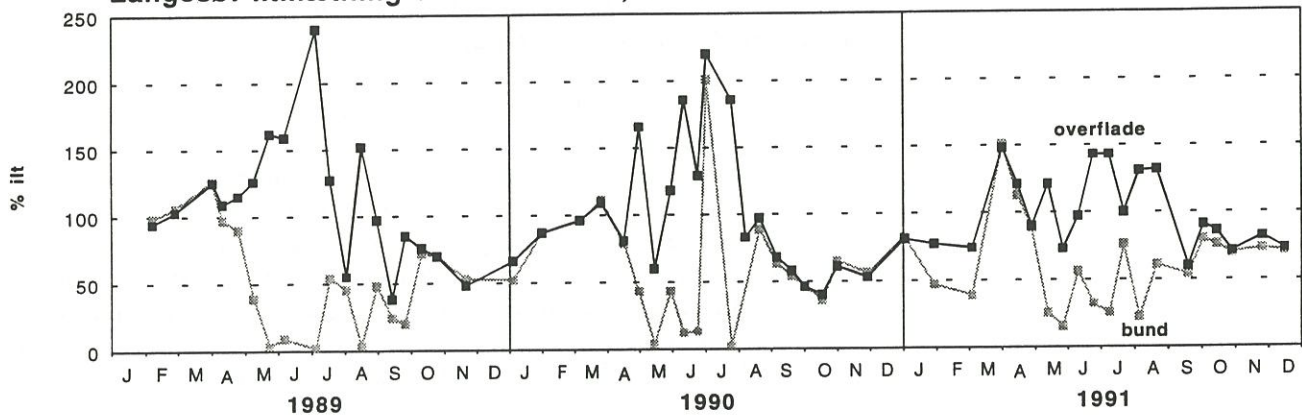
Langesø: Temperatur overflade/bund, 1989 - 1992



Langesø: Iltindhold overflade/bund, 1989 - 1992

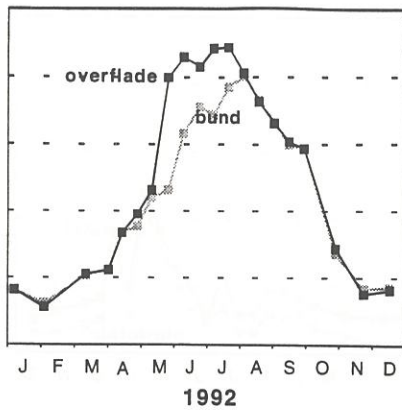


Langesø: Iltmætning overflade/bund, 1989 - 1992



Figur 6.1.1

Temperatur og iltindhold/iltmætning nær vandoverfladen (i 0,2 m's dybde) og lige over bunden i Langesø, 1989-1992.

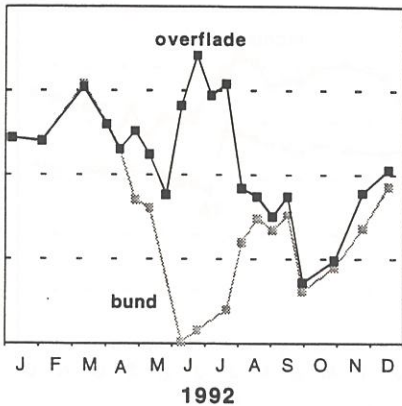


den aftager med øget partikelindhold i vandet. I sommerperioden har størsteparten af partiklerne været udgjort af planteplankton.

Ilt.

Størstedelen af Langesø's vandmasse har i 1992, som i de foregående 3 år, i lange perioder været veliltet, i sommerperioden ofte med iltmætning over 100% og op til ca. 200% (figur 6.1.1) som følge af stor iltproduktion i forbindelse med planktonalgernes vækst. Kun i september-november er der forekommet en periode med undermætning af ilt i de øvre vandmasser. Denne er opstået i forbindelse med efterårets henfald af alger, hvor disse under nedbrydningen forbruger store mængder ilt. Samtidig har mængden af planktonalger til at producere ilt været lille.

Iltindholdet nær søbunden har i 1992, som i de 3 foregående år, været meget lav i sommerperioden. Iltindhold under 2 mg O₂/l er målt fra sidst i maj til sidst i juli og kun i dybder større end 3 m. Særligt lavt iltindhold har typisk optrådt i forbindelse med perioder med temperaturlagdeling (se også afsnittet om vandtemperatur).



Tørstof og glødetab.

Vandets indhold af partikler (figur 6.1.2), målt som indholdet af tørstof, har i det meste af 1992 været mellem 10-20 mg/l, og følger i øvrigt meget nøje udsvingene i algebiomassen. Den største værdi (19 mg/l) blev målt i juli og september måneder og de laveste værdier (5-6 mg/l) i vintermånederne og i maj måned umiddelbart efter et algesammenbrud.

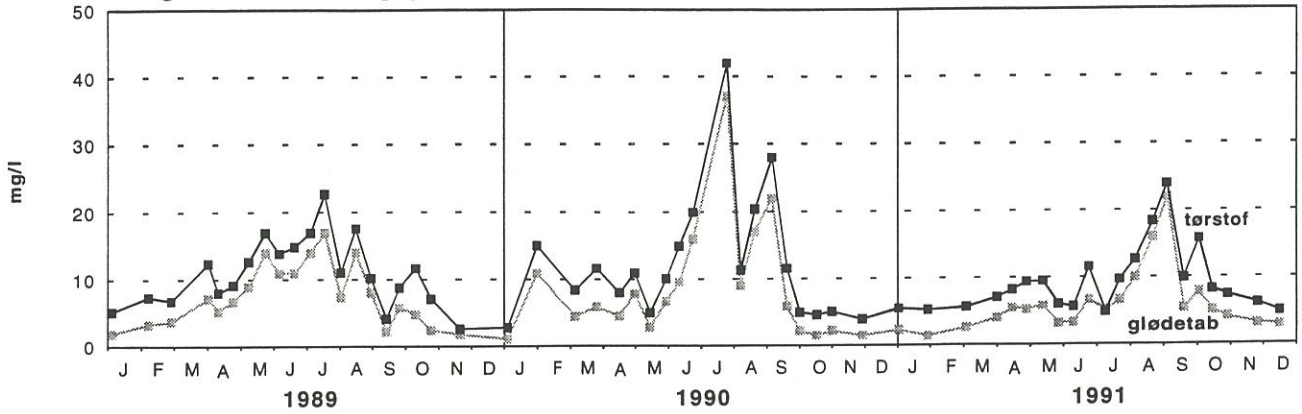
Vandets indhold af partikulært organisk stof (figur 6.1.2), målt som glødetab af tørstoffet, har i 1992 fra årets begyndelse været større end i de foregående år, hvilket hænger sammen med, at der i dette år har været en forholdsvis stor algebiomasse tidligt på året. I øvrigt har glødetabet nøje fulgt tørstofindholdet. Den procentvise mængde af organisk materiale i partiklerne i vandet har været stigende hen over året til et maksimum i september (70-80% af tørstofindholdet). Glødetabets procentvise andel af tørstofindholdet afspejler temmelig nøje den tilstedeværende mængde af planktonalger i vandet. Ved algernes henfald sidst på året eller ved algesammenbrud i sommerperioden falder den procentvise mængde organisk stof i vandet.

I vinterperioden kan den uorganiske andel endvidere stige i forbindelse med de store afstrømninger, som derved tilfører lerpartikler og andre uorganiske fraktioner til søvandet.

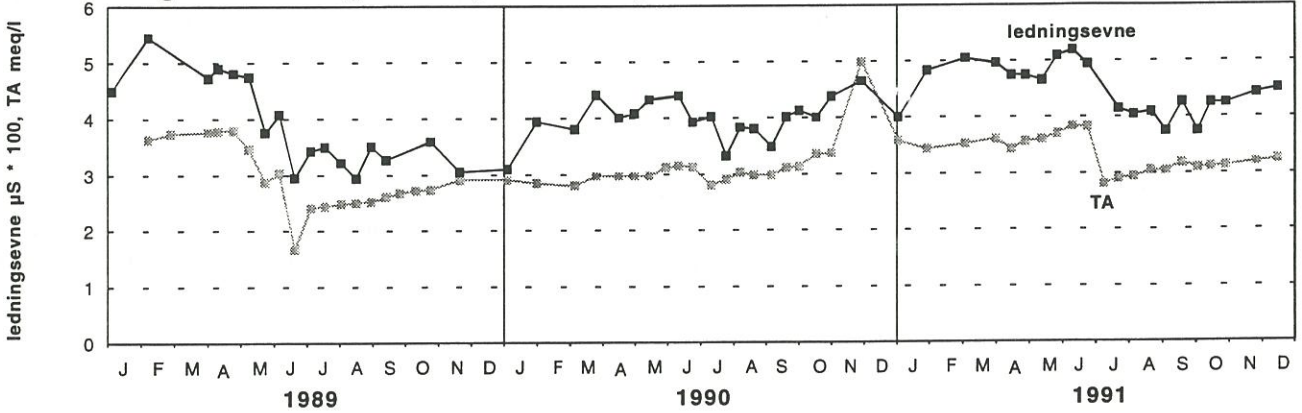
Ledningsevne og alkalinitet.

Både ledningsevnen (figur 6.1.2), der er et mål for indholdet af ioner i søvandet, og totalalkaliniteten, der er et mål for basisk reagerende stoffer, har ligget højt i årets første 5 måneder. Efter et markant fald i juni/juli er der sket en gradvis stigning til det oprindelige niveau sidst på året. Led-

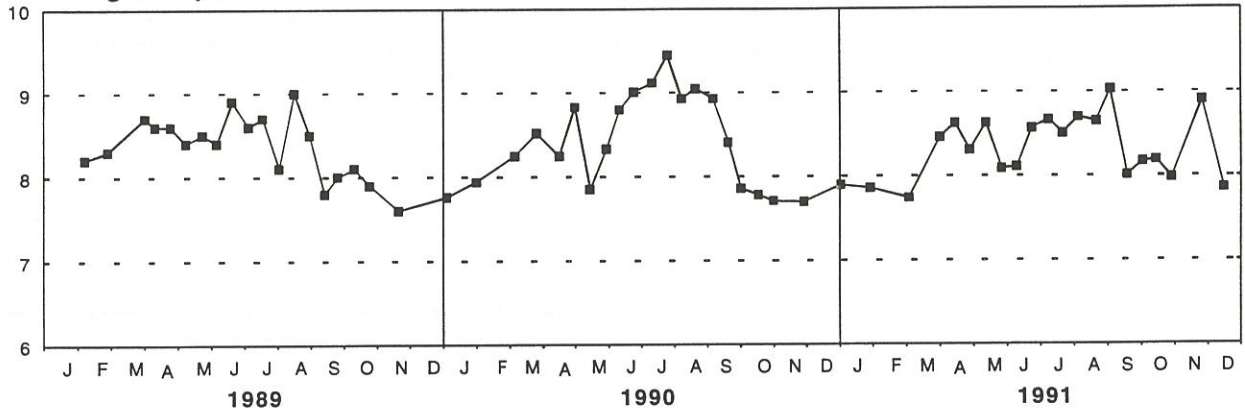
Langesø: Tørstof og glødetab, 1989 - 1992



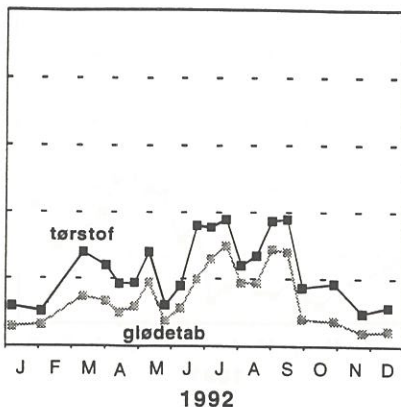
Langesø: Ledningsevne og alkalinitet, 1989 - 1992



Langesø: pH, 1989 - 1992



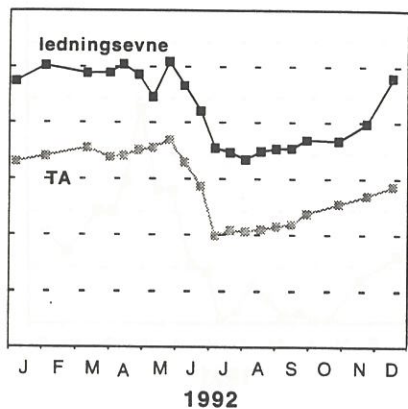
Figur 6.1.2
Indhold af partikulært tørstof, partikulært organisk stof (glødetab), ledningsevne, total-alkalinitet og pH i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1992.



ningsevnen og total-alkaliniteten ligger i øvrigt på et niveau, som er typisk for kalkrige søer.

Et tilsvarende markant fald i totalalkaliniteten og ledningsevnen, som i juni/juli 1992, blev observeret i 1989. Faldet i ledningsevnen og totalalkaliniteten sker i forbindelse med opblomstring af algebiomassen. Algerne forbruger i forbindelse med deres vækst kuldioxid-forbindelser fra vandet, som således medfører et fald i ledningsevnen og totalalkaliniteten.

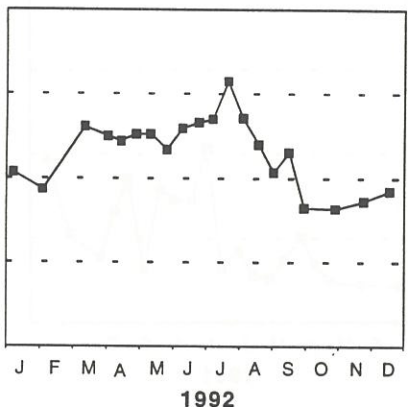
Planteplanktonet på det pågældende tidspunkt har i 1992 og 1989 været domineret af den hurtigt voksende grønalge *Carteria*, som via sin hurtige vækst har skabt netop dette markante fald. Et tilsvarende markant fald i ledningsevnen og total alkaliniteten er ikke observeret i 1990-1991, hvor mere langsomtvoksende blågrønner har domineret.



pH.

Søvandets surhedsgrad, pH (figur 6.1.2), har i sommerperioden 1992 i middel været 8,5 med den største målte værdi på 9,2 sidst i juli. Bortset fra denne maksimumsværdi, varierer pH typisk i intervallet 7,5-8,5 for året som helhed.

pH varierer i takt med planktonalgernes vækst (se afsnit om ledningsevne og total-alkalinitet og afsnit 7). pH-niveauet har ikke været væsentlig forskellige de 4 år.

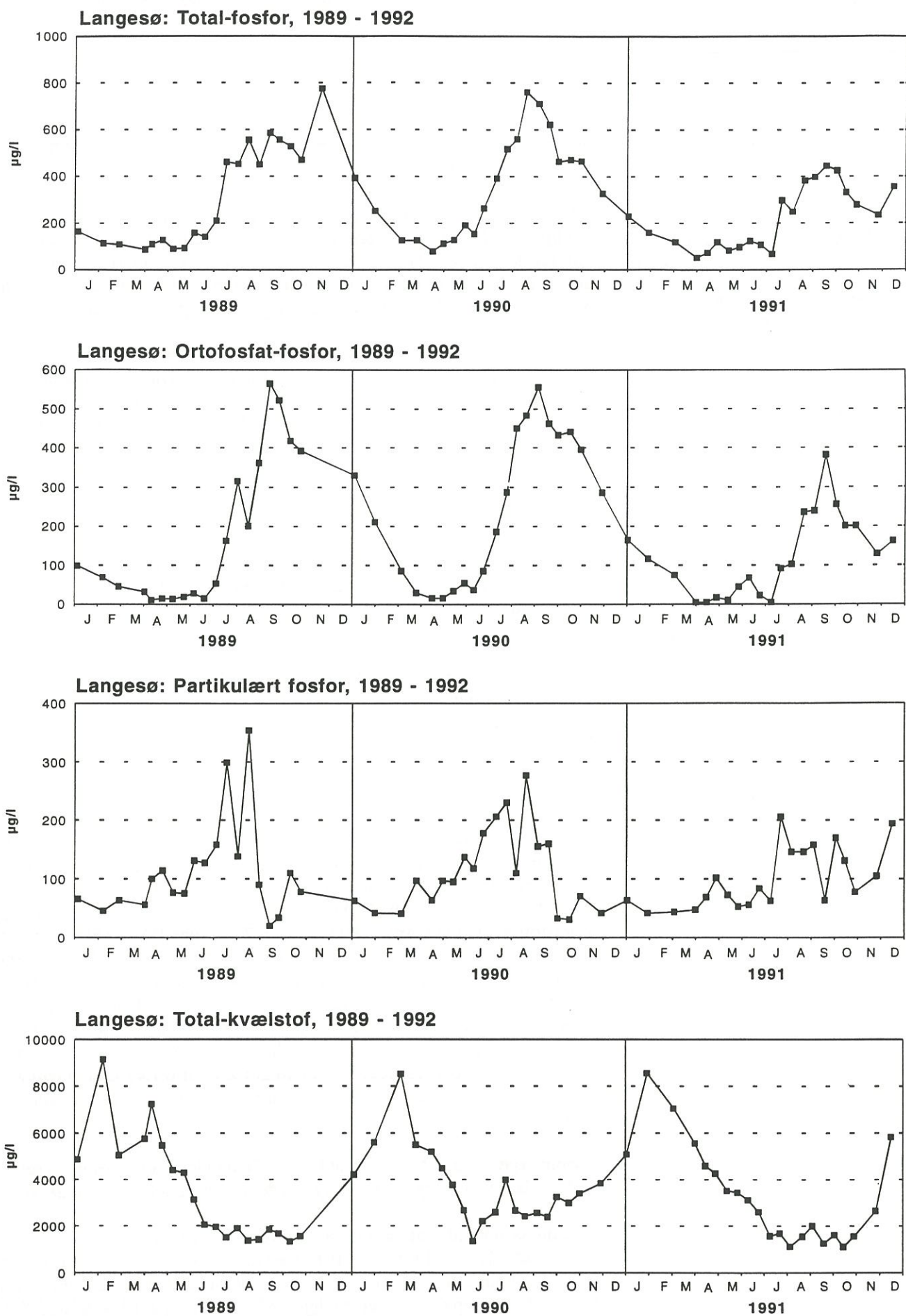


Kvælstof.

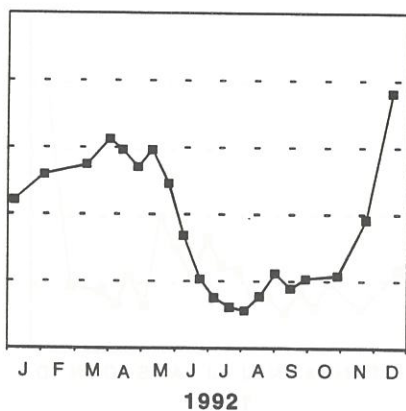
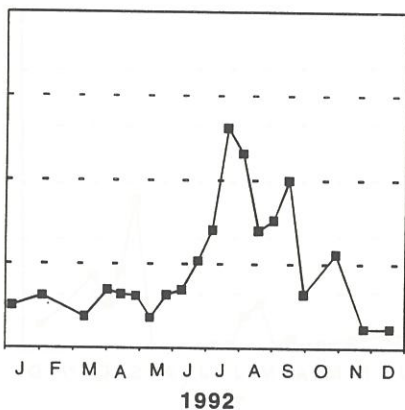
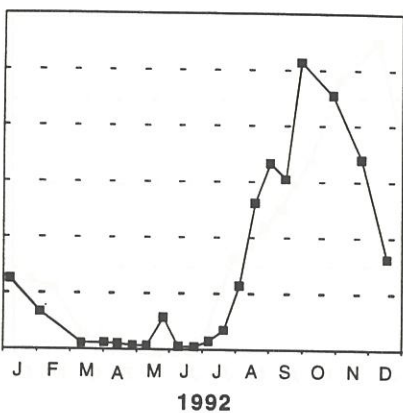
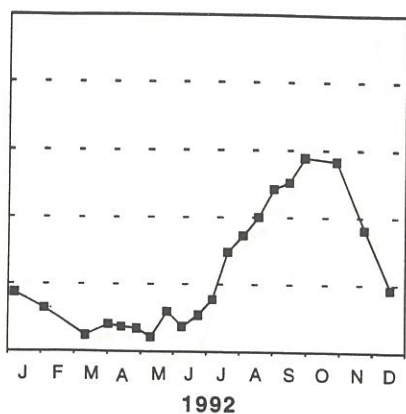
Indholdet af total-kvælstof (figur 6.1.3) har været højt ved starten af 1992 og toppede i begyndelsen af april med 6300 $\mu\text{g/l}$. Maksimumsværdien i forårsperioden 1992 har dog været noget lavere end i de tre foregående år, hvor den har været 7000-9000 $\mu\text{g/l}$ (det skal bemærkes, at en medtaget kvælstofværdi i Fyns Amt (1992) fra den 7. februar 1989 er blevet vurderet til at være behæftet med fejl, hvorfor værdien herefter er blevet slettet). Koncentrationen af total-kvælstof falder herefter jævnt til omkring 1100 $\mu\text{g/l}$ i august. Indholdet af total-kvælstof er igen steget voldsomt fra november til december. Stigningen af total-kvælstof i efteråret skyldes, at omsætningen af organisk materiale er øget, som følge af at iltforholdene ved søbunden i denne periode blev forbedret væsentligt (se figur 6.1.4), men navnlig også som følge af en betydelig kvælstofafstrømning til søen i november- december måneder (se afsnit 5).

I sommerperioden 1992 har total-kvælstofindholdet i gennemsnit været 2600 $\mu\text{g/l}$, hvilket ikke afviger væsentligt fra de 3 foregående år (2200-2800 $\mu\text{g/l}$).

Søvandets indhold af opløst uorganisk kvælstof, hvilket for langt størstedelen har været udgjort af nitrat+nitrit kvælstof (figur 6.1.4), har fra januar til juli haft samme forløb som for total-kvælstof, idet hovedparten af total-kvælstoffet netop da har været udgjort af opløst uorganisk kvælstof. Faldet skyldes, at det opløste uorganiske kvælstof er blevet optaget af planktonalgerne. Samtidig forsvinder der kvælstof fra søvandet, primært ved



Figur 6.1.3
 Indhold af total-fosfor, uorganisk fosfor, partikulært fosfor og total-kvælstof i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1992.



bundfældning af døde alger og dyreplankton, men formodentlig også ved denitrifikation (se afsnit 6.3).

Igennem sommerperioden har indholdet af opløst uorganisk kvælstof været gennemsnitligt 1300 $\mu\text{g/l}$, men har i perioder nået meget lave værdier (minimum 15 $\mu\text{g/l}$). Fra sidst i september til december er koncentrationen igen steget som følge af dels frigivelse af betydelige mængder ammoniumkvælstof (maksimum 1150 $\mu\text{g/l}$) fra søbunden og omdannelse af dette til nitrit+nitrat kvælstof, dels en meget stor tilførsel af kvælstof via tilløbene til søen i november og december måneder (se figur 5.1). Indholdet af ammoniumkvælstof har været gennemsnitligt 200 $\mu\text{g/l}$ på årsbasis, men i det meste året omkring 10-20 $\mu\text{g/l}$.

Med undtagelse af forårsperioden har niveauerne og variationerne for de enkelte kvælstof-fraktioner i 1992 lignet dem i årene 1989-1991. For forårsperioden har niveauet i 1992, i lighed med 1989, været lidt lavere end 1990-1991. Dette skyldes sandsynligvis, at der i de forholdsvis tørre forårsperioder i 1989 og 1992 er blevet udvasket mindre mængder kvælstof fra oplandet (se endvidere afsnit 3.2).

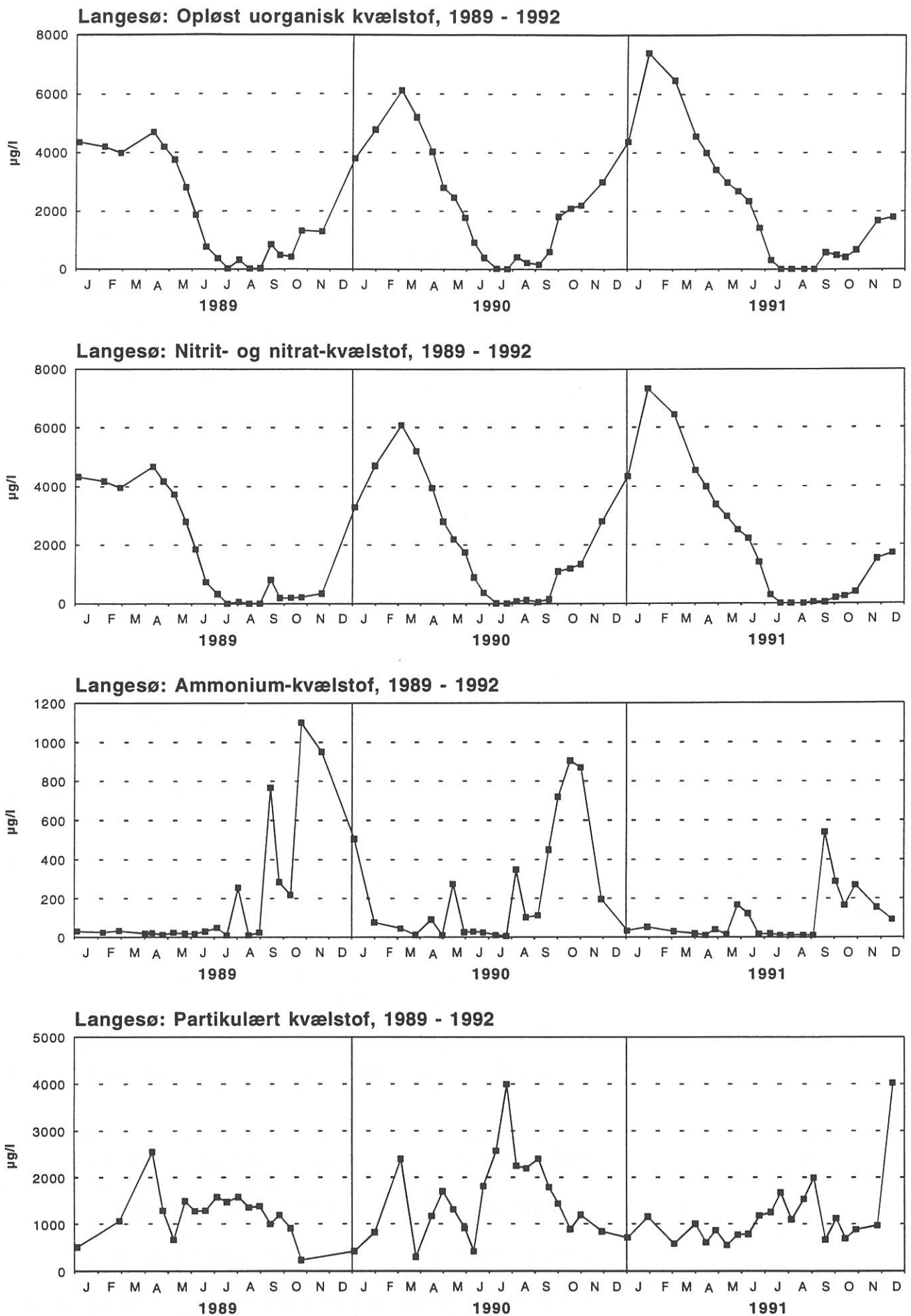
Fosfor.

Indholdet af total-fosfor i søvandet (figur 6.1.3) har ved starten af 1992 været ca. 200 $\mu\text{g/l}$, hvorefter det er reduceret frem til marts. I samme periode er indholdet af opløst uorganisk fosfor (ortofosfat-fosfor) (figur 6.1.3) reduceret tilsvarende. Indholdet af uorganisk fosfor er blevet mindre i denne periode, sandsynligvis som følge af planktonalgerne vækst, men en betydelig tilførsel af jern fra tilløbene i samme periode kan muligvis have medvirket til, at der også er blevet dannet tungtopløselige jern/fosfor forbindelser, som herefter er udfældet til søbunden (se afsnit 6.3 for en nærmere diskussion af dette emne). I perioden april-juni er der i flere tilfælde målt meget lave indhold af opløst uorganisk fosfor (mindre end 10 $\mu\text{g/l}$).

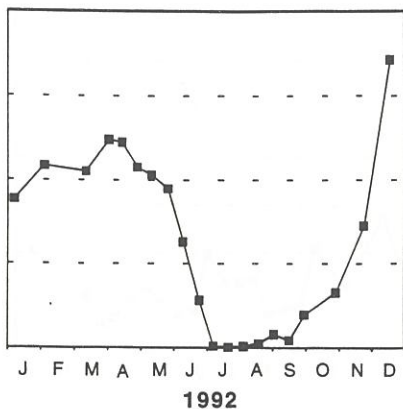
Fra begyndelsen af juli og frem til slutningen af september 1992 sker en markant forøgelse af såvel indholdet af total-fosfor som opløst uorganisk fosfor, primært som følge af frigivelse af opløst uorganisk fosfor fra søbunden. I denne periode når indholdet af total-P og opløst organisk fosfor op på et maksimum på henholdsvis 578 og 514 $\mu\text{g/l}$. Frigivelsen skyldes dels dårlige iltforhold i søbunden, hvor specielt jernbundet fosfor frigives, dels mineralisering af fosfor, som er bundfældet med døde alger.

I sommerperioden 1992 har indholdet af total-fosfor og opløst uorganisk fosfor i gennemsnit været henholdsvis 266 og 133 $\mu\text{g/l}$. Andelen af opløst uorganisk fosfor har dog været langt mindre i visse dele af sommerperioden, hvor næsten alt fosfor findes indbygget i planktonalgerne.

Årsvariationerne i total-fosfor, opløst uorganisk fosfor og dermed også partikulært fosfor (figur 6.1.3) har i 1992 fulgt stort set samme forløb som i 1989-1991. Indholdet af total-fosfor har dog i 1992 i gennemsnit for sommerperioden været noget højere end i 1991 (227 $\mu\text{g/l}$), men stadigvæk mindre end 1989 og 1990 (331 og 415 $\mu\text{g/l}$). Tilsvarende har indholdet af



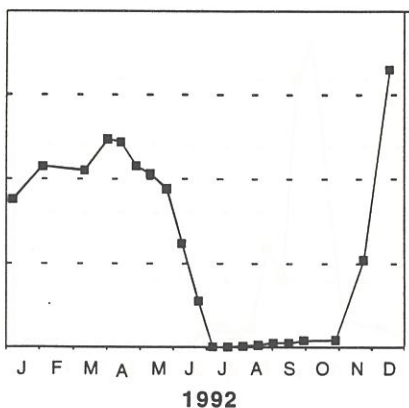
Figur 6.1.4
 Indhold af opløst uorganisk kvælstof, nitrit + nitrat-kvælstof, ammonium-kvælstof og partikulært kvælstof i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) i Langesø, 1989-1992.



opløst uorganisk fosfor været lidt højere i 1992 i forhold til 1991 (121 $\mu\text{g/l}$), men betydelig mindre end 1989 og 1990 (192 og 255 $\mu\text{g/l}$). Det maksimale indhold af opløst uorganisk fosfor har i 1992 været på samme niveau som i 1989 og 1991 (565 og 556 $\mu\text{g/l}$), i modsætning til 1991, hvor der kun er målt en maksimumsværdi på 382 $\mu\text{g/l}$.

Silicium.

Indholdet af opløst silicium (silikat-silicium) i søvandet (figur 6.1.5) har ved starten af 1992 været 2,9 mg/l. Det er herefter faldet frem til begyndelsen af april, hvor der er målt minimum på 0,09 mg/l. Efter en mindre stigning er indholdet af opløst silicium atter faldet til minimum (0,09 mg/l) sidst i juni, hvorefter det igen har steget til et maksimum på 6,5 mg/l.



Søvandets indhold af opløst silicium har i 1992 i forårsperioden haft nogenlunde samme forløb som i 1989 og 1990. I modsætning hertil har der ikke i 1992 været et tilsvarende fald i koncentrationen i efterårsperioden, som det er set i 1989 og 1991.

Perioder med faldende siliciumindhold i søvandet har i alle år været sammenfaldende med tidspunkter, hvor kiselalger har været i opvækst i planteplanktonet (se afsnit 7). Dette skyldes, at kiselalger i forbindelse med deres vækst udnytter silicium ved opbygning af deres skaller. Det høje indhold af opløst silicium i efteråret 1992 skyldes således, at der ikke er foregået nogen opvækst af kiselalger i sensommeren og efteråret, samtidig med at der fra og med juni er sket en omfattende mineralisering af bundfældede døde kiselalger og efterfølgende frigivelse af opløst silicium til søvandet.

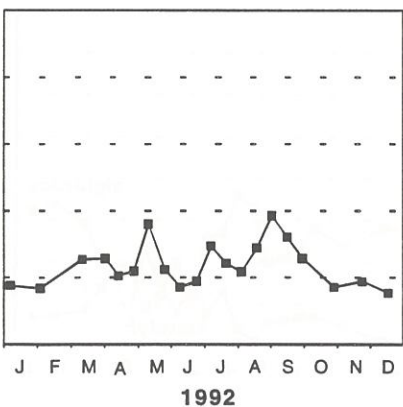
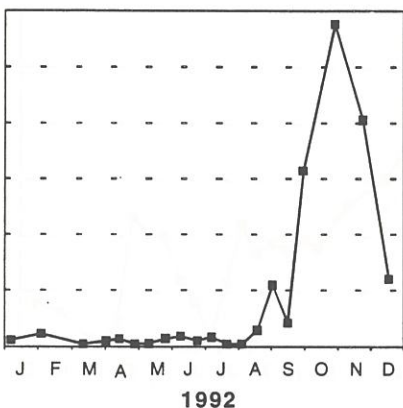
Næringsstoffebegrænsning af algevæksten.

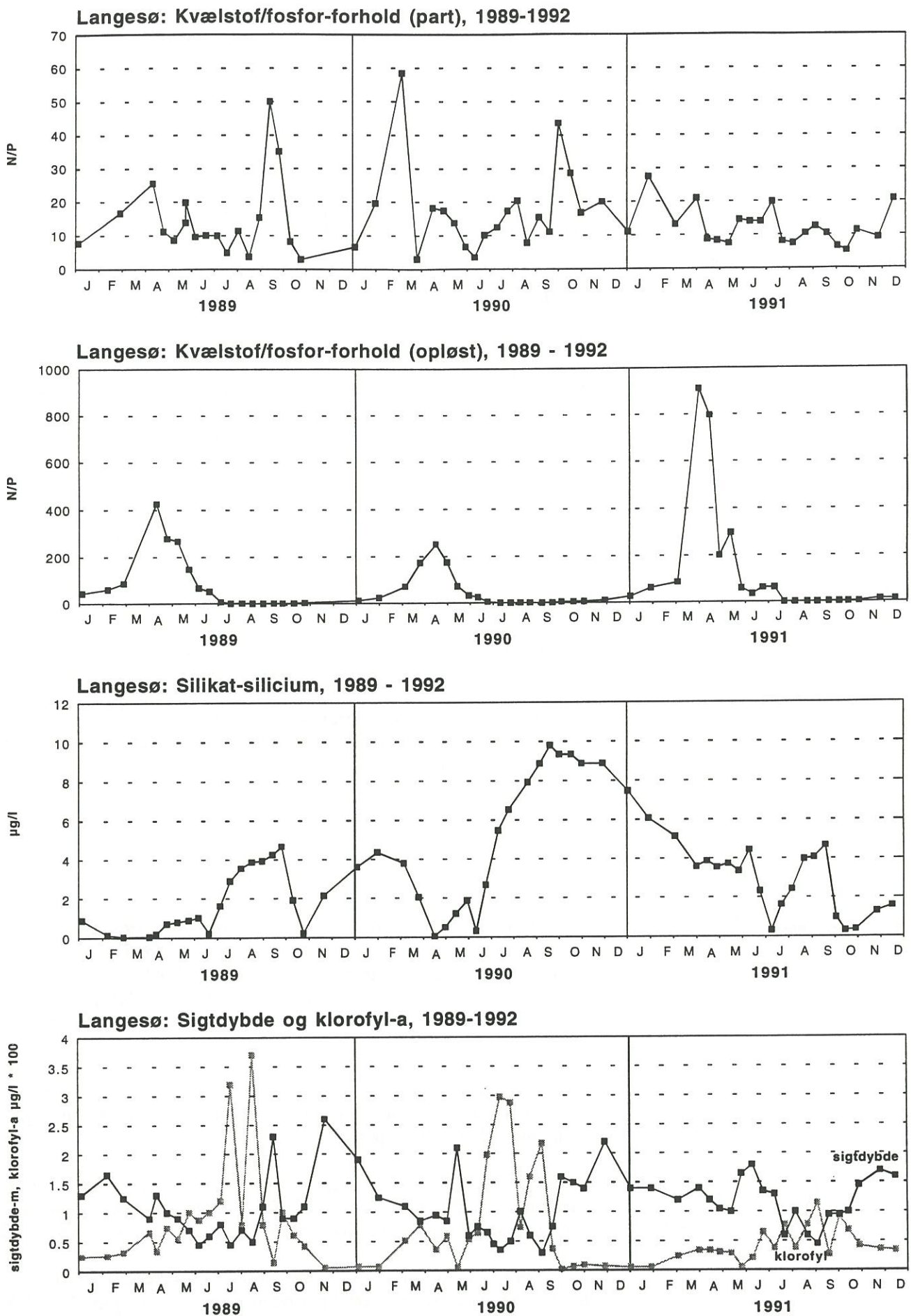
Det optimale forhold mellem kvælstof og fosfor i planktonalger, den såkaldte Redfield-ratio (refereret i Kristensen m.fl., 1991), er anslået til 7 på vægtbasis. Som nævnt vil søvandets indhold af partikulært kvælstof og fosfor ofte være et godt udtryk for algerne indhold af de to stoffer, idet algerne formodes at udgøre langt den største del af vandets partikelindhold. En undtagelse er vindpåvirkede, lavvandede søer med hyppig ophvirvling af bundmateriale.

Kvælstof/fosfor-forholdet i partiklerne i søvandet (figur 6.1.5) har i 1992 varieret fra maksimum 50 (i maj) til minimum 4,6 (i juli) og har i gennemsnit for sommerperioden været 14,4.

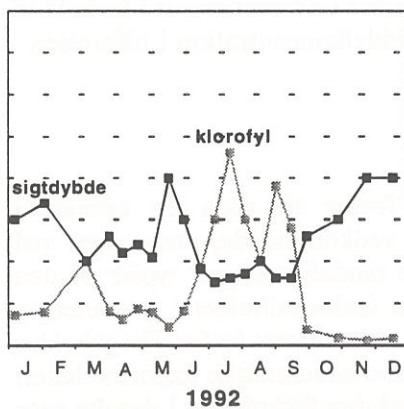
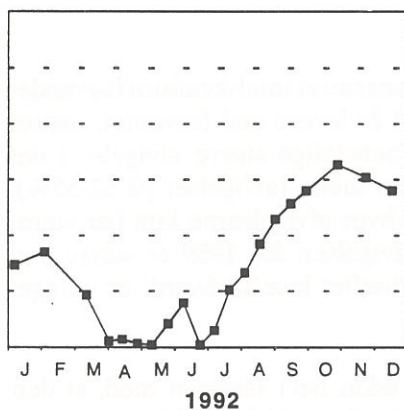
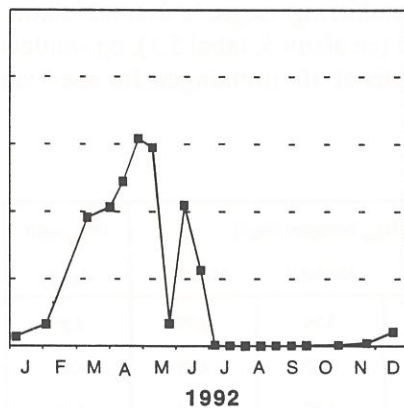
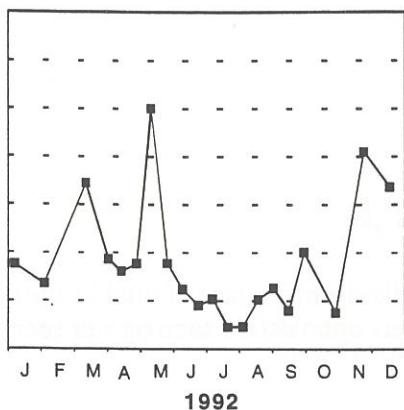
Forholdet mellem de opløste fraktioner heraf (figur 6.1.5) har i samme år varieret mellem fra maksimum 616,4 (i slutningen af april) til minimum 0,3 (i begyndelsen af august) og har om sommeren været gennemsnitlig 137,4.

Kvælstof/fosfor-forholdet har været væsentlig større for den opløste end for den partikulære fraktion i perioden januar -sidst i juni. Samtidig har søvandets indhold af opløst uorganisk fosfor været lavt (< 5-15 $\mu\text{g/l}$) fra marts, hvilket er tidligere end i de foregående år, til begyndelsen af juli.





Figur 6.1.5
 Forhold mellem kvælstof i henholdsvis partikulær og opløst form, indhold af silikat-silicium og klorofyl-a i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder), samt sigtdybde, i Langesø, 1989-1992.



Undtagelsen herfra er en enkel høj værdi sidst i maj (57 $\mu\text{g/l}$). Disse resultater antyder, at fosfor har været begrænsende for planktonalgernes vækst i omtrent hele denne periode. Forløbet i 1992 har ikke afvejet væsentligt fra de 3 foregående år. Kvælstof/fosfor-forholdet for den opløste fraktion nåede dog for både 1992 og 1991 et betydeligt højere niveau end i 1989 og 1990.

Indholdet af opløst uorganisk fosfor har i perioder været så lavt, at det kan have begrænset algerne vækst. Imidlertid har den hurtigtvoksende planktonalge *Carteria* været i god vækst i netop disse perioder. *Carteria*, som er en meget bevægelig planktonalge, kan hente fosfor i bundvandet, hvortil det frigives fra søbunden. *Carteria* var således også dominerende i en periode med ringe koncentration af opløst uorganisk fosfor i søvandet i 1989 (se også afsnit 7.3).

Indholdet af opløst uorganisk kvælstof har i perioden juli til begyndelsen af august været så lavt (< 15-41 $\mu\text{g/l}$), at det kan have begrænset algerne vækst. Tilsvarende har der i omtrent samme perioder i de tre foregående år været lavt indhold af kvælstof.

Mangel på opløst uorganisk silicium har derudover formodentlig bidraget til begrænsning af kiselalgerne vækst i perioden februar til begyndelsen af maj og igen i begyndelsen af juni 1992. Kiselalgerne vækst forud herfor har således stort set opbrugt det tilgængelige opløste silicium (målte værdier omkring 0,09 mg/l).

6.2. Sammenhæng mellem stoftilførsel og stofkoncentration i søen.

Der er for søer udviklet en række simple modeller, som beskriver sammenhængen mellem den årlige tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor til søerne og den koncentration af disse stoffer, som findes i søvandet. Formålet med modellerne er først og fremmest, at de kan bruges som et redskab til at vurdere, hvordan en sø vil ændre sig, såfremt belastningen med kvælstof og fosfor ændres, fx i forbindelse med afskæring af spildevand fra søen eller rensning af spildevandet før udledning til søen.

Kvælstof.

Sammenhængen mellem kvælstoftilførslen til søen og søvandets kvælstofindhold kan beskrives ud fra 3 ligninger, som er opstillet på baggrund af danske undersøgelser (se Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Det fælles grundlag for modellerne er, at søvandskoncentrationen af kvælstof generelt er proportional med kvælstofkoncentrationen i tilløbsvandet, idet dog søens middeldybde og søvandets opholdstid også har en vis indflydelse. De 3 danske modeller, som har vist sig at være de bedste til at beskrive forholdene i danske søer, har følgende udseende:

$$\text{Model 1 } (N)_{\text{sø}} = 0,45 * (N)_{\text{ind}}$$

$$\text{Model 2 } (N)_{sø} = 0,42 * (N)_{ind} * Tw^{-0,11}$$

$$\text{Model 3 } (N)_{sø} = 0,34 * (N)_{ind} * Tw^{-0,16} * z^{0,17},$$

Hvor $(N)_{sø}$ og $(N)_{ind}$ er henholdsvis middelkoncentrationen af total-kvælstof i søvandet og i tilløbsvandet, Tw er vandets opholdstid i søen og z er søens middeldybde.

De 3 modeller er anvendt på resultaterne fra Langesø til beregning af den forventede middelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i hvert af årene 1989-1992. Som $(N)_{ind}$ er benyttet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-kvælstof i tilløbsvandet (se afsnit 5, tabel 5.1), og vandets opholdstid, Tw, i søen er beregnet på basis af afstrømningen fra søen via dens afløb (se afsnit 4, tabel 4.2).

Tabel 6.2.1

Sammenligning mellem teoretisk forventede middelkoncentrationer af total-kvælstof og den aktuelle middelkoncentration af total-kvælstof i søvandet i Langesø, 1989-1992. Se i øvrigt teksten for en nærmere forklaring.

År	$(N)_{ind}$ (mg/l)	Tw år	$(N)_{sø}$ beregnet (mg/l)			$(N)_{sø}$ målt (mg/l)
			Model 1	Model 2	Model 3	
1989	8,68	0,7	3,91	3,79	3,79	3,39
1990	9,94	0,4	4,47	4,62	4,74	4,07
1991	9,47	0,4	4,26	4,40	4,52	3,80
1992	13,24	0,5	5,96	6,00	6,10	3,93

Middeldybden, z: 3,1 m.

Som vist i tabel 6.2.1 er middelkoncentrationerne af total-kvælstof i søvandet ud fra de foretagne målinger i samtlige 4 år lavere end forventet, uanset valget af model. I 1992 er der dog en betydelige større afvigelse i det beregnede kvælstofindhold i forhold til det målte (afvigelser på 52-55%), sammenlignet med de tre foregående år, hvor afvigelserne kun har været 9-16%. Det skal i øvrigt bemærkes at afvigelsen for 1989 er større end angivet i Fyns Amt (1992), idet en fejlbehæftet kvælstofværdi er udtaget af beregningerne.

Den dårlige forudsigtelse i 1992 hænger uden tvivl sammen med, at den meget store afstrømning af kvælstof, som fandt sted i årets sidste måneder, ikke har slået rigtig igennem i søvandet. Den beregnede årsmiddelkoncentration af kvælstof i søvandet bliver derfor underestimeret i forhold til den beregnede vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration i tilførelsen.

Fosfor.

Sammenhængen mellem tilførslen af fosfor til søen og søvandets fosforindhold kan, ligesom for kvælstofs vedkommende, undersøges ved anvendelse af forskellige modeller. Disse modeller bygger typisk på den antagelse, at der proportionalitet mellem fosforindholdet i søvandet og tilløbsvandets fosforindhold, idet en vis del af det tilførte fosfor tilbageholdes i søbunden. Der findes et stort antal sådanne udenlandske fosformodeller, hvoraf især 3 har vist sig egnede til at beskrive forholdene i danske søer (Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990):

$$\text{Model 1 } (P)_{s\ddot{o}} = (P)_{ind} * (1 - R_p),$$

$$\text{hvor } R_p = 5,3/5,3 + L_p/(P)_{ind} \text{ (Canfield \& Bachmann, 1981)}$$

$$\text{Model 2 } (P)_{s\ddot{o}} = (P)_{ind} * (1 - R_p),$$

$$\text{hvor } R_p = (0,11 + 0,18 * Tw)/(1 + 0,18 * Tw) \text{ (Prairie, 1988)}$$

$$\text{Model 3 } (P)_{s\ddot{o}} = (P)_{ind}/(1 + Tw^{0,5}) \text{ (Vollenweider, 1976),}$$

hvor $(P)_{s\ddot{o}}$ og $(P)_{ind}$ er årsmiddelkoncentrationen af total-fosfor i henholdsvis søvandet og i tilløbsvandet, R_p er fosforretentionskoefficienten (et udtryk for, hvor meget tilført fosfor, der tilbageholdes i søen), L_p er den årlige fosforbelastning pr. søareal, og Tw er vandets opholdstid i søen. Bemærk i øvrigt, at enheden for $(P)_{ind}$ er $\mu\text{g/l}$ i model 1 og 2, men mg/l i model 3. De viste modeller er nærmere omtalt i Kristensen, Jensen & Jeppesen (1990), der ved undersøgelser af en række danske søer har fundet, model 3 er specielt egnet til søer med middeldybder (z) større ned 3,5 m, medens model 1 og 2 er bedre i mere lavvandede søer. Endvidere skulle model 1 være bedre end model 2 i søer med kort opholdstid ($Tw < 0,55$).

De 3 omtalte modeller er anvendt på resultaterne fra Langesø til beregning af den forventede middelkoncentration af total-fosfor i søvandet i hvert af årene 1989-1992. Som $(P)_{ind}$ er benyttet den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total-fosfor i tilløbsvandet (se afsnit 5, tabel 5.1), og vandets opholdstid, Tw , i søen er beregnet på basis af afstrømningen fra søen via dens afløb (se afsnit 4, tabel 4.2). Derudover fremgår den årlige fosforbelastning pr. søareal af tabel 5.1.

Tabel 6.2.2

Sammenligning mellem teoretisk forventede middelkoncentrationer af total-fosfor og den aktuelle middelkoncentration af total-fosfor i søvandet i Langesø, 1989-1992.

År	$(P)_{ind}$ mg/l	L_p (mg/m ² år)	Tw år	$(P)_{s\ddot{o}}$ beregn. (mg/l)			$(P)_{s\ddot{o}}$ målt (mg/l)
				Model 1	Model 2	Model 3	
1989	0,342	1780	0,7	0,169	0,270	0,186	0,325
1990	0,267	2430	0,4	0,169	0,222	0,164	0,332
1991	0,167	1480	0,4	0,105	0,139	0,102	0,212
1992	0,142	1133	0,5	0,085	0,115	0,083	0,246

Som vist i tabel 6.2.2 er middelkoncentrationerne af total-fosfor i søvandet ud fra de foretagne målinger i samtlige fire år væsentlig højere end forventet, uanset valget af model. Størst er afvigelserne i 1992 (53-66%), hvor model 3 udviser den mindste afvigelse (53%). For de tre foregående år udviser model 2 den bedste forudsigelse (17-34%).

Generelt giver samtlige 3 modeller således en dårlig beskrivelse af sammenhængen mellem fosforkoncentrationerne i henholdsvis søvandet og indløbsvandet.

Denne dårlige sammenhæng skyldes formodentlig, at der i Langesø ud over den eksterne (udefra kommende) belastning også sker en væsentlig frigivelse af fosfor fra søsedimentet til søvandet (intern belastning). Således har den interne belastning af fosfor i 1992 været betydeligt større end den eksterne tilførsel. For samtlige fire år har den interne belastning udgjort op til 61-86% af den årlige eksterne tilførsel.

6.3 Stofudveksling mellem atmosfære, søvand og sediment.

Ud over den eksterne næringsstofbelastning af søen har også, som netop vist i afsnit 6.2, interne fysisk-kemiske og biologiske processer i søen væsentlig betydning for indholdet af kvælstof og fosfor i søvandet. Det er resultatet af disse interne processer, som beskrives i dette afsnit.

Der er for hver prøvetagningsdato foretaget beregninger af det totale indhold af henholdsvis kvælstof og fosfor i søens vandmasse (puljen af disse stoffer). Puljen af de 2 stoffer er opgjort for hele vandmassen. Ændringerne i puljeværdierne er opgjort på månedsbasis ved lineær interpolation mellem puljeværdierne for de enkelte prøvetagningsdatoer. Der er herefter, ligeledes på månedsbasis, korrigeret for henholdsvis tilførsel og fraførsel af kvælstof og fosfor.

Som resultat heraf er nettotilførslen af kvælstof og fosfor til søvandet via interne processer beregnet dels på månedsbasis, dels på årsbasis.

Kvælstof.

Søvandet tilføres kvælstof bl.a. ved processer som algers optagelse af frit kvælstof (N_2) fra atmosfæren (kvælstoffiksering) og kvælstoffrigivelse fra sedimentet til søvandet (dels ved nedbrydning af bundfældet organisk stof, dels ved ophvirvling af partikler aflejret på søbunden). Der fjernes endvidere kvælstof fra søvandet i forbindelse med bundfældning af organisk stof på søbunden og produktion af frit kvælstof (denitrifikation) især i søbunden og efterfølgende afgivelse af dette kvælstof til søvandet og derefter til atmosfæren. Nettoresultatet af disse processer betegnes som nævnt som nettotilførslen af total-kvælstof til søvandet via interne processer.

Nettotilførslen af total-kvælstof via interne processer for årene 1989-1992 fremgår af tabel 6.3.1, figur 6.3.1 og bilag 5. Det skal til månedsopgørelserne bemærkes, at specielt disse er behæftet med usikkerhed knyttet til bestemmelsen af henholdsvis den eksterne kvælstoftilførsel, kvælstoffraførselen via søens afløb og ændringerne i søens totale kvælstofindhold (kvælstofpuljen).

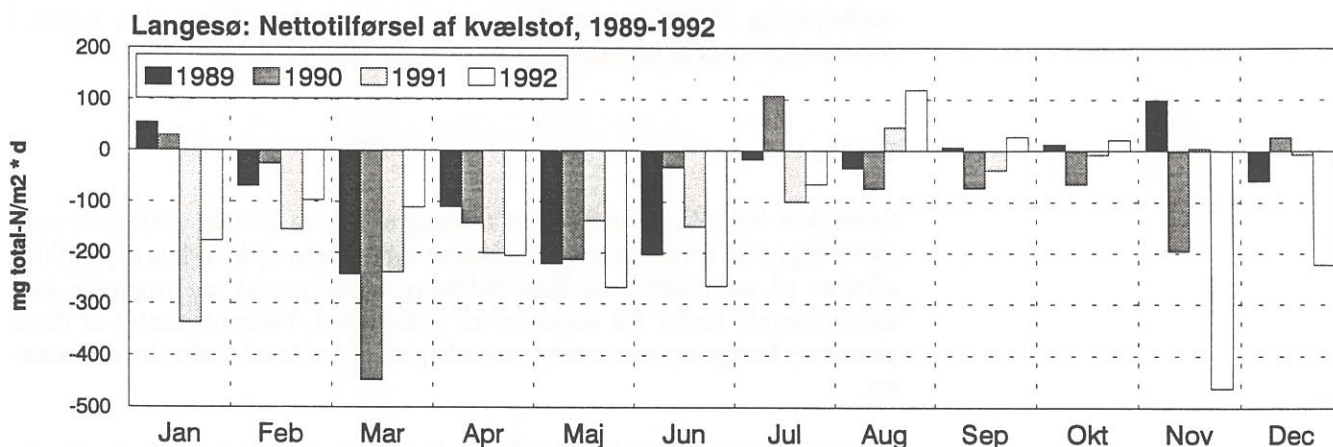
Tabel 6.3.1

Nettotilførsel af total-kvælstof til Langesø's vandmasse via interne processer, 1989-1992. Ved negativ nettotilførsel forstås nettofjernelse.

	1989	1990	1991	1992
Årlig nettotilførsel pr. m^2 søoverflade (g)	-27	-33	-40	-52
Daglig nettotilførsel pr. m^2 søoverflade (mg)	-73	-92	-110	-142
Årlig nettotilførsler (kg)	-4659	-5775	-6845	-8847
Sommer nettotilførsel (kg)	-2455	-1499	-1966	-2354

I 1992 er der beregnet en nettofjernelse (negativ nettotilførsel) af totalkvælstof på 8850 kg. Nettofjernelsen har været betydeligt større i dette år i forhold til de tre foregående år (4660-6850 kg). Dette skal dog ses i forhold til, at den eksterne tilførsel af totalkvælstof i 1992 har været tilsvarende større end de tre foregående år. Således er 54% af det tilførte kvælstof blevet fjernet ved interne processer. Dette ligger indenfor samme interval som for de tre foregående år (39-62%).

Den årlige nettofjernelse af totalkvælstof pr. m² søoverflade har i 1992 været 52 g, med et gennemsnit på 142 mg/dag. Til sammenligning har nettofjernelsen pr. m² søoverflade i 1989-1991 været 27-40 g pr m², svarende til et gennemsnit på 75-100 mg/dag. Bemærkelsesværdigt er det, at nettofjernelsen pr. m² søoverflade har været jævnt stigende de sidste fire år, uanset variationerne i stoftilførslen (se tabel 5.1).



Figur 6.3.1

Nettotilførsel af totalkvælstof til Langesø vandmasse via interne processer, 1989-1992. Ved negativ tilførsel forstås nettofjernelse. Nettotilførselen er på månedsbasis og angivet som mg total N/m² søoverflade* dag.

Nettofjernelsen i sommerperioden 1992 er beregnet til 27% af den totale årlige nettofjernelse. Dette afviger ikke væsentligt fra de tilsvarende værdier i 1990 og 1991 (26% og 29%). 1989 var derimod noget afvigende herfra, idet nettofjernelsen i sommerperioden i dette år udgjorde 53% af den totale årlige nettofjernelse. Den relative lave fjernelse af kvælstof i sommerperioden kan overraske, idet man vil forvente en betydelig større fjernelse af kvælstof som følge af en høj denitrifikation. Denne proces regnes for at være begunstiget af de relativt høje vandtemperaturer, som forekommer i sommerperioden. En mulig forklaring kan, ifølge Kristensen m.fl. (1992), være, at planktonalgerne i sommerperioden optager nitrit + nitrat kvælstof, som tilføres søen, samt det kvælstof, som frigives fra søbunden således, at de bakterier, som denitrificerer kvælstof, kun i begrænset omfang får nitrit + nitrat kvælstof til rådighed for deres denitrifikation.

I vintermånederne må en del af nettofjernelsen af kvælstof sandsynligvis foregå ved bundfældning af partikelbundet kvælstof. Således findes typisk de største tab i perioder med stor tilførsel af kvælstof. I 1992 er der beregnet nettofjernelser på op til 2400 kg (november). Dette betydelige tab, som er det størst beregnede i 1989-1992, er sket netop i forbindelse med en meget stor tilførsel af kvælstof fra tilløbene (figur 5.1).

Opløst uorganisk kvælstof (især nitratkvælstof) har udgjort ca. 80% af kvælstoffet i vinterperioden (1989-1992). Denne store pulje af kvælstof bliver sandsynligvis optaget af planktonalger (især kiselalger) og udfældet

med disse. Denne bundfældning har i givet fald fundet sted fra januar til hen midt på sommeren.

Denne bundfældning af kvælstof kan imidlertid næppe alene forklare nettofjernelsen af dette stof. Samtidig må der således være foregået en væsentlig denitrifikation, som har været begunstiget af de relativt høje vandtemperaturer, som er forekommet i perioden vinter/tidligt forår 1989-1992 (se i øvrigt Fyns Amt, 1992).

Selvom der i sommerperioden i alle 4 år er beregnet en nettofjernelse af kvælstof, formodentlig både ved bundfældning af døde planktonalger og denitrifikation, er der i enkelte sommer- og efterårsmåneder modsat beregnet en nettotilførsel af kvælstof til søvandet.

Denne tilførsel skyldes sandsynligvis frigivelse af ammonium-kvælstof ved nedbrydning af dødt organisk materiale i søbunden. Dette sker typisk i forbindelse med et algesammenbrud - ofte sidst på året.

Fosfor.

Søvandets indhold af total-fosfor afhænger bl.a. af interne processer som fosforfrigivelse fra sedimentet til søvandet (herunder ophvirvling af partikler aflejret på søbunden) og bundfældning af uorganisk og organisk stof indeholdende fosfor fra søvandet til sedimentet. Nettoresultatet af disse processer betegnes, som nævnt, nettofrigivelsen af total-fosfor fra sedimentet.

Nettofrigivelsen af total-fosfor fra sediment til søvand fremgår for årene 1989-1992 af tabel 6.3.2, figur 6.3.2 og bilag 6. Det skal til månedsopgørelserne bemærkes, at specielt disse er behæftet med usikkerhed knyttet til bestemmelsen af henholdsvis den eksterne fosfortilførsel, fosforfratførselen via søens afløb og ændringerne i søens totale fosforindhold (fosforpuljen).

Tabel 6.3.2
Nettotilførsel af total-fosfor for sediment til søvand i Langesø 1989-1992. Ved negativ nettotilførsel forstås nettotilbageholdelse.

	1989	1990	1991	1992
Årlig nettotilførsel pr. m ² søoverflade (g)	-258	-476	-293	-105
Daglig nettotilførsel pr. m ² søoverflade (mg)	-0,68	-1,50	-0,81	-0,34
Årlig nettotilførsel (kg)	-44	-81	-50	-18
Sommer nettotilførsel (kg)	188	176	125	267

Det fremgår af resultaterne, at der på årsbasis i samtlige 4 år er sket en nettobundfældning (negativ nettofrigivelse) af fosfor. Nettobundfældningen i disse år har været mellem 18-81 kg, mindst i 1992 og størst i 1989. I forhold til den udefra kommende fosfortilførsel har den beregnede nettobundfældning af fosfor på årsbasis udgjort 9% i 1992 og 14-19 % for 1989-1991.

Summen af den beregnede fosfornettobundfældning og det beregnede nettofosfortab (se afsnit 5) har i alle årene været forskellig fra fosfortilførselen til søen. Det betyder at fosforpuljen i søvandet har ændret sig fra år til år.

Således er fosforpuljen i søen i 1992 faldet med 36 kg. Efter 1989, hvor der har været en stigning i fosforpuljen på 120 kg, har der efterfølgende været et konstant fald i puljen. Denne er således faldet i alt 127 kg fra 1990 til 1992.

Mens der således på årsbasis er beregnet en nettotilbageholdelse (bundfældning) af fosfor, er der for sommerperioden modsat beregnet en betydelig nettofrigivelse af fosfor fra søbunden. I 1992 er der beregnet en nettofrigivelse på 267 kg. For 1989-1991 er nettofrigivelsen om sommeren tilsvarende beregnet til 125-188 kg.

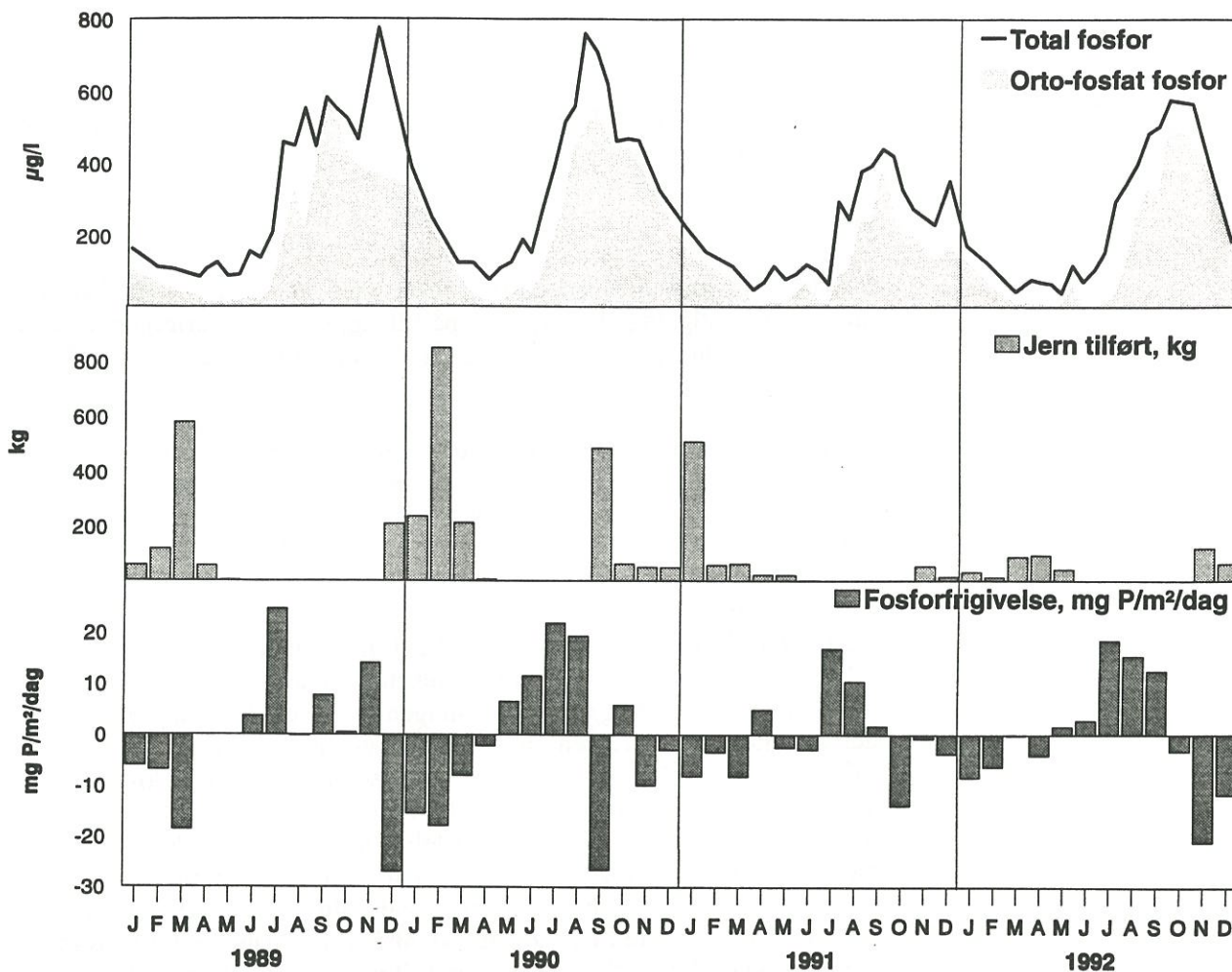
Nettotilbageholdelse af fosfor er i 1992, i lighed med de 3 foregående år, således især foregået i vinterperioden. Særlig stor har tilbageholdelsen været i november 1992 (108 kg). Bundfældningen er herved sket i en periode, hvor der samtidig har været en stor afstrømning til søen, med en betydelig tilførsel af fosfor (se figur 5.1). Bemærkelsesværdigt er det dog, at søens samlede fosforpulje samtidig er blevet reduceret med ca. 30%. En sandsynlig forklaring på dette kan være, at betydelige mængder jern, der samtidig er blevet tilført søen i forbindelse med den store afstrømning, har dannet tungtopløselige forbindelser med orto-fosfat fosfor (opløst uorganisk fosfor), som på dette tidspunkt har udgjort 80-90% af fosforindholdet i søvandet. De tungtopløselige forbindelser er herefter udfældet til søbunden.

I figur 6.3.2 er fosforfrigivelsen og tilførselen af jern anskueliggjort på månedsbasis ved sammenligning med søens indhold af total-fosfor og opløst uorganisk fosfor.

Det fremgår ganske tydeligt af figuren, at der i forbindelse med betydelige jerntilførsler til søen, som oftest i vinterhalvåret, samtidigt har været bundfældning af fosfor. Endvidere fremgår det, at der i samme perioder typisk sker et fald i indholdet af total fosfor og opløst uorganisk i søvandet. I de mellemliggende perioder (som regel sommerperioderne), hvor afstrømningen af jern til søen er lille, findes de største frigivelser af fosfor fra søbunden.

Det bemærkelsesværdigt store fald i Langesø's fosforpulje (kun søvandet) på 82 kg i 1990 kg kan derfor formodentlig forklares ved, at der i dette år har været tilført betydelige større mængder jern end i 1989 og 1991-1992 (se afsnit 5). Det skal dog samtidig bemærkes (se Fyns Amt, 1992) at regulering af stemmeværket i afløbet og dermed ændringer i søens vandstand, opholdstid og afløbsmængder også kan have haft betydning for ændringer i fosforpuljen i søen.

Fosfor indbygget i planktonalger og fosforbundfældning via døde planktonalger synes ikke at have betydning i forbindelse med større ændringer i søens fosforindhold. Således sker de største bundfældninger af fosfor netop i de perioder af året, hvor algevæksten er lav, og hvor algerne formodes at være bundfældet.



Figur 6.3.2
Indhold af totalfosfor og uorganisk fosfor i søvandet nær vandoverfladen (blandingsprøve fra flere dybder) samt tilførsel af jern og daglig frigivelse af fosfor på månedsbasis i Langesø, 1989-1992.

Det er derfor nærliggende at antage, at fosfordynamikken i Langesø i høj grad bliver reguleret af afstrømning af jern til søen, og at jerntilførselen derved afgør, i hvilken retning planteplanktonet både biomasse-mæssigt og artsmæssigt udvikler sig i.

Den maksimale nettofrigivelse af total-fosfor fra søbunden er i sommerperioden beregnet til $18 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{dag}$ i 1992 og $17\text{-}25 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{dag}$ i årene 1989-1991. Den maksimale nettofrigivelse er for alle 4 år fundet i juli måned. Denne nettofrigivelse er forholdsvis stor, men svarer udmærket til, hvad der er fundet for en række andre næringsstofbelastede, lavvandede, danske søer (se Jensen og Andersen, 1990). Det skal hertil bemærkes, at fosforfrigivelsen i Langesø er bestemt ved en anden metode end den af Jensen og Andersen (1990) anvendte. Derudover er frigivelsen i Langesø angivet pr. m^2 søoverflade, og ikke som i Jensen og Andersen (1990) pr. m^2 sedimentoverflade.

7. Biologiske forhold i søen.

Resultaterne, af de udførte biologiske undersøgelser i vandfasen af Langesø i 1989-1992, fremgår af tabellerne 7.1.1-7.1.2, 7.2.1 og 7.2.2, figurerne 7.1.1-7.1.2 og 7.2.1-7.2.3 samt af bilagene 4, 8 og 9. Resultaterne af de øvrige gennemførte biologiske undersøgelser i søen er beskrevet i afsnit 1 i denne rapport samt i Fyns Amts tidligere rapporter om søen (se Fyns Amt, 1990, 1991a og 1992)). I det følgende er undersøgelsesresultaterne for de mikroskopiske organismer i søvandet, plante-og dyreplanktonet, i 1992 beskrevet, idet forskelle og ligheder med de tidligere år samtidig er kommenteret.

7.1 Planteplankton.

Artssammensætning.

Der er i alt registreret 91 arter/slægter i planteplanktonet i Langesø i 1992 (se bilag 8). Heraf tilhører 54 arter/slægter, som er karakteristiske for næringsrige danske søer. Der er således registreret 17 arter/slægter af blågrønalger, 5 arter/slægter af centriske kiselalger, 1 art øjealge og 31 arter/slægter af chlorococcale grønalger. 15 arter/slægter tilhører algegrupper, som har deres hovedudbredelse i "rentvandede" søer nemlig; gulalger (3 arter/slægter), furealger (7 arter/slægter) og desmidiacé-grønalger (5 arter/slægter).

I 1991 blev der fundet 97 algearter og i 1989-1990 henholdsvis 84 og 80 algearter. I alle fire år tilsammen er der fundet 152 algearter i planktonet. Adskillige af disse arter er imidlertid kun fundet i et enkelt af årene. Således er der i 1992 fundet 17 nye algearter.

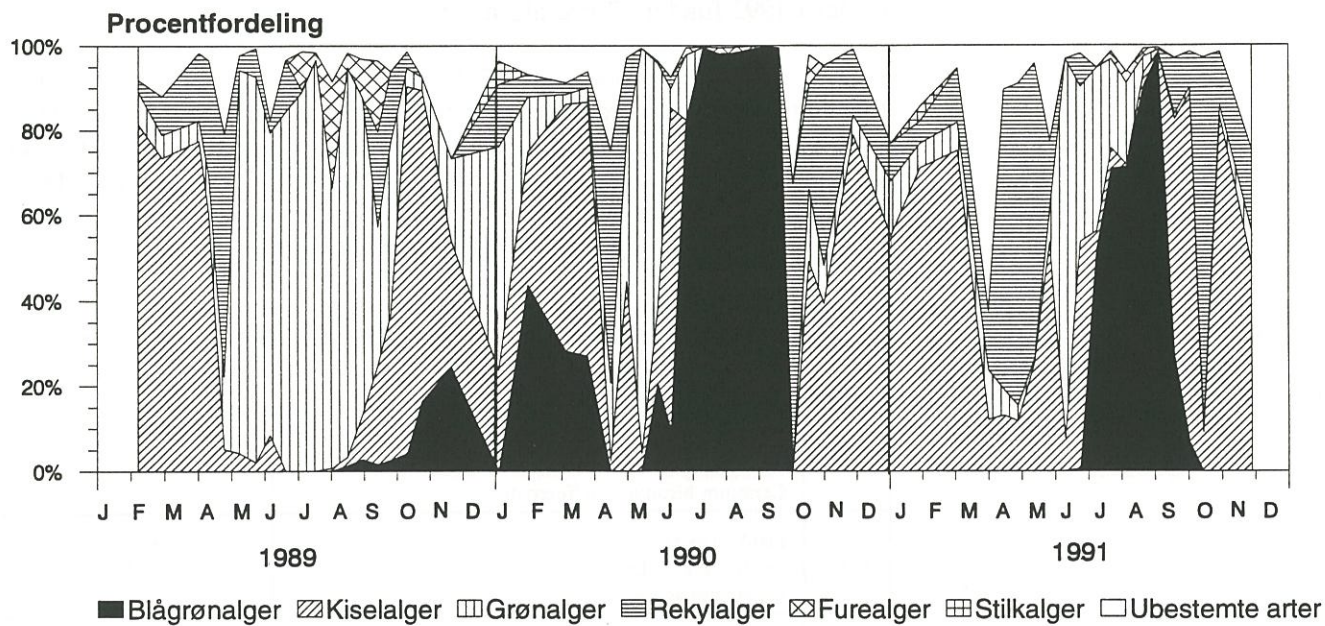
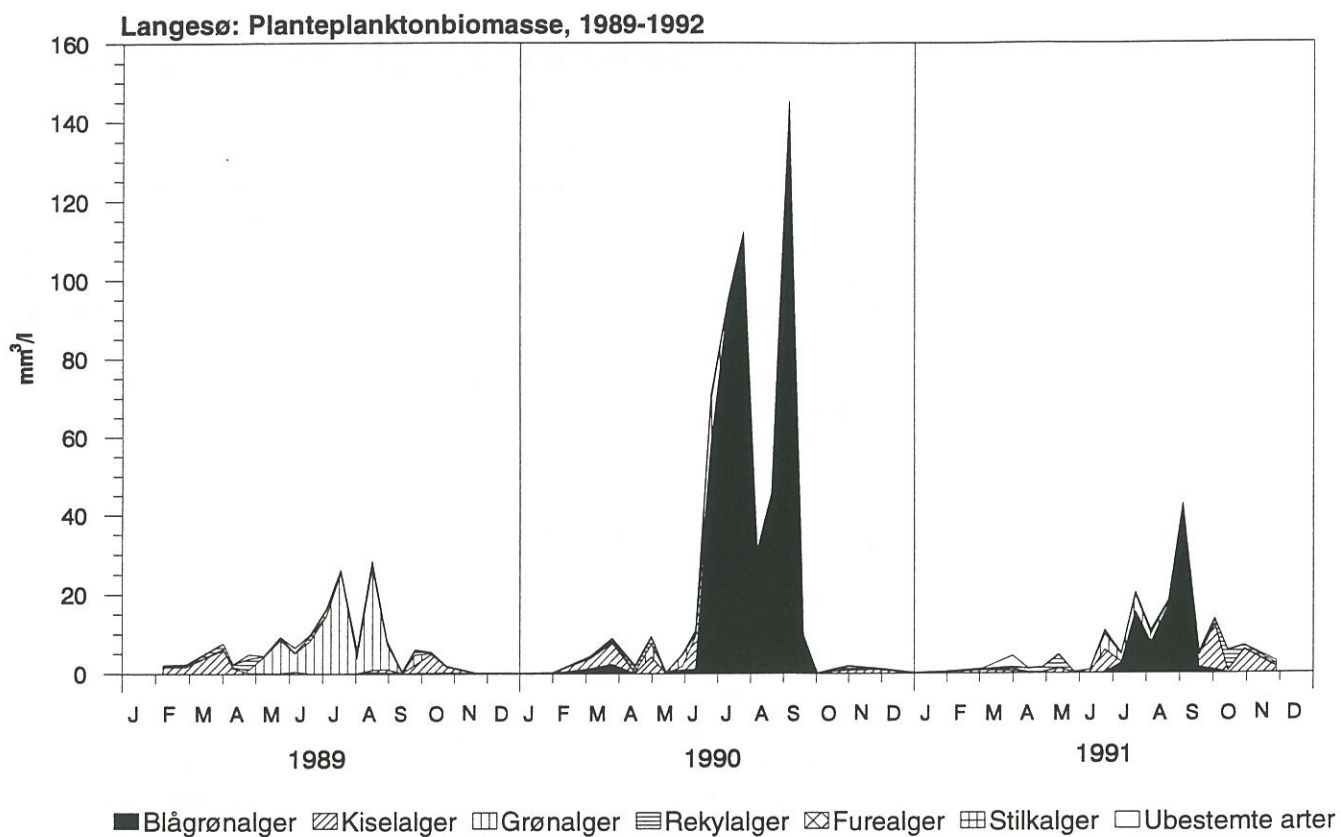
I den produktive periode i 1992 har de mest betydende alger i planteplanktonet været grønalgen *Carteria sp.*, kiselalgegruppen centriske kiselalger 10-30µm (tidligere *Cyclotella/Stephanodiscus*) og furealgen *Ceratium hirundinella/furcoides*. De har i gennemsnit udgjort henholdsvis 30, 19 og 17 % af den gennemsnitlige totale algebiomasse i samme periode. De mest betydende alger i samtlige fire år fremgår af nedenstående tabel 7.1.1.

Tabel 7.1.1.

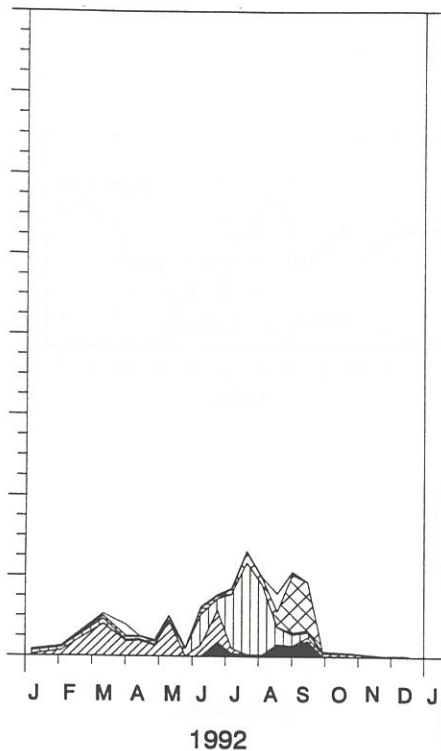
Dominerende planktonalger i den produktive periode (1.3-31.10), 1989-1992.

År	Dominerende arter i den produktive periode.	Procentvis andel af gennemsnitlige biomasse.
1992	<i>Carteria sp.</i> Centriske kiselalger <i>Ceratium hirundinella/furcoides</i>	30% 19% 17%
1991	<i>Planktotrix agardhii</i> Centriske kiselalger <i>Rhodomonas lacustris</i>	50% 14% 7%
1990	<i>Aphanizomenon klebahnii</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Carteria sp.</i>	85% 4% 2%
1989	<i>Carteria sp.</i> <i>Chlorella sp./Dictyosphaerium subsolitarium</i> Centriske kiselalger	59% 12% 10%

Det er bemærkelsesværdigt, at grønalgen *Carteria sp.*, har været den mest dominerende planktonalge i både 1992 og især 1989. I 1990 og 1991 har



Figur 7.1.1
Volumenbiomasse og relativ sammensætning af planteplanktonet i Langesø, 1989-1992.



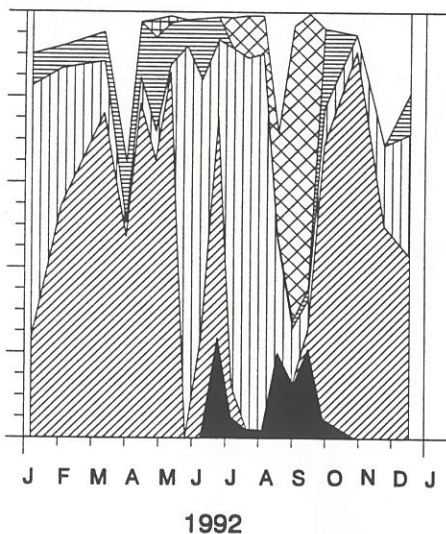
det været henholdsvis blågrønalgerne *Aphanizomenon klebanii* (tidligere *flos-aqua* var. *klebanii*) og *Planktotrix aghardii*, som har været de mest dominerende planktonalger.

Biomasse.

Planteplanktonmængden, biomassen, er for årene 1989-1992 målt både som indhold af klorofyl-a i søvandet og som volumen (se figur 7.1.1-7.1.2). Klorofyl-a er en vigtig bestanddel af algecellernes grønne farvestof og er derfor et rimeligt mål for algebiomassen. Farvestofindholdet kan imidlertid variere meget i cellerne på forskellige årstider og afhænger ligeledes af algetyper. Volumenbestemmelsen af algerne formodes derfor normalt at være den metode, som giver det bedste mål for biomassen. Til gengæld er måling af søvandets indhold af klorofyl-a en let og hurtig metode til at opnå et indtryk af planteplanktonbiomassens størrelse.

Klorofylindholdet i søvandet har i 1992 varieret fra minimum 6 til maksimum 231 $\mu\text{g/l}$, med et gennemsnit i sommerperioden på 108 $\mu\text{g/l}$. Dette er, i gennemsnit for sommerperioden, større end i 1991 (50 $\mu\text{g/l}$), men lavere end i 1989 og 1990 (henholdsvis 130 og 135 $\mu\text{g/l}$).

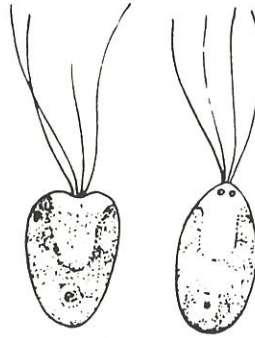
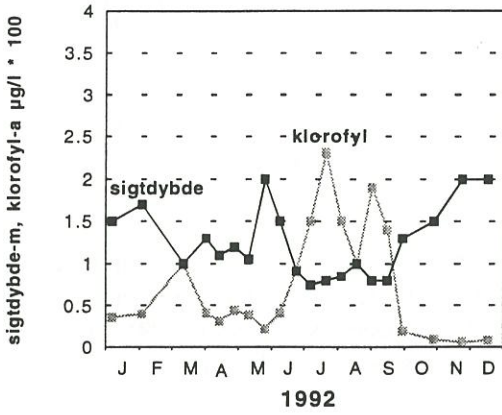
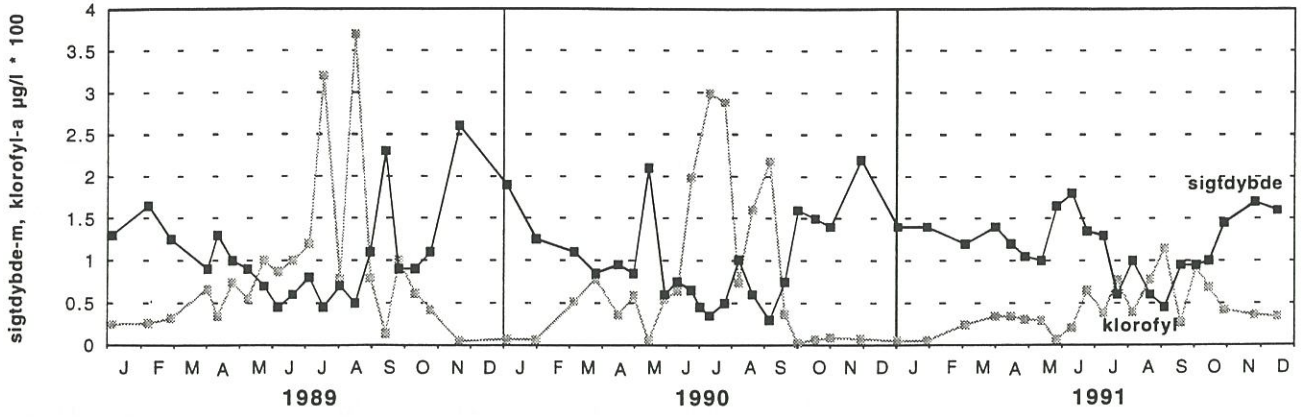
Planteplanktonbiomassen opgjort på volumenbasis har i 1992 varieret fra et minimum på ca. 0,2 mm^3/l (i november) til et maksimum på 26 mm^3/l (i slutningen af juli). I den produktive periode (1.5. - 31.10.) og i sommerperioden (1.5. - 30.9.) har planteplanktonbiomassen gennemsnitligt været henholdsvis 11 og 15 mm^3/l . De tilsvarende værdier har i 1989 og 1991 været 9,0 mm^3/l i den produktive periode år og henholdsvis 13 og 12 mm^3/l i sommerperioden. 1990 afviger noget herfra, idet den gennemsnitlige biomasse i den produktive periode og sommerperiode har været betydeligt højere, henholdsvis 36 og 55 mm^3/l .



Algegrupperne grønalger, kiselalger og furealger været af størst mængdemæssig betydning i den produktive periode i 1992 (se tabel 7.1.2). De har således udgjort henholdsvis 40, 24 og 19 % af den gennemsnitlige totale biomasse. De samme algegrupper har tilsvarende været de mængdemæssigt vigtigste i sommerperioden (henholdsvis 47, 14 og 22 % af den gennemsnitlige biomasse).

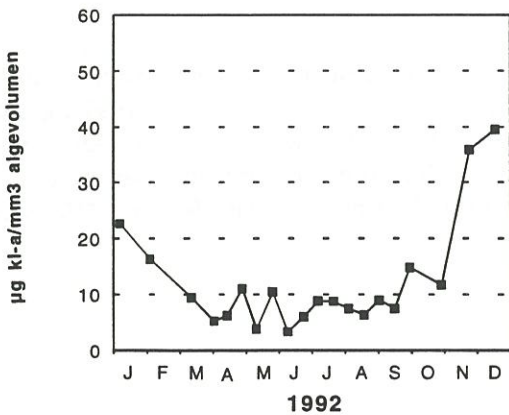
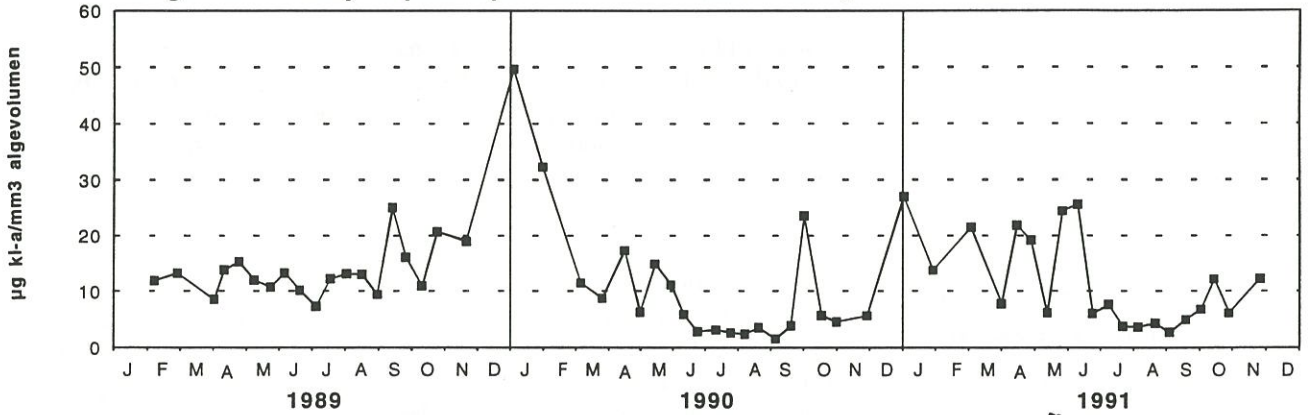
Planteplanktonbiomassen, i gennemsnit for den produktive periode og for sommerperioden på volumenbasis, har, uanset at algesammensætningen har været forskellig, været af næsten samme størrelse i 1992, 1991 og 1989, hvorimod den har været langt større i 1990 (se tabel 7.1.2). Det fremgår endvidere, at også den maksimale algebiomasse i søvandet har været langt størst i 1990, mindre i 1991 og mindst i henholdsvis 1989 og 1992, som i øvrigt er omtrent lige store.

Langesø: Sigtdybde og klorofyl-a, 1989-1991



Carteria sp.

Langesø: Klorofyl-a/plantep planktonvolumen-forhold, 1989-1991



Ceratium hirundinella



Figur 7.1.2
Sigtdybde og klorofyl-a indhold samt forhold mellem klorofyl-a og volumenbiomasse i plantep planktonet i Langesø, 1989-1992. Se i øvrigt teksten for en nærmere forklaring.

Tabel 7.1.2.

Gennemsnitlig og maksimal volumenbiomasse af, samt relativ sammensætning af planteplanktonet i Langesø, 1989-1992.

Algegruppe	Den produktive periode:							
	1989 ¹⁾ mm ³ /l	%	1990 ²⁾ mm ³ /l	%	1991 ²⁾ mm ³ /l	%	1992 ²⁾ mm ³ /l	%
Blågrønalger	0,08	1	32,1	90	5,05	56	0,86	8
Rekylalger	0,48	5	0,28	1	0,84	9	0,51	5
Furealger	0,30	3	0,24	1	0,07	1	2,07	19
Kiselalger	1,11	12	1,42	4	1,67	19	2,65	24
Stilkalger	0,00	0	0,00	0	0,03	0	0,02	<1
Grønalger	6,70	74	1,22	3	0,91	10	4,45	40
Ubest. arter	0,32	4	0,28	1	0,42	5	0,61	5
Gns. biomasse	9,00	-	35,6	-	8,98	-	11,2	-
Maks. biomasse	28,5	-	145	-	42,7	-	26,3	-
	Sommerperioden:							
Blågrønalger	0,07	1	51,1	94	9,25	73	1,38	9
Rekylalger	0,29	3	0,12	0	0,33	3	0,47	3
Furealger	0,54	5	0,38	1	0,13	1	3,32	22
Kiselalger	0,34	3	1,01	2	1,13	9	2,12	14
Stilkalger	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,02	<1
Grønalger	10,2	87	1,66	3	1,54	12	6,87	47
Ubest. arter	0,36	3	0,25	0	0,23	2	0,59	4
Gns. biomasse	11,8	-	54,5	-	12,6	-	14,8	-
Maks. biomasse	28,5	-	145	-	42,7	-	26,3	-

1): Februar - november

2): Marts - oktober

Årstidsvariation i planteplanktonets sammensætning.

Planteplanktonet har i 1992 haft 4 maksima. To mindre forårsmaksima på henholdsvis 10,6 og 10,2 mm³/l (midt i marts og modt i maj), et sommermaksimum på 26,3 mm³/l (sidst i juli) og endelig et efterårsmaksimum på 21,1 mm³/l (i begyndelsen af september) (se figur 7.1.1).

Begge forårsmaksima har været domineret af centrisk kiselalger. Ved det første forårsmaksimum har biomassen af både små (<10µm) og større (10-30µm) centrisk kiselalger været omtrent lige store. Ved det efterfølgende forårsmaksimum har større centriske kiselalger (10-30µm) udgjort hovedparten (62%) af den totale algebiomasse.

Sommermaksimumet har været domineret af en lille grønalge med flageller, *Carteria sp.* *Carteria sp.* har udgjort 86% af den totale biomasse. Det efterfølgende forårsmaksimum har været domineret af furealgen *Ceratium hirundinella/furcoides*, som har udgjort 69% af den totale biomasse.

I 1989 har der været to forårsmaksima domineret først af kiselalger og efterfølgende af rekylalger, tre sommermaksima domineret af grønalger samt et efterårsmaksimum domineret af kiselalger og grønalger. Karakteristisk for 1989 har været grønalgernes betydelige dominans med især grønalgen *Carteria sp.* Grønalgene har således udgjort 74% og 87% af den gennemsnitlige biomasse i henholdsvis den produktive periode og sommerperioden.

I 1990 har der været to forårsmaksima domineret først af kiselalger og efterfølgende af grønalger, to store sommermaksima domineret af blågrønalger samt et lille vintermaksimum domineret af kiselalger og rekylalger. Karakteristisk for 1990 har været blågrønalgerens betydelige dominans, hvor de har udgjort 90 og 94 % af den gennemsnitlige biomasse i henholdsvis den produktive periode og i sommerperioden. Begge de to sommermaksima af blågrønalger har været fuldstændig domineret af arten *Aphanizomenon klebanii*.

I 1991 har der været to forårsmaksima domineret først af små flagellater (ligner *Ochomonas sp.*) og efterfølgende af rekylalger, tre sommermaksima domineret først af kiselalger herefter af blågrønalger og endelig to efterårsmaksima domineret af kiselalger. Karakteristisk for 1991 har været blågrønalgerens dominans, hvor de har udgjort 56 og 73 % af den gennemsnitlige biomasse i henholdsvis den produktive periode og i sommerperioden. Begge de to sommermaksima af blågrønalger har været fuldstændig domineret af arten *Planktothrix agardhii*.

Sammenfattende synes planteplanktonets relative sammensætning i Langesø således at have varieret meget fra år til år. Blågrønalgerens betydning har været størst i 1990, noget mindre i 1991 og mindst i 1992 og 1989. Omvendt har grønalgerens relative betydning været størst i 1989 og 1992, væsentlig mindre i 1991 og mindst i 1990.

Sammenlignes klorofyl/volumenbiomasse-forholdet i søvandet i de enkelte år (figur 7.1.2), ses at dette forhold har været relativt højt i vintermånederne 1989-1990, 1990-1991 og 1991-1992, især først i 1990 (maksimum-værdi 50 μg klorofyl-a/ mm^3 alge). Årsagen hertil er formentlig, dels at algerens klorofylindhold er relativt højt under dårlige lysforhold, dels at en del af det målte klorofyl på dette tidspunkt sandsynligvis har været nedbrydningsprodukter af klorofyl.

Klorofyl/volumenbiomasse-forholdet i gennemsnit for sommerperioden er beregnet til henholdsvis 13, 7, 10 og 8 μg klorofyl-a/ mm^3 alge i 1989, 1990, 1991, 1992. Årsagen til, at dette forhold er størst i 1989, er uden tvivl, at planteplanktonet i dette år har været kraftig domineret af grønalger i forhold til 1990-1992. Således har grønalger i 1992 været mindre dominerende end i 1989, foruden at der har været en betydelig forekomst af både kiselalger og furealger, hvorimod de dominerende plantonalger i 1990-1991 har været blågrønalger.

Grønalger har nemlig typisk et forholdsvis højt klorofylindhold pr. volumen celle, hvorimod klorofylindholdet i blågrønalger og kiselalger er betydeligt lavere (se Reynolds, 1986, Kristensen m.fl., 1991).

7.2 Dyreplankton.

Artssammensætning.

I dyreplanktonet i Langesø er der i 1992 ialt fundet 18 arter af rotatorier (hjuldyr) og 13 arter af krebsdyr (se bilag 9). Blandt krebsdyrene er fundet 9 arter af cladocerer (dafnier) og 4 arter af copepoder (vandlopper),

herunder 1 calanoid og 3 cyclopoide copepoder. Derudover er blandt ciliaterne registreret 5 slægter og en gruppe af tintinnider (ciliater med hus) samt yderligere to størrelsesgrupper af ciliater (<20µm og 20-100 µm).

Dyreplanktonet består af arter, som er typiske for relativt næringsrige søer (se bilag 9). Dog findes copepoden *Eudiaptomus graciloides* typisk i mindre næringsrige, relativt dybe søer.

De dyrearter, som har haft størst mængdemæssig betydning i søvandet, har i 1992 været rotatorien *Asplanchna priodonta*, cladocererne *Diaphanosoma brachyurum* og *Bosmina coregoni* samt copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Mesocyclops leuckarti*.

Herudover har ciliaterne, i forhold til de tre foregående år, haft en væsentlig større mængdemæssig betydning med slægten *Coleps sp.*

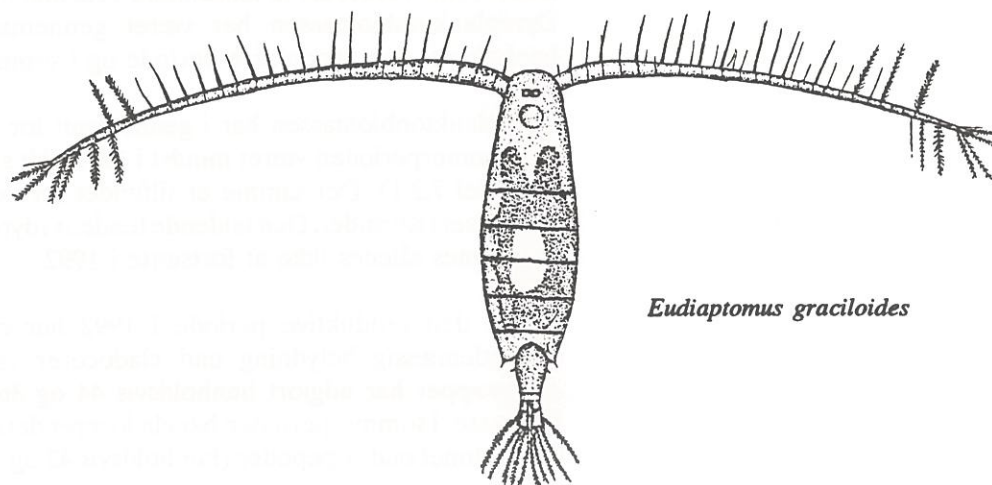
De vigtigste arter i 1991 har været rotatorien *Asplanchna priodonta*, cladocererne *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* samt især copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops strenuus*.

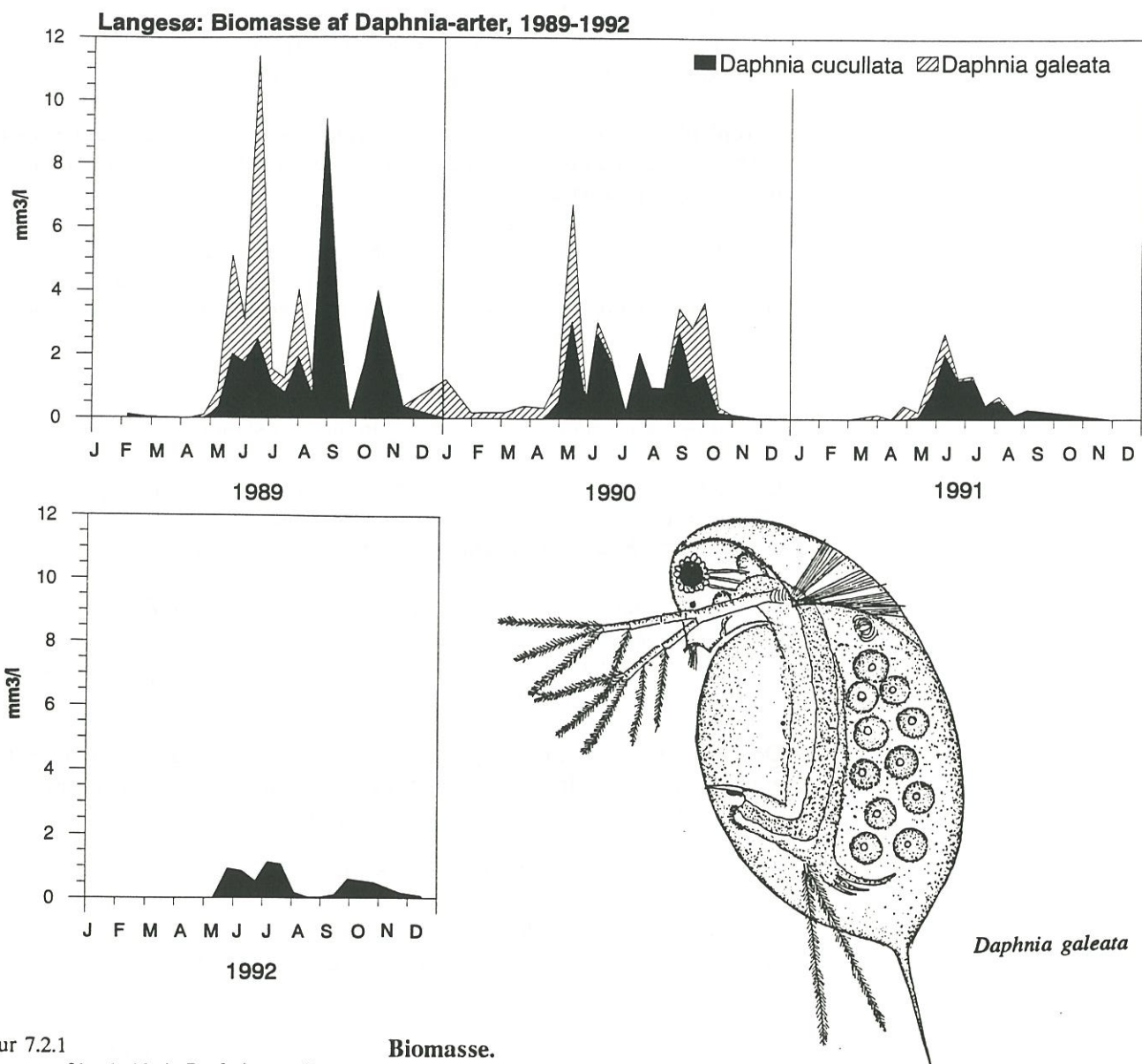
I 1989 har cladocererne *Daphnia cucullata*, *D. galeata* og *Diaphanosoma brachyurum* samt copepoderne *Eudiaptomus graciloides* og *Cyclops strenuus* været de vigtigste arter, mens de mest betydende arter i 1990 har været *D. cucullata*, *D. galeata*, *D. brachyurum* og *Eudiaptomus graciloides*.

Den størst fundet dafnie, *Daphnia cucullata* samt *D. galeata* er siden 1989 gradvist blevet mindre talrig. Således er *D. galeata* kun blevet registreret i en enkelt prøve i 1992 (se figur 7.2.1 og bilag 9).

I modsætning hertil er *Bosmina longirostris* blevet langt talrigere i løbet af de fire år. *Diaphanosoma brachyurum*, som har haft en nedgangsperiode i 1990 og især 1991, er igen blevet meget talrig og har i 1992 i den produktive periode opnået den hidtil største biomasse (se bilag 9).

Dyregruppernes relative mængdemæssige betydning og artssammensætning i søvandet har endvidere været forskellig de enkelte år (se nedenfor og bilag 9).





Figur 7.2.1
Biomasse af henholdsvis *Daphnia cucullata*
og *D. galeata* i Langesø, 1989-1992.

Biomasse.

Dyreplanktonbiomassen har i Langesø i 1992 varieret fra minimum 1,1 mm³/l (først i februar) til maksimum 11,2 mm³/l (sidst i juli) (se figur 7.2.2). Dyreplanktonbiomassen har været gennemsnitlig 5,1 og 5,3 mm³/l i henholdsvis den produktive periode og i sommerperioden.

Dyreplanktonbiomassen har i gennemsnit for den produktive periode og for sommerperioden været mindst i 1991, lidt større i 1990 og størst i 1989 (se tabel 7.2.1). Det samme er tilfældet for de maksimale dyreplanktonbiomasser i søvandet. Den faldende tendens i dyreplanktonbiomassen i 1989-1991 synes således ikke at fortsætte i 1992.

I hele den produktive periode i 1992 har copepoder været af større mængdemæssig betydning end cladocerer (se tabel 7.2.1), idet disse dyregrupper har udgjort henholdsvis 44 og 36 % af den gennemsnitlige biomasse. I sommerperioden har cladocerer derimod været mere betydende i planktonet end copepoder (henholdsvis 42 og 37 % af den gennemsnitlige

totale biomasse). I gennemsnit for den produktive periode har ca. halvdelen af copepoderne været calanoide former.

Rotatorier har været mest betydende i søvandet i april, sidst i juli og sidst i oktober. Ciliater har haft forholdsvis ringe betydning som gennemsnit i henholdsvis den produktive periode og sommerperioden, idet de kun har udgjort henholdsvis 6 og 7% af den totale biomasse. Dette er dog betydeligt mere end i de tre foregående år, hvor ciliaterne kun har udgjort 1-2%. Således har ciliater ved enkelte prøvetagninger i 1992 udgjort 10-39 % af den totale biomasse.

Cladocerer har haft en betydeligere større dominans i sommerperioden i 1989 og 1990 (tabel 7.2.1) end i de efterfølgende to år, hvor dominansen af cladocerer har været faldende til fordel for en stigning i hjuldyr (rotatorier) og copepoder - i 1992 tillige af ciliater.

Tabel 7.2.1.
Gennemsnitlig og maksimal volumenbiomasse af, samt relativ sammensætning af dyreplanktonet i Langesø, 1989-1992.

Dyregruppe	Den produktive periode:							
	1989 ¹⁾ mm ³ /l	%	1990 ²⁾ mm ³ /l	%	1991 ²⁾ mm ³ /l	%	1992 ²⁾ mm ³ /l	%
Ciliater	0,14	2	0,07	1	0,06	2	0,30	6
Rotatorier	0,53	8	0,22	5	0,61	11	0,70	14
Cladocerer	3,12	45	2,52	51	1,18	28	1,83	36
Copepoder	3,16	45	2,12	43	2,55	59	2,23	44
Gns. biomasse	6,95	-	4,94	-	4,39	-	5,06	-
Maks. biomasse	22,7	-	12,0	-	8,18	-	11,2	-
	Sommerperioden:							
Ciliater	0,20	2	0,08	1	0,06	1	0,38	7
Rotatorier	0,20	2	0,20	3	0,36	9	0,71	13
Cladocerer	6,37	66	3,24	56	1,77	42	2,23	42
Copepoder	2,88	30	2,29	40	2,00	48	1,96	37
Gns. biomasse	9,64	-	5,80	-	4,19	-	5,28	-
Maks. biomasse	22,7	-	12,0	-	7,85	-	5,28	-

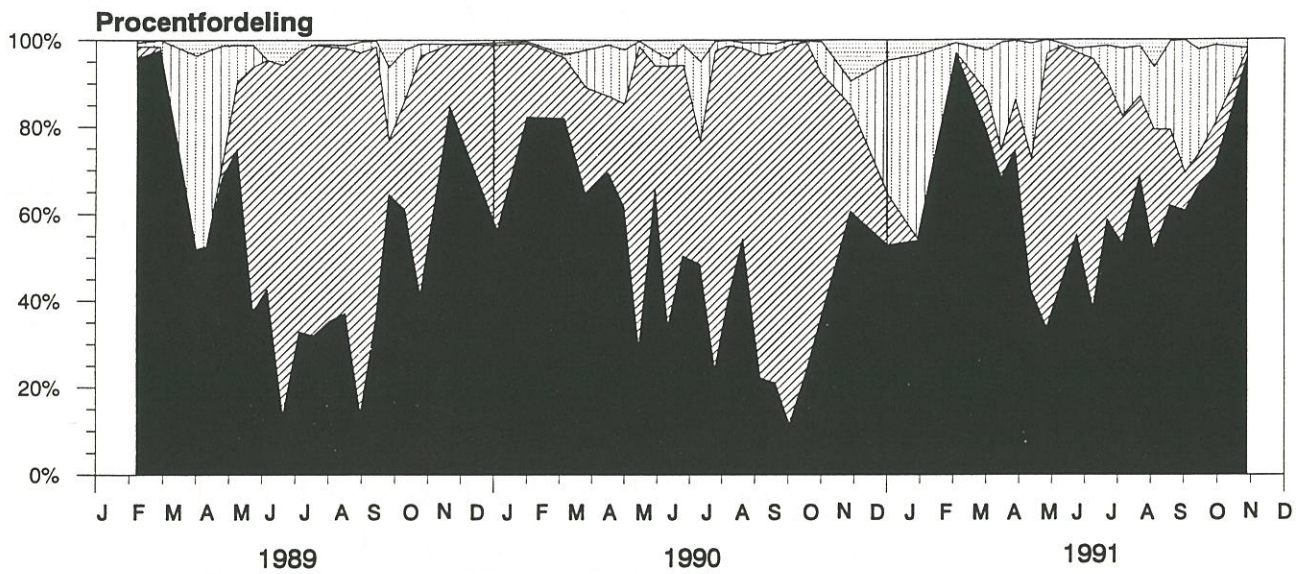
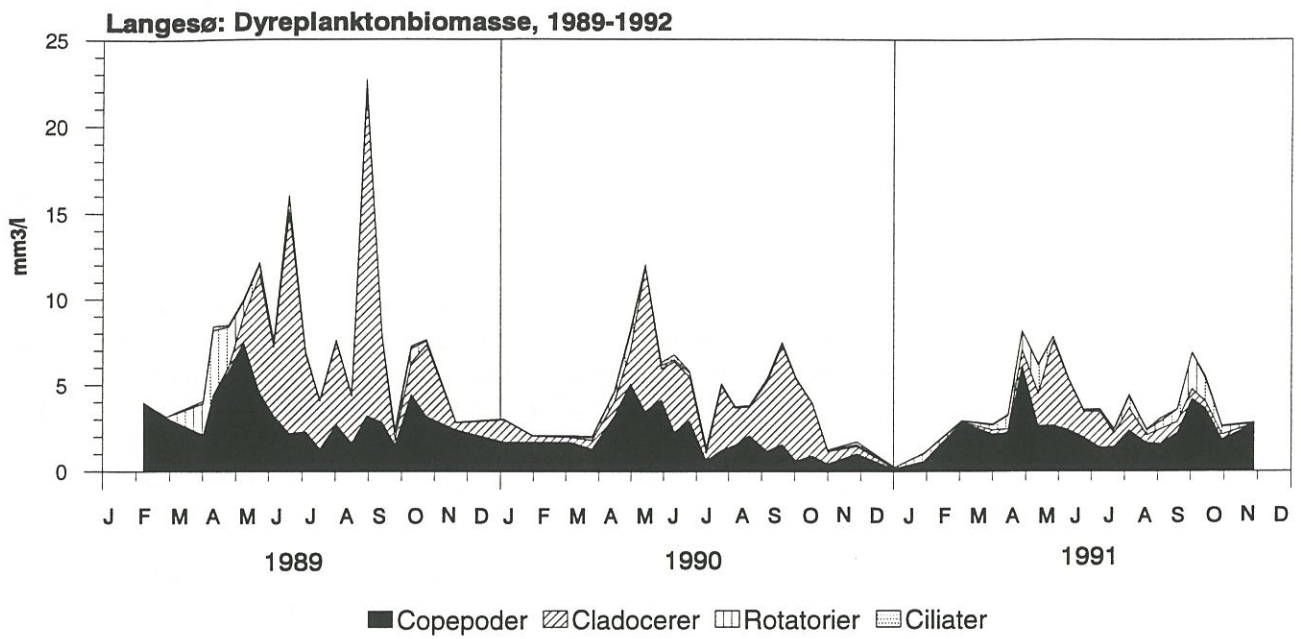
1): Februar - november

2): Marts - oktober

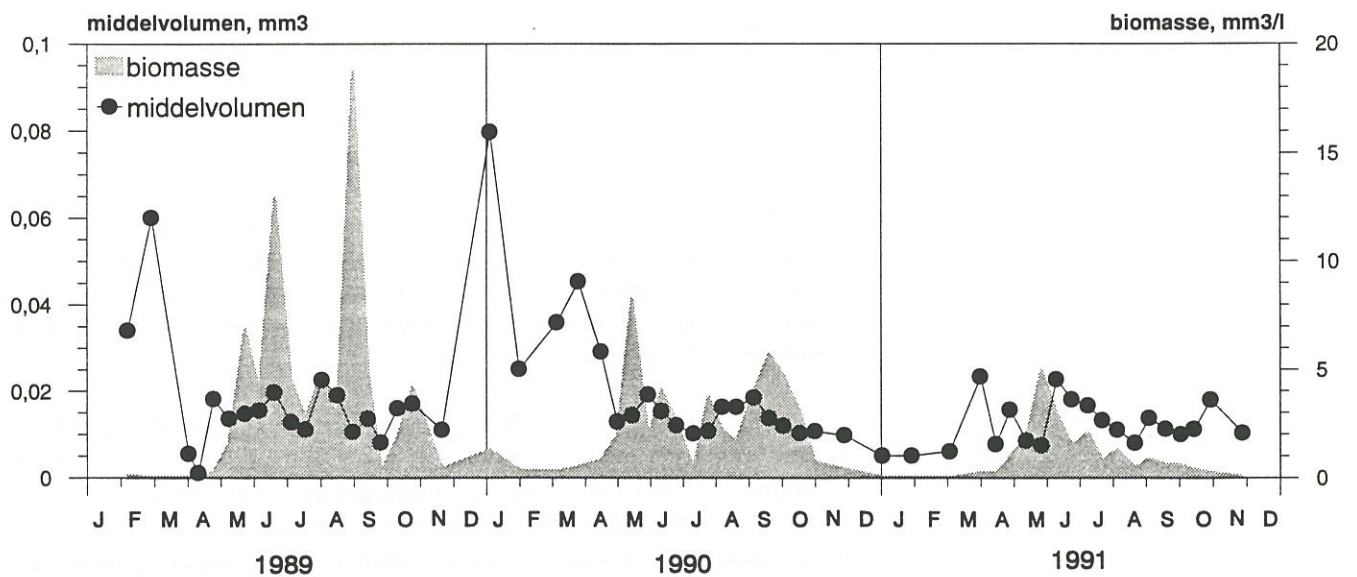
Årstidsvariation i dyreplanktonets sammensætning.

Dyreplanktonet har i 1992 fra januar til april varieret mellem 1,1 og 2,8 mg/l med et mindre maximum i midten af marts. Dyreplanktonet har herefter dannet et forsommermaksimum på 6,0 mg/l (sidst i maj), efterfulgt af et sensommermaksimum (sidst i juli) på 11,2 mg/l og endelig et efterårsmaksimum sidst i september.

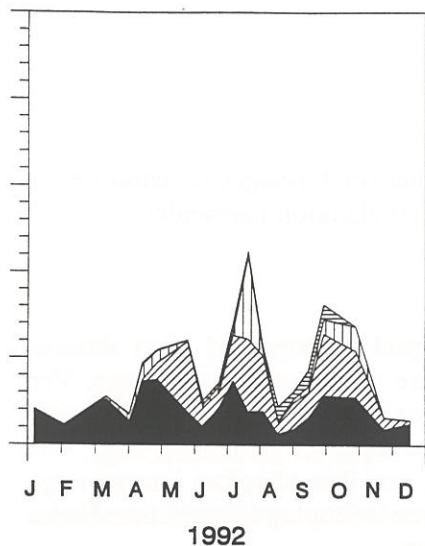
Nedenfor er skitseret årstidsvariationen for de maksimale dyreplanktonbiomasser i Langesø for perioden 1989-1992. Typisk optræder et mindre forårsmaksimum i februar-marts (undtaget herfra er 1990, hvor der ingen forekom). I 1991 forekommer tillige et ganske stort forårsmaksimum i april. Forårsmaksimumet afløses af et forsommermaksimum i maj og herefter et af højsommermaksimum i juni-juli. I 1992 falder højsommermaksimumet sammen med forsommermaksimumet. Et sensommermaksimum følger



Langesø: Biomasse og middelvolumen af Cladocerer, 1989-1992



Figur 7.2.2. Volumenmasse og relativ sammensætning af dyreplanktonet samt middelvolumen og biomasse af cladocerer i Langesø, 1989-1992.



herefter i juli-august, hvor 1989 udviste to maksima i denne periode, og endelig et efterårsmaksimum i september-oktober.

Copepoder har i 1992 været dominerende (>50% af biomassen) i størstedelen af året, således januar-sidst i april, igen sidst i juni-begyndelsen af juli og endelig sidst i november-december, mens cladocerer kun i kortere perioder har været dominerende således sidst i maj og i begyndelsen af henholdsvis august og september.

Copepoder har typisk været dominerende i forårsperioden og efterår/vinterperioden. Deres betydning hen over året har dog været stigende i perioden 1989-1991, således at de også i sommerperioden har været mere betydende end tidligere.

Cladocernerne forekommer typisk i sommerperioden. Deres dominans har dog generelt været aftagende siden 1989. I modsætning hertil har biomassen af hjuldyr (rotatorier) og især ciliater i 1992 været stigende.

Dyreplanktonets relative sammensætning om sommeren har ændret sig gennem de fire år, idet cladocerernes relative betydning har været faldende og copepodernes tilsvarende stigende i søvandet. Rotatoriernes og ciliaternes relative betydning har samtidig været ringe i alle fire år.

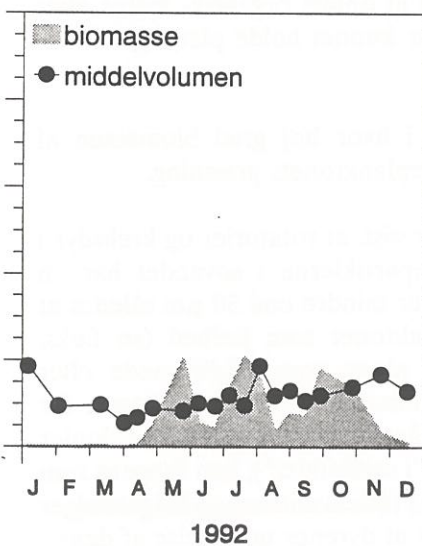
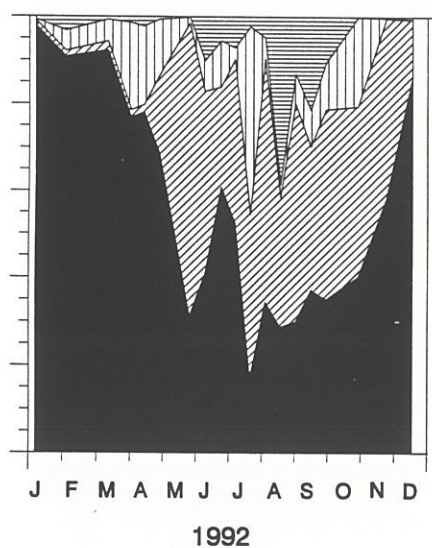
Græsning og predation.

Mange dyreplanktonarter lever i overvejende grad som planteædere, idet de ernærer sig af alger, bakterier og fine partikler af dødt organisk materiale. Denne levevis betegnes græsning. Typiske planteædere er f.eks. mange rotatorier, mange af de store cladocerer og de calanoide copepoder, samt nauplier og mange copepoditer (yngre og ældre larvestadier) af copepoder. Disse græssere kan have endog meget stor betydning for artssammensætning og biomasse af planteplanktonet i en sø.

Dyreplanktonet er endvidere udsat for at blive spist af andre dyr. Dette kaldes predation. Det er især fisk, som derved får indflydelse på mængden af dyreplankton i søvandet, men også visse dyreplanktonarter lever af andre mindre dyreplanktonformer. Blandt disse rovlevende dyreplanktonorganismer er mange cyclopoide copepoder og rotatorien *Asplanchna priodonta*.

I nærings- og fiskerige søer ses ofte, at dyreplanktonædende fisk er i stand til næsten at "udrydde" de store dyreplanktonarter, f.eks. *Leptodora hyalina* og arter af *Daphnia*. Dette vil specielt være tilfældet i perioder, hvor der er klækket en ny generation af fiskeyngel i søen. Blandt fiskene er det især skalle og små brasen, som lever af dyreplankton. Skaller lever imidlertid også af bundlevende smådyr, medens større brasen udelukkende lever af bunddyr. Aborrer har ligeledes betydning for mængden af dyreplankton, idet de især som små lever af disse organismer. Større aborrer lever derimod af mindre fisk og bunddyr. Netop de tre nævnte fiskearter udgør en meget betydelig del af fiskebestanden i Langesø (fiskeundersøgelse udført i 1989, se Fyns Amt (1991) og Mohr-Markmann (1992)).

I det følgende beskrives dyreplanktonets betydning for mængden af



planteplankton i vandet i Langesø. Derudover foretages en vurdering af fiskenes betydning for mængden og af dyreplankton i søvandet.

Græsning.

Dyreplanktonets fødeoptagelse er beregnet på baggrund af et skønnet forhold mellem den daglige fødeoptagelse og biomassen af dyrene. Ved beregningen er antaget, at ciliater, rotatorier, cladocerer og copepoder spiser henholdsvis 5, 2, 1 og 0,5 gange deres egen biomasse pr. dag. Ved opgørelsen er der samtidig udeladt arter, som ikke eller kun i meget ringe omfang lever af planteplankton. Den angivne fødeoptagelse omfatter således primært fødeoptagelse i form af græsning.

I 1992 har dyreplanktonets fødeoptagelse varieret fra minimum 33 $\mu\text{g C/l dg}$ (først i februar) til maksimum 273 $\mu\text{g C/l dg}$ (sidst i september) (se figur 7.2.3). Fødeoptagelsen har i gennemsnit for sommerperioden været 273 $\mu\text{g C/l dg}$, hvilket har været af samme størrelsesorden som gennemsnittet for samme periode i 1990 (258 $\mu\text{g C/l}$). Fødeoptagelsen har i 1989 i gennemsnit for sommerperioden været betydeligt større (461 $\mu\text{g C/l dg}$), men væsentligt mindre i 1991 (166 $\mu\text{g/l}$) for samme periode. I den fireårige periode er den maksimalt registrerede fødeoptagelse hos dyreplanktonet 1100 $\mu\text{g C/l dg}$ (sidst i august 1989).

Ved sammenligning af den beregnede fødeoptagelse hos dyreplanktonet i 1992 med den for zooplankton spiselig andel af algebiomassen, dvs. alger mindre end 50 μm , (se figur 7.2.3) i søvandet ses, at dyreplanktonet formentlig har haft en væsentlig begrænsende effekt på denne del af planteplanktonmængden i maj og sidst i oktober-december. Disse perioder, hvor dyreplanktonet effektivt kan nedgræsse algemængden, vil i øvrigt ikke ændre sig, selvom algebiomassen også er omfattet af alger større end 50 μm .

Også i de tre foregående år har dyreplanktonet kun i spredte perioder af året formået at begrænse planktonalgernes mængde (se Fyns Amt 1992). Karakteristisk er det dog i sommerhalvåret (den produktive periode), at det er i perioder med i forvejen lavt indhold af opløst organisk- fosfor eller kvælstof i søvandet, at dyreplanktonet har kunnet holde planteplanktonmængden nede.

Det er derfor meget svært at vurdere i hvor høj grad biomassen af planteplanktonet bliver reguleret ved dyreplanktonets græsning.

Udenlandske og danske undersøgelser har vist, at rotatorier og krebsdyr i dyreplanktonet er afhængige af, at fødepartiklerne i søvandet har en passende størrelse. Generelt synes partikler mindre end 50 μm således at være de bedste fødeemner for dyreplanktonet som helhed (se f.eks. Bosselmann og Riemann, 1986). Store alger, som trådformede eller kolonidannende blågrønalger, må således anses for dårlige fødeemner for dyrene. Selvom små kolonier og tråde af blågrønalger, samt større kolonier og tråde af disse alger (spises af nogle dyr "i småbidder"), kan fungere som føde for visse dyreplanktonarter, formodes fødekvaliteten af blågrønalger generelt at være ringe. Dette skyldes, dels at dyrenes udnyttelse af denne føde er relativt dårlig, dels at blågrønalgerne i mange tilfælde udskiller

kemiske stoffer, som er giftige for dyrene (se f.eks. Fulton, 1988, Fulton og Paerl, 1987, Fulton og Paerl, 1988).

Det fremgår af figur 7.2.3, at store alger (> 50 µm) i 1992 kun har forekommet i sidste halvdel af året. Således optræder de først i betydelige mængder fra sidst i august til sidst i september. Det har været den store furealge *Ceratium hirundinella/furcoides*, som har været den mest betydende alge i søvandet og som alene har domineret planteplanktonet sidst i perioden.

I 1989 har der kun forekommet store alger i meget ringe mængde i søvandet. Mest betydende blandt de store alger har været furealgen *Ceratium hirundinella* (først i juli og først i august) og grønalggen *Closterium acutum var. variabile* (sidst i september). Der har dog samtidig med disse algers forekomst været andre, mindre og mere "spiselige" algeformer til stede i søvandet.

I 1990 og 1991 har det derimod været blågrøn alger, henholdsvis *Planktothrix agardhii* og *Aphanizomenon klebanii* (tidligere *flos-aqua var. klebanii*), som har været de mest betydende store alger. Disse har været dominerende i søvandet i juni/juli-september i de pågældende år.

I sommerperioden 1992 har algearter mindre en 50 µm udgjort 67% af den gennemsnitlige planteplanktonbiomasse (9,9 mm³/l). I 1991, 1990 og 1989 har de mindre alger tilsvarende udgjort henholdsvis 25 % (3,1 mm³/l), 5% (2,9 mm³/l) og 94 % (11,1 mm³/l) af den gennemsnitlige algebiomasse i denne periode. Mængden af de mindre og formodentlig mere "spiselige" alger har således været størst om sommeren i både 1992 og 1989, hvor algebiomassen i begge år i vid udstrækning har været domineret af den lille grøn alge *Carteria sp.*, og væsentlig mindre i 1990 og 1991.

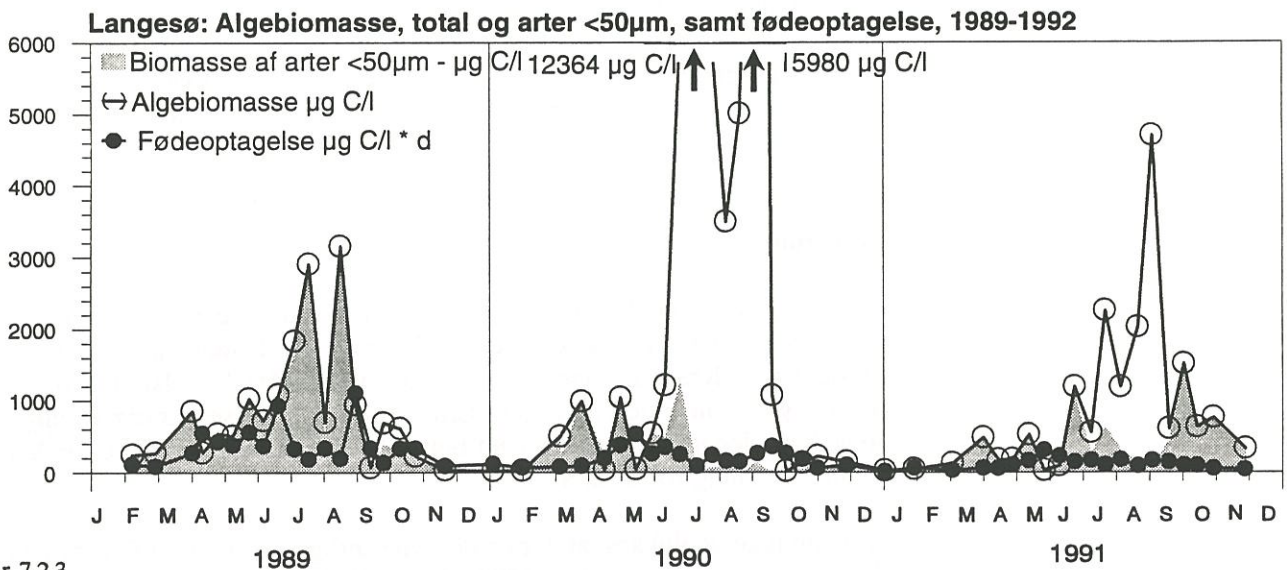
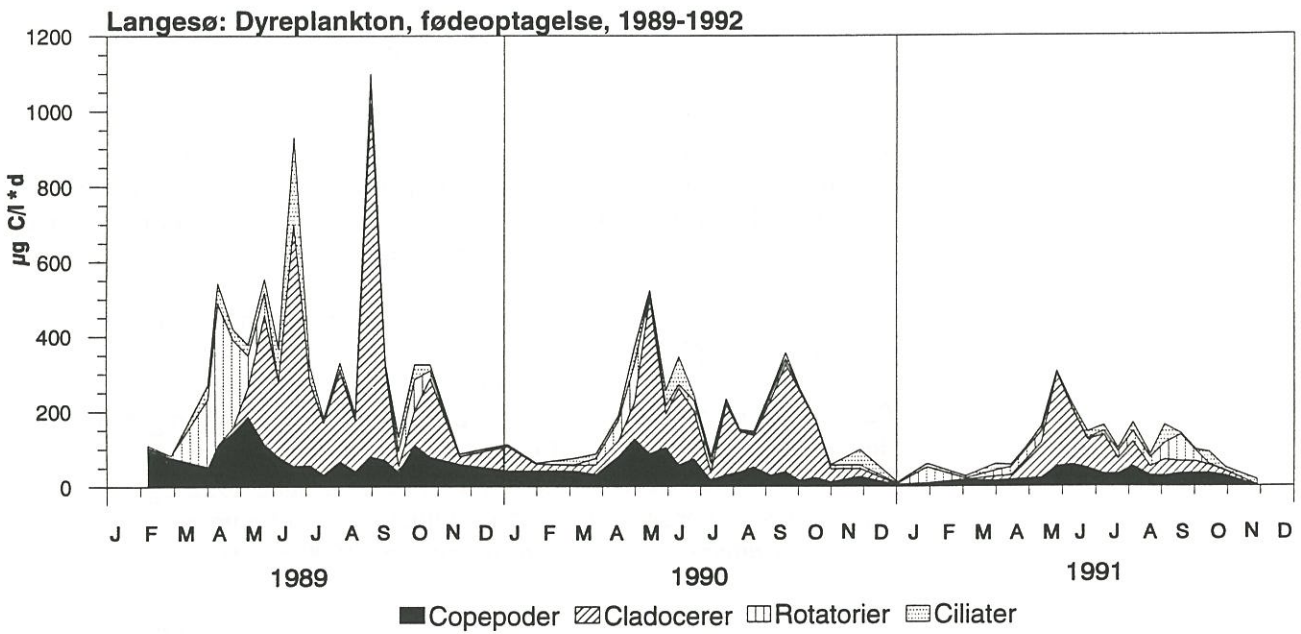
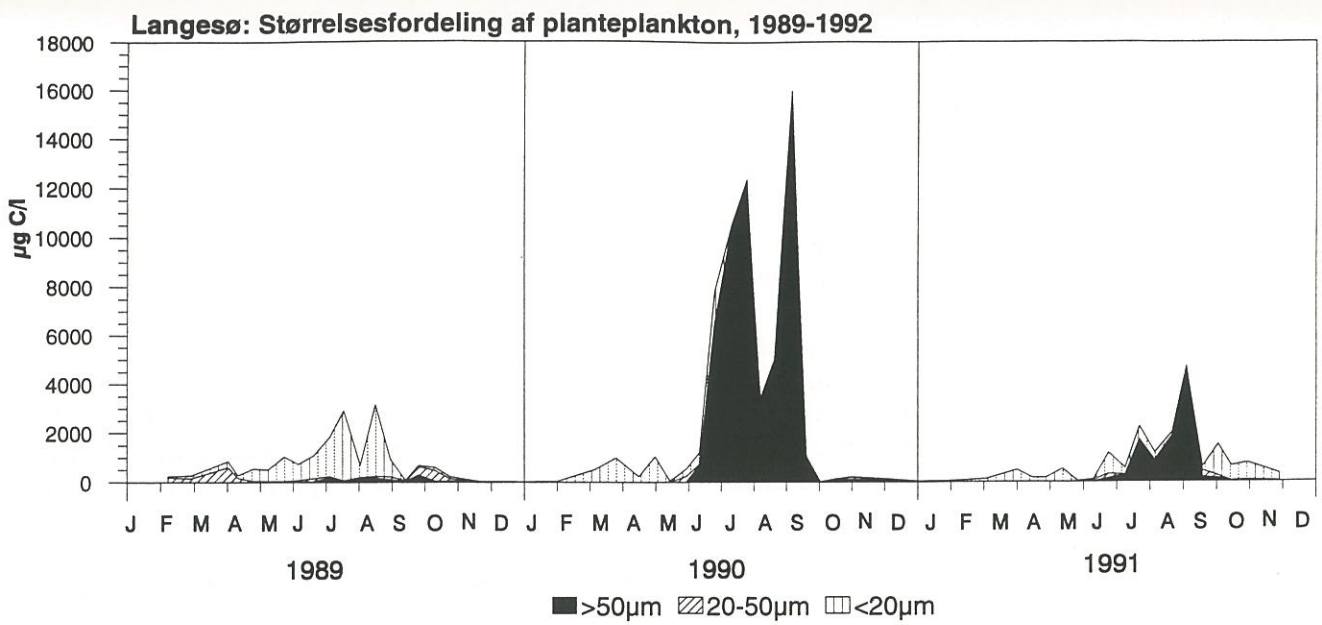
Dyreplanktonets biomasse og dermed den beregnede fødeoptagelse i 1992 i sommerperioden har dog ikke, som det er tilfældet i 1989, været større end i 1990 og 1991.

Sammenfattende viser resultaterne, at dyreplanktonets fødeoptagelse har haft forholdsvis ringe betydning for, hvor mange alger der findes i søen midt på sommeren.

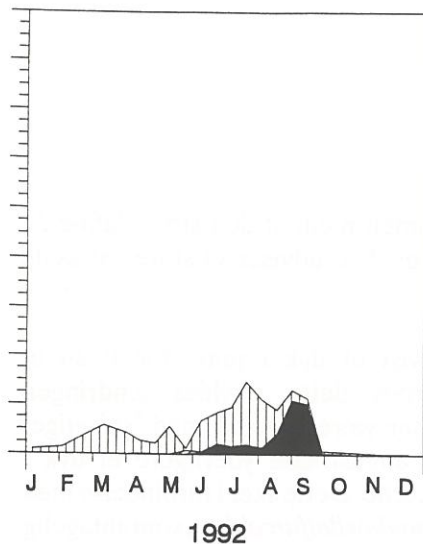
Predation.

Fisk, som lever af dyreplankton, spiser fortrinsvis de større former af calanoide copepoder og cladocerer i søvandet. I søer, hvor fiskenes predation på dyreplanktonet er meget stor, vil mindre dyreplanktonformer derfor typisk blive dominerende. Effekten af fiskene ses særlig tydeligt i søer, hvor der forekommer meget betydelige ændringer i fiskebestandens sammensætning fra år til år.

Det kan ikke udelukkes, at der er sket væsentlige ændringer i fiskebestanden i Langesø i perioden 1989-1992. Således har der i 1990 været konstateret fiskedød i starten af juni, midt i august og i starten af september. Denne fiskedød formodes forårsaget af lavt indhold af ilt og højt indhold



Figur 7.2.3 Størrelsesfordeling af planteplanktonet, fødeoptagelse hos dyreplanktonet og kulstofbiomasse af planteplanktonet i Langesø, 1989-1992. Algebiomassen er omregnet til kulstofenheder under antagelse af, at algerne har et kulstofindhold på 11 % (for furealger med panser dog 13 %) af vådvægten.



af svovlbrinte (i juni) eller højt ammoniakindhold og forekomst af giftige alger (i august og september) i søvandet. Det er dog uvist, i hvilket omfang små dyreplanktonædende fisk har været berørt af fiskedøden, samt hvor mange fisk der reelt er gået til i de enkelte perioder.

Endvidere kan den ofte ret dårlige vandkvalitet i søen have indflydelse på mængden af fiskeæg, som overlever og dermed udvikler sig til fiskeyngel det pågældende år.

Såfremt der i et år har været fiskedød, og denne også har omfattet samme års fiskeyngel, eller hvis der bare har været en ringe produktion af fiskeyngel, vil der kunne forventes en formindsket predation på dyreplanktonet om sommeren samme år. Derimod vil effekten på dyreplanktonet, hvis kun voksne fisk har været berørt af fiskedød, først kunne forventes i de efterfølgende år.

Den gennemsnitlige størrelse af de mere betydende store dyreplanktonarter i søvandet i Langesø i 1989-1992 fremgår af tabel 7.2.2. Med kendskab til den gennemsnitlige størrelse og det totale antal individer af de enkelte cladocerarter i sommerperioden kan gennemsnitslængden for cladocererne beregnes.

Således har cladocerne i 1992 som helhed haft en gennemsnitslængde på 0,460 mm, for 1989-1991 har den været henholdsvis 0,508, 0,523 og 0,433 mm. Samtidig kan beregnes, at forholdet mellem det totale antal individer af *Daphnia* og det totale antal individer af cladocerer i 1989-1992 i sommerperioden har været henholdsvis 0,50, 0,52, 0,30 og 0,34.

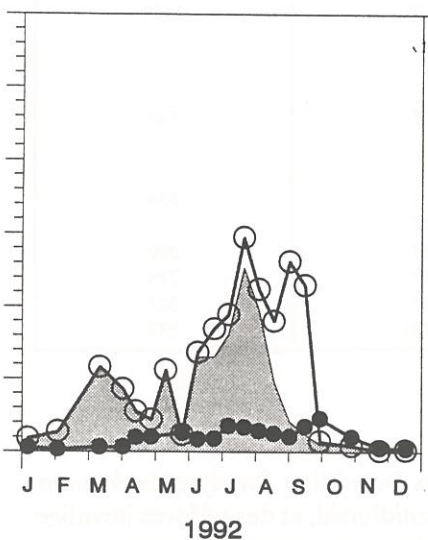
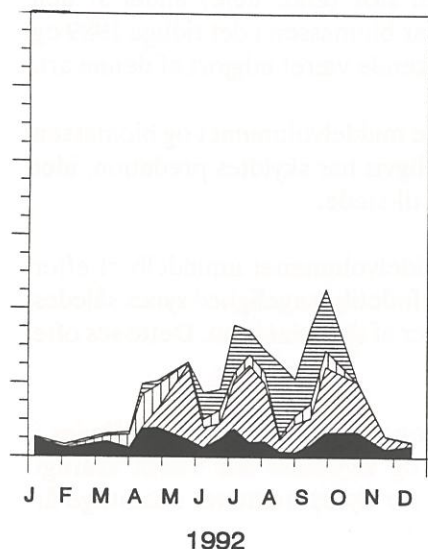
Igennem perioden 1989-1992 er det totale antal cladocerer således formindsket, samtidig med at sammensætningen af cladocererne er ændret gennem perioden, idet især antallet af *Daphnia* i søvandet er faldet betydeligt fra 1989/1990 til 1991/1992.

Biomassen af den store *Daphnia galeata* er siden 1989 faldet støt, og i 1992 er den stort set forsvundet, idet der har kun været enkelte fund af den (se figur 7.2.1).

Dette afspejler sig tydeligt i faldet af cladocerernes gennemsnitsstørrelse for sommerperioden. Således består cladocerne i 1992 generelt kun af små former, hvoraf *Diaphanosoma brachyurum* er den største. Pudsigt nok udviser den i 1992 den største gennemsnitlige biomasse for sommerperioden efter at have været i konstant tilbagegang siden 1989.

I figur 7.2.2 er angivet middelvolumenet og biomassen af cladocerer hen over året i 1989-1992. Middelvolumenet giver et enkelt udtryk for størrelsesfordelingen af cladocerne i søvandet. Således vil det forventes, at middelvolumenet vil falde, såfremt der opstår en kraftig predation på dyreplanktonet fra fiskene. Typisk vil der netop i juni-juli kunne være en kraftig predation på dyreplanktonet fra yngel af fredfisk (bl.a. skalle og brasen), som netop har overstået deres larvestadie og begynder at anvende dyreplankton som fødeemne.

I 1992 ses ikke så store variationer i cladocerernes middelvolumen, som



i de tidligere år. Dette hænger bl.a. sammen med, at den store dafnie *D. galeata* er forsvundet og at de øvrige arter ikke udviser så store forskelle i størrelserne.

Biomassen af cladoceerne har dog udvist et dyk i juni, dog uden at middelvolumenet har ændret sig. Trods dette, skyldes ændringen sandsynligvis predation fra fisk, da der har været rigeligt med "spiselige" alger til stede i denne periode. Sidst i august sker yderligere et dyk i biomassen og middelvolumenet af cladoceerne. Dette sker i forbindelse med et algeskift til store furealger (*Ceratium hirundinella/furcoides*), som antagelig udgør et dårligere fødegrundlag for dyreplanktonet.

Hvor dyreplanktonets middelvolumen topper i 1989-1991 har den store dafnie *Daphnia galeata* typisk udgjort en stor (eller hele) andel af den samlede biomasse af cladoceer. Således har biomassen i det tidlige 1989 og vinterperioden 1989-1990 næsten udelukkende været udgjort af denne art.

Sammenfaldende for 1989-1991 er, at både middelvolumenet og biomassen været faldende i juni-juli, hvilket sandsynligvis har skyldtes predation, idet fødegrundlaget tilsyneladende har været til stede.

I andre perioder er der sket et fald i middelvolumenet umiddelbart efter et algesammenbrud. En mulig manglende fødetilgængelighed synes således i højere grad at indvirke på de større former af dyreplankton. Dette ses ofte sidst på året.

De observerede ændringer af dyreplanktonet i 1989-1992 synes, således i høj grad at være betinget af predation og at denne har været kraftigt stigende siden 1991, idet fødegrundlaget for dyreplanktonet i samtlige år må antages at have været til stede.

Dyregruppe og -art	1989	1990	1991	1992
Copepoder (calanoide):				
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	1076	1089	1126	1150
Copepoder (cyclopoide):				
<i>Cyclops strenuus</i>	850	(1075)	-	-
<i>Mesocyclops leukarti</i>	785	765	728	748
Cladocerer:				
<i>Daphnia cucullata</i>	551	585	506	534
<i>Daphnia galeata</i>	770	812	847	-
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	665	617	593	690
<i>Bosmina longirostris</i>	295	332	350	278
<i>Bosmina coregoni</i>	397	388	317	363
<i>Chydorus sphaericus</i>	277	301	(270)	233

() angiver, at der er mindre end 5 målinger i sommerperioden.

Tabel 7.2.2
Gennemsnitslængde (μm) af store dyreplanktonarter i Langesøisommerperioden (1.5 - 30.9) 1989-1992.

En nøjere vurdering af fiskepredationens betydning for dyreplanktonets sammensætning og mængde forudsætter imidlertid, at der udføres jævnlige undersøgelser af fiskeynglens sammensætning og mængde i søen.

7.3 Samspil mellem fysisk-kemiske og biologiske forhold i søen.

De pludselige skift, der årligt sker i Langesø's planktonsammensætning, gør, at det trods fire års intensive undersøgelser, stadigvæk er vanskeligt at vurdere hvilke faktorer, der er afgørende for, hvordan mængden og sammensætningen af planktonalger bliver om sommeren de enkelte år.

Der skal dog i det følgende gives et forsigtigt skøn over hvilke miljømæssige forhold, der spiller en væsentlig rolle for planktonets udvikling i 1992 i Langesø, idet forskelle og ligheder med tidligere år inddrages.

Ved at betragte samspillet mellem de fysisk-kemiske og biologiske forhold i perioden 1989-1992 opnås et indtryk af, hvorledes søen ændrer sig over kort tid. Selvom der i denne periode muligvis både er sket visse ændringer i fosforudvaskningen fra oplandet (se afsnit 3) og ændringer i søens fiskebestand (se afsnit 7.2), vil en stor del af de observerede ændringer i planteplanktonets sammensætning og mængde formentlig være klimatisk betingede.

Det er kendt for søer, at vejrforholdene kan have endog meget stor betydning for planktonets udvikling gennem hele vækstsæsonen. Særlige klimatiske "hændelser", så som høje vintertemperaturer og kraftig vindomrøring, har fx. stor indflydelse på, i hvilket omfang planktonet kan forblive i live i vandfasen om vinteren. Ligeledes har vejrforholdene stor indflydelse på hyppighed og varighed af springlagsdannelse i lavvandede søer. Samtidig har perioder med høj vandtemperatur, svag eller ingen vind og høj lysindstråling stor betydning for algernes vækstbetingelser.

De hidtil opnåede resultater antyder, at planteplanktonet i Langesø idag typisk i vinter- og efterårsmånederne vil være begrænset af græsning og i forårsmånederne tillige periodevis af fosformangel, hvorimod planktonalgerne i sommermånederne vil være begrænset af andre forhold, herunder i kortere perioder af kvælstofmangel (se også afsnit 6.1 herom). Årsagen til, at græsning har ringe betydning i søvandet om sommeren, kan dels være fiskepredation på dyreplanktonet, dels mangel på "spiselig" føde for planktondyrene.

De observerede ændringer i planteplanktonet om sommeren er i det følgende gennemgået ud fra kendskab til disse forhold.

Græsning og næringsstofbegrænsning.

Forsommeren 1992 har i lighed med 1989 og 1990 været forholdsvis varm og solrig, hvorimod forsommeren 1991 har været noget køligere og mindre solrig (se afsnit 2 for en nøjere beskrivelse af vejrforholdene).

I alle fire år har indholdet af opløst uorganisk kvælstof været faldende og indholdet af opløst uorganisk fosfor stigende i søvandet i løbet af forsommeren. Det må formodes, at bl.a. de omtalte forskelle i vejrforhold og det faldende N/P-forhold (opløst form), som opstår i forsommeren har

betinget, at planteplanktonet er blevet domineret af bestemte arter.

I 1992 og 1989 har planteplanktonet været domineret af grønalgen *Carteria* sp., hvorimod planteplanktonet i 1990 og 1991 har været domineret af blågrønalgerne *Aphanizomenon klebanii*, tidligere (*flos-aquae* var. *klebanii*) og *Planktothrix agardhii*.

Der er intet, som tyder på, at indholdet af uorganisk kvælstof har været væsentlig forskelligt i forsommeren 1989-1992, derimod har der i 1989 og 1992, i forhold til 1990 og 1991, været en længerevarende periode mellem efteråret og forsommeren med lavt indhold ($< 30 \mu\text{g/l}$) af opløst uorganisk fosfor (se figur 6.1.3).

En af egenskaberne ved *Carteria* sp. er, foruden at være forholdsvis lille, meget hurtigt voksende, at være selvbevægelig (forsynet med flageller) og kan således bevæge sig ned i dybereliggende og mere fosforrige vandmasser og forsyne sig her.

Sammenlignes endvidere planktonets sammensætning i maj måned i de tre år, ses at der i 1990-1991 har været en markant klarvandsfase efter det seneste forårsalgemaksimum, hvorimod en sådan ikke er forekommet i 1989. Denne forskel kan måske forklares ved, at græsningen fra dyreplanktonet i april-først i maj 1989 ikke i samme omfang, som i de efterfølgende år har kunnet følge med opvæksten af alger i denne periode (planteplanktonet domineret af meget hurtigt voksende, alger). Som et resultat af en forholdsvis mindre effektiv græsning har den meget hurtigt voksende *Carteria* sp. måske haft mulighed for at opnå meget høj biomasse i søvandet i 1989.

Ganske vist har der i 1992 ikke været en sådan klarvandsfase, men for både 1989 og 1992 i forårsperioden har der i dyreplanktonet næsten ikke forekommet cladoceer, som er meget effektive til at nedgræsse planktonet.

Det kan derfor ikke udelukkes at en kombination af længerevarende lavt fosforindhold og græsning således kan have betinget opvækstmuligheder for grønalgen *Carteria*.

I 1992 er der sket et sammenbrud af grønalger (*Carteria*) sidst i juli, samtidig med sammenbruddet var indholdet af opløst uorganisk kvælstof lavt. I 1989 har der forekommet to perioder med algesammenbrud af *Carteria* (juli og september), hvor der i samme periode tilsvarende har været lavt indhold af opløst uorganisk kvælstof. Det kan således formodes, at algesammenbruddene skyldes mangel på opløst uorganisk kvælstof.

Efter sammenbruddet i 1992 skete der et algeskifte, således at planteplanktonet herefter blev domineret af furealger, især *Ceratium hirundinella/furcoides*, hvorimod der efter det første algesammenbrud 1989 atter skete en fornyet opvækst af *Carteria* i søvandet.

At der ikke tilsvarende sker fornyet opvækst af *Carteria* efter dennes sammenbrud i 1992 og sidste sammenbrud i 1989, kan skyldes, at græsningen har været relativt betydende i denne periode, hvor cladoceerne i begge år samtidig har haft deres maksimale biomasse.

Økologisk ubalance

Det fremgår af resultaterne af de gennemførte undersøgelser i Langesø i 1989-1992, at søen er ude af økologisk balance, idet der bl.a. forekommer meget store variationer i sammensætning og mængde af planktonalger i søen. Søen er således meget stærkt påvirket af næringsstoffer, idet der både er en betydelig ekstern og intern næringsstofbelastning af søen. For at søens tilstand skal forbedres afgørende, er det nødvendigt, at især fosforbelastningen (både den interne og den eksterne) formindskes. Da der i søen sker meget store svingninger i algesammensætning og mængde fra år til år, er det endnu for tidligt at vurdere, hvorvidt den tilsyneladende forbedring i søens tilstand, som har været i 1991 og er fortsat i 1992 er af permanent karakter, eller om der i vidt omfang er tale om klimatisk betingede forskelle mellem de enkelte år. De fremtidige undersøgelser vil vise dette.

7.4 Vegetation.

Der er i september i 1988 og 1992 udført vegetationsundersøgelser i og omkring Langesø.

Der blev hverken ved undersøgelserne i 1988 eller 1992 konstateret undervandsvegetation.

Lysets nedtrængen i søvandet er af afgørende betydning for, hvor undervandsplanterne kan vokse. Normalt vil de ikke vokse på dybder, der er større end søens gennemsnitlige sigtddybde om sommeren. Således har den gennemsnitlige sigtddybde i 1988-1990 været 0,72-0,84 m og 1991 og 1992 1,06 m.

Eftersom Langesø på grund af sin forholdsvis stejle kyster, mangler lavvandede områder med vanddybder på ca. en meter, er der intet mærkeligt i at søen mangler undervandsvegetation.

Medvirkende hertil kan yderligere være, at Langesø næsten helt er omkranset af skov, hvorved beskygningen af søens brednære arealer af udhængende træer er meget kraftig. Dette giver næsten vegetationsløse bredder.

Således har Langesø også kun udviklet en meget fattig rørsump, idet der kun findes spredte tagrørsbevoksninger med stedvise islæt af smalbladet dunhammer og søkogleaks langs søens kyster, som vokser ud til en maksimumsdybde på ca. 0,9 m.

Flydebladsvegetation, af især gul åkande, findes endvidere næsten kun i et begrænset område i søens østlige ende.

8. Udvikling i søens miljøtilstand.

8.1 Udvikling indtil i dag.

De tidligste kendte oplysninger om miljøtilstanden i Langesø stammer fra oktober 1927, hvor der er foretaget en orienterende fiskerimæssig undersøgelse af søen (Otterstrøm, 1927).

Sigtdybden i søen er herved målt til 1,60 m (kun 1 måling). Søen har endvidere dengang haft en smal rørsump, flydebladzone i vest- og østenden og en generelt rig undervandsvegetation (rankegrøde) bestående af Kruset Vandaks, Hornblad og især Tusindblad. Tilstedeværelsen af udbredt rankegrøde viser, at søen må have været relativt klarvandet - også om sommeren.

Fiskebestanden har dengang ligesom i dag været domineret af brasen, skaller, små aborrer og arter typiske for rankegrøde, flydebladzone og rørsump (karudse, rudskalle og suder) har været fåtallige. Fiskebestanden har således allerede i 1927 lignet de bestande, som er typiske for næringrige søer.

Egentlige miljøundersøgelser er først iværksat i Langesø fra og med 1972-1973. Sigtdybden er på dette tidspunkt målt til 0,50-1,00 m i sommerperioden (kun 4 målinger) og 1,10-1,50 m i vinterperioden (Fyns Amtskommune & Vandkvalitetsinstituttet, 1974). Samtidig er det konstateret, at rankegrøde tilsyneladende er forsvundet fra søen.

Søen er herefter undersøgt af Fyns Amt i 1981 og 1987-1992, heraf de sidste 4 år som et led i vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Sommersigtdybden har i årene 1981 og 1987-1990 været stort set den samme og i gennemsnit 0,67-0,84 m, hvorefter der er sket en forbedring i 1991, som har fortsat i 1992 (1,06 m i både 1991 og 1992)(figur 8.1, bilag 4).

Dette afspejler sig ikke umiddelbart i algemængden, målt som indholdet af klorofyl a i søvandet (figur 8.1, bilag 4). Her synes klorofyl-indholdet således at være faldet fra 1981 til 1987, for herefter at stige til og med 1990. Efter et fald i 1991 (til den endnu lavest målte værdi, 50 $\mu\text{g/l}$), stiger det atter i 1992. Årsagen hertil er bl.a. varierende indhold af klorofyl i de forskellige algerarter, som har været dominerende i søen gennem årene.

Det skal her bemærkes, at klorofyl-indholdet i 1981 formodentlig ville have været endnu højere, såfremt det var blevet målt ved den metode, som er blevet anvendt siden 1985. Dertil kommer, at det beregnede gennemsnit for klorofyl i 1981 er baseret på relativt få målinger, samtidig med at variationen mellem de enkelte målinger har været meget stor.

Eftersom planteplanktonet i Langesø i 1981 og perioden 1987-1990 jævnlige har udvist skiftevis voldsomme opblomstringer og totale sammenbrud, er det naturligt at forvente en betydelig variation i sommergennemsnittet for henholdsvis sigtdybde og søvandets klorofyl-indhold. Det er derfor uvist om bedringen i søvandets gennemsigthed er blivende.

Således har søvandets indhold af kvælstof og fosfor, som planktonalgerne har brug for, været til stede i relativt rigelig mængde i både 1981 og 1987-

1992 (figur 8.1, bilag 4). Der synes ganske vist at være sket en stigning i søens indhold af fosfor fra 1981 til 1987-1990 med et efterfølgende fald til 1981-niveauet i 1991 og 1992.

Denne udvikling er dog næppe alene en følge af en formindsket udefra kommende tilførsel af fosfor (se afsnit 3.2 og 3.6), men er i høj grad også betinget af årlige variationer i tilførslen af jern til søen, som i betydende grad regulerer fosforindholdet i søvandet ved udfældning af søvandets fosfor til søbunden som tungtopløslige jern/fosfor forbindelser (se afsnit 6.3).

Den interne belastning har efter et fald i 1991 igen i 1992 været meget stor og udgør således stadigvæk en af Langesø's største fosforbelastningskilder.

Til sammenligning har søvandets indhold af kvælstof været stort set uændret siden 1981.

Den udefra kommende belastning af Langesø med kvælstof og fosfor er på nuværende tidspunkt relativt stor, selvom søen "kun" påvirkes af menneskelige aktiviteter i det åbne land (se afsnit 3.2 og 3.6). Alligevel har tilførslen af specielt fosfor formodentlig været langt større, før overvågningsprogrammet og dermed målinger af belastningen blev iværksat.

Således har Langesø Gods tidligere været drevet med dels en stor husdyrbesætning, dels et meget stort antal ansatte. Der er derfor grund til at antage, at der tidligere i dette århundrede er udledt betydelige mængder fosfor direkte til søen i form af husspildevand og møddingsvand m.v.

Tilsvarende har der indtil 1987, hvor det afgørende stop for ulovlige udledninger af ajle, møddingsvand og ensilagesaft blev iværksat, sandsynligvis været væsentlige udledninger heraf til tilløbene til Langesø. Husdyrholdet i oplandet til søen har ihvertfald næppe været mindre, end det er idag, hvor det er relativt stort.

Endelig skønnes udledningerne af fosfor via spildevand fra spredt bebyggelse at have været større end nu, hvor der er indført fast tømningsskema for de private spildevandsanlæg (se Fyns Amt, 1990: Afsnit 5.2). Det er imidlertid vanskeligt mere præcist at angive den tidligere belastning af søen.

8.2 Fremtidig udvikling.

Hvis målsætningen i Regionplan 1989-2001 for Langesø skal opfyldes, indebærer det frem for alt, at middelsigt dybden i sommerperioden bliver mindst 1,5-2,0 m, og at søen ligesom tidligere i dette århundrede igen får veludviklede bevoksninger af rankegrøde, samt at der ikke forekommer massive opblomstringer af blågrøn alger. Endelig skal fiskebestanden have en "sund" arts- og alderssammensætning, med balance mellem fredfisk (skaller, brasen m.fl.) og rovfisk (gedder og store aborrer).

Dette kræver først og fremmest, at søvandets fosforindhold reduceres væsentligt, således at fosfor i højere grad end i nu bliver begrænsende for planteplanktonets vækst.

En reduktion af søvandets fosforindhold forudsætter dog, at den betydende interne fosforbelastning af søen ophører, således at søvandets fosforindhold alene bestemmes af den udefra kommende tilførsel.

Sammenhæng mellem fosfortilledning og sigtddybde.

Til vurdering af, hvor klart søvandet vil blive ved et givet fosforindhold, er der af Kristensen, Jensen & Jeppesen (1990) og Kristensen m.fl. (1991) opstillet følgende sammenhænge mellem søvandets indhold af fosfor (totalfosfor) og sommersigtddybden:

$$\text{Model 1 Sigtddybde (m)} = 0,34 (P)_{so}^{-0,29} z^{0,55}$$

$$\text{Model 2 Sigtddybde (m)} = 0,25 (P)_{so}^{-0,61} z^{0,25},$$

hvor $(P)_{so}$ er søvandets årsmiddelkoncentration af total-fosfor (mg/l) og z søens middeldybde (m). Sigtddybdemodel 1 er opstillet på baggrund af resultater fra et stort antal danske søer, herunder flere nationale overvågningssøer, medens sigtddybdemodel 2 er opstillet for de 37 danske nationale overvågningssøer i 1989-1990. Her er grundlaget for sigtddybdemodel 2 et langt større antal målinger i den enkelte sø, end tilfældet er for sigtddybdemodel 1.

Kristensen m.fl. (1991) vurderer, at sigtddybdemodel 2 rimelig godt beskriver den målte middelsigtddybde i de nationale overvågningssøer, om end med betydelig variation. En tilsvarende variation findes også ved anvendelse af sigtddybdemodel 1.

I Langesø beskriver sigtddybdemodel 2 de faktisk målte sommermiddelsigtddybder relativt dårligt i perioden 1989-1992, idet de målte værdier er 20-36% større end de beregnede (tabel 8.2.1).

Derimod er der for sigtddybdemodel 1 udmærket overensstemmelse mellem beregnede og målte sommermiddelsigtddybder i Langesø i 1989-1992.

Tabel 8.2.1.

Sammenligning mellem målte og beregnede middelsigtddybder i Langesø for sommerperioden (1.5.-30.9.), 1989-1992. For sigtddybdemodel 1 er endvidere angivet variationen på den beregnede værdi (S.E.). Se iøvrigt teksten for en nærmere forklaring.

År	$(P)_{so}$ (mg/l) målt	Sigtddybde, beregn. (m)		Sigtddybde målt (m)
		Model 1	Model 2	
1989	0,325	0,88 (0,75-1,03)	0,66	0,84
1990	0,332	0,87 (0,74-1,02)	0,65	0,78
1991	0,212	0,99 (0,83-1,17)	0,85	1,06
1992	0,246	0,95 (0,80-1,12)	0,78	1,06

Middeldybden, z : 3,1 m

Selvom sigtddybdemodel 2 således kun relativt dårligt har været i stand til at forudsige middelsigtddybden i 1989-1992, vil det formodentlig alligevel være rimeligt, at anvende modellen til en vurdering af mulighederne for at forbedre søens miljøtilstand.

Denne model har således en langt større "følsomhed" over for ændringer i søvandets fosforindhold end sigtddybdemodel 1 (sigtddybden forøges

"hurtigere" med faldende fosforindhold i model 2 end i model 1), specielt ved relativt lave fosforindhold i søvandet. En sådan større "følsomhed" vurderes passende for en relativt vindbeskyttet og relativt dyb sø som Langesø.

Det fremtidige, ønskelige fosforindhold i søvandet kan beregnes ved anvendelse af de fosformodeller, som er omtalt i afsnit 6.2.

Af de her nævnte modeller skønnes fosformodel 1 at være bedst egnet i Langesø på grund af dennes dybdeforhold og opholdstid (se Kristensen, Jensen & Jeppesen, 1990). Det skal dog bemærkes, at denne model har beskevet sammenhængen mellem fosfortilførsel og fosforindhold i søvandet relativt dårligt i perioden 1989-1992. Dette skyldes uden tvivl den betydelige interne fosforbelastning af søen.

Anvendes sigtdybdemodel 2 således sammen med fosformodel 1, kan det herefter beregnes, hvor stor sigtdybden kan forventes at blive, såfremt søens eksterne belastning reduceres (se tabel 8.2.2). I disse beregninger forudsættes en normal ferskvandsafstrømning til søen, svarende til en middelopholdstid i søen på 0,4 år (som i 1990-1991). Det skal endvidere fremhæves, at beregningerne forudsætter, at den interne fosforbelastning er nået ned på et meget lavt niveau (hvilket ikke er tilfældet i dag, jf. afsnit 6.2).

Tabel 8.2.2

Beregnet forventet sigtdybde i Langesø ved det nuværende belastningsniveau og ved forskellige grader af reduktion af belastningen. Der er anvendt henholdsvis fosformodel 1 og sigtdybdemodel 2.

Belastning	P_{ind} (mg/l)	Beregnet $P_{sø}$ (mg/l)	Beregnet sigtdybde (m)
35% reduktion	0,144	0,083	1,52
50% reduktion	0,111	0,064	1,78
60% reduktion	0,088	0,051	2,04
Nuværende niveau	0,221	0,127	1,17

Af beregningerne ses, at den ønskede sommermiddelsigt dybde i søen (1,5-2,0 m) kun kan opnås, såfremt fosforbelastningen af søen via overfladisk afstrømning højst er 100-175 kg P/år, hvilket svarer til en middelkoncentration af fosfor i tilløbsvandet på 0,088-0,144 mg P/l. Dette svarer til en reduktion af fosforafstrømningen til søen på 35-60%. Belastningen bør dog være så lav som muligt for at øge muligheden for at opnå et godt resultat.

Imidlertid er den interne belastning som nævnt stor og har afgørende betydning for søens tilstand. Dette gør ikke en reduktion af den eksterne fosfortilførsel betydningsløs, snarere tværtimod. Det er således vigtigt, at denne belastning reduceres ud over, hvad der er beregnet ved anvendelse af modellerne ovenfor. Nedbringelsen af den eksterne belastning vil således medvirke til, at der frigives ekstra meget fosfor fra søbunden til søvandet, hvorefter det således frigjorte fosfor efterhånden skylles kan ud af søen. Dette vil på længere sigt nedbringe de ca. 1200 kg plantetilgængeligt fosfor, som ligger på søbunden og bidrager til den interne belastning.

Fiskemanipulation.

Selvom det måtte lykkes at reducere såvel den eksterne som den interne belastning af søen væsentligt, er det ikke sikkert, at søen automatisk får det ønskede klare vand med relativt få planktonalger. Dette skyldes, at den nuværende sammensætning af fisk i søen betyder, at der er en overvægt af fisk, som spiser dyreplankton (brasen, skaller og små aborrer). Når fiskene bortspiser dyreplanktonet, vil dette ikke i væsentlig omfang kunne holde algemængden nede ved græsning. Planteplanktonet vil derfor have mulighed for en betydelig vækst. Det medfører uklart vand, som forhindrer en undervandsvegetation i at etablere sig. Tilstedeværelse af undervandsvegetation vil være en vigtig faktor, der medvirker til at stabilisere forholdene i søen.

Udsætning af rovfisk (gedder og store aborrer) og/eller opfiskning af planktonædende fisk (skalle, brasen, små aborre) kan ikke blot bidrage til at sikre den ønskede tilstand i søen, men også fremskynde bedringen af tilstanden, også selv om den eksterne og interne belastning ikke er nedbragt til det ønskede niveau.

Da gydemulighederne for rovfisk er dårlige i søen (Mohr-Markmann, 1992), bør der, for at sikre en rimelig stor og sund bestand af disse, endvidere ske en regulering af det lystfiskeri efter gedder, store aborrer samt sandarter, som i dag udøves i søen. Samtidig kan der være behov for gentagne udsætninger af rovfisk til erstatning for de bortfiskede.

Muligheder for at nedbringe den eksterne belastning.

Det er i vandmiljøplanen forudsat, at udledningerne af kvælstof og fosfor til vandmiljøet skal reduceres med henholdsvis 50% og 80%. Dette gælder såvel for udledninger fra større renseanlæg, for virksomheder med særskilt udledning til vandområder og tilførsler i forbindelse med landbrugsdrift. Derimod stiller planen ingen krav til udledninger fra mindre renseanlæg og spredtliggende ejendomme, hvilket er en afgørende mangel, såfremt tilstanden i Langesø og mange andre danske søer ønskes forbedret.

I oplandet til Langesø bidrager såvel spildevand fra spredtliggende ejendomme (se tabel 3.2.5) som landbrugsdrift væsentligt til tilførslen af fosfor. Det er denne kulturbetingede tilførsel af fosfor, som i givet fald skal reduceres, for at miljøtilstanden i Langesø kan blive bedre.

Tages der som nævnt ovenfor udgangspunkt i den gennemsnitlige tilførsel af fosfor i perioden 1989-1992, skal denne tilledning mindst halveres, før en permanent bedring af Langesø tilstand overhovedet kan forventes.

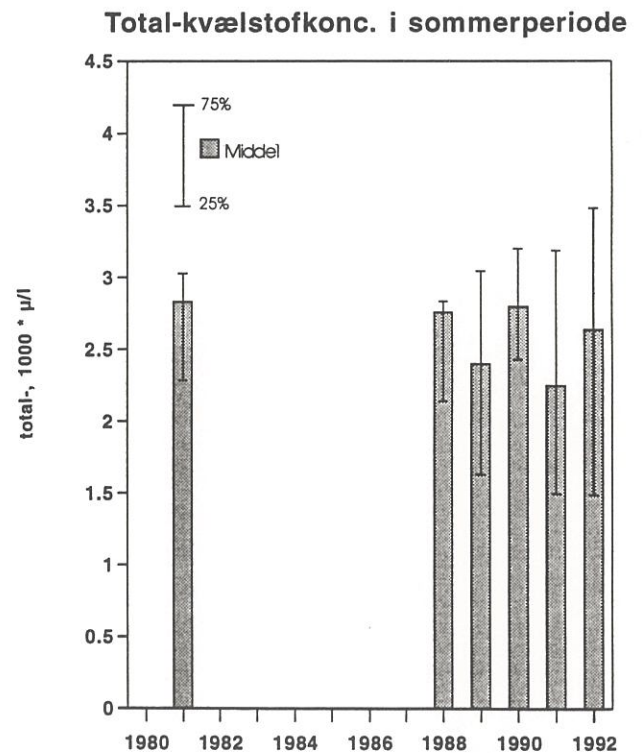
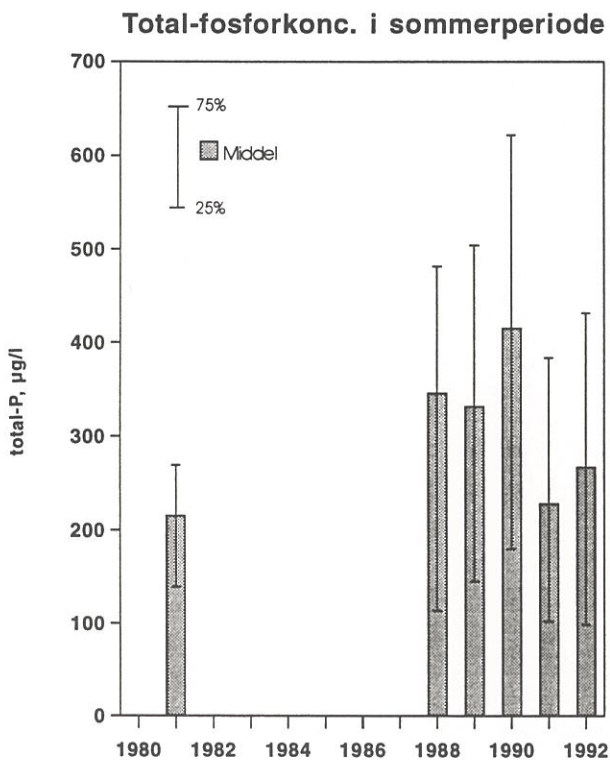
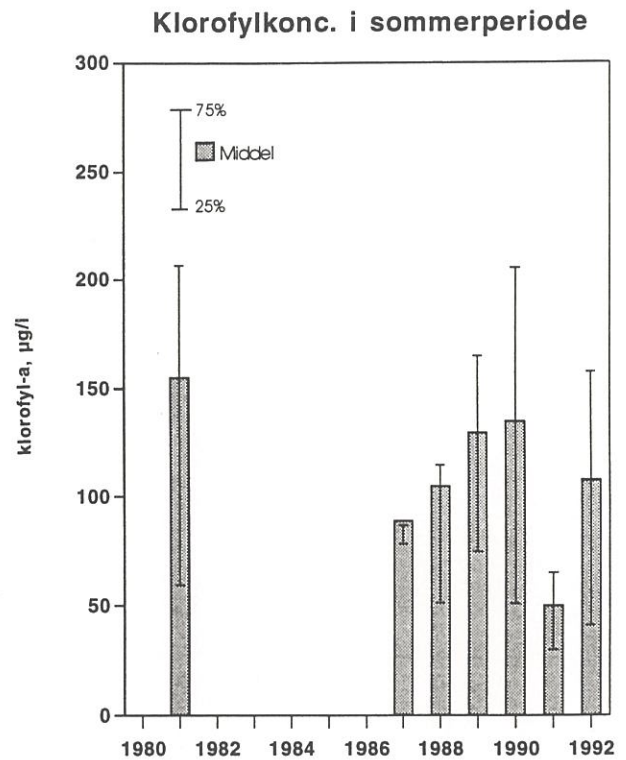
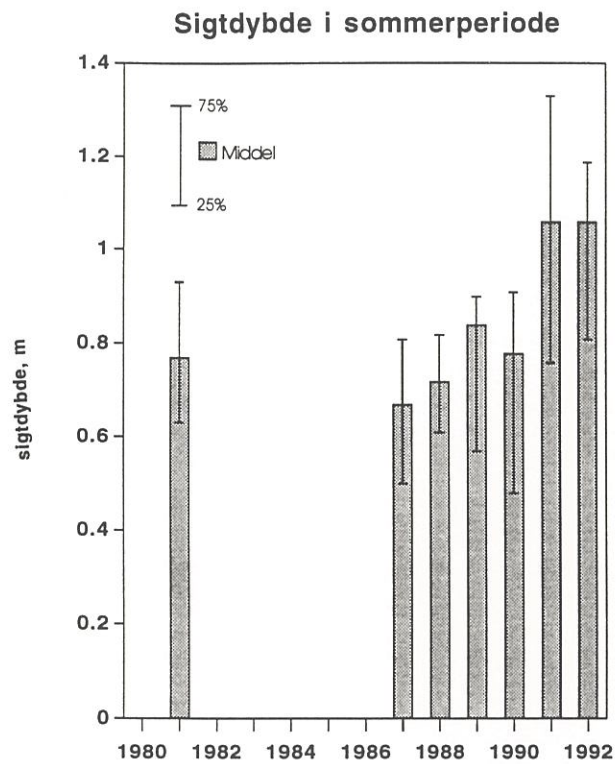
Midlerne til at opnå denne reduktion kan omfatte både forbedret spildevandsbehandling ved de spredtliggende ejendomme samt formindsket tilførsel af fosfor fra de dyrkede arealer. Af de to kilder kan den potentielle (dvs. højst tænkelige) fosfortilførsel via spildevand opgøres til 197 kg P/år (tabel 3.2.5). Eftersom det er uklart, hvor en stor del af dette fosfor, der rent faktisk når frem til søens tilløb (eller direkte til søen), er det imidlertid umuligt at afgøre, hvor stor en andel de to fosforkilder hver især bidrager med (se iøvrigt afsnit 3.2).

Spildevandsbelastningen kan reduceres ved fx. nedsivning, opsamling af spildevandet, etablering af nye forbedrede renseanlæg på den enkelte ejendom, og/eller anvendelse af fosfatfrie vaskemidler.

Tilførslen af fosfor fra de dyrkede marker vurderes bl.a. at kunne reduceres ved større anvendelse af plantedækkede marker i vinterperioden (fx med efterafgrøder), samt udlægning af passende brede udyrkede arealer langs tilløbene til søen.

De nævnte virkemidler ligger, hvad angår fosforbidraget via spildevand, uden for rammerne af vandmiljøplanen. Miljølovgivningen giver imidlertid muligheder for indgreb med henblik på at mindske belastningen fra de spredtliggende ejendomme. Det er efter gældende lovgivning kommunerne i oplandet til søen, som har kompetencen hertil.

En afgørende forbedring af søens tilstand forudsætter dog som allerede nævnt også, at den interne fosforbelastning af søen ophører. Dette vil formodentlig tage adskillige år. Det er dog her en fordel, at søen opholdstid er så forholdsvis kort. Den interne belastning vil muligvis kunne nedbringes hurtigere ved fjernelse af søens fosforrige sediment. Effekten heraf kan dog være vanskelig at forudse, samtidig med at udgiften til denne form for restaurering vil være meget stor (forsigtigt anslået over 10 mill. kr).



Figur 8.1

Udviklingen i sigt dybde, samt indhold af klorofyl-a, total-kvælstof og total-fosfor i søvandet i Langesø for sommerperioden (1.5.-30.9.), 1981-1992. Angivet middelværdi og 25-75% fraktiler (d.v.s., at 50% af målingerne ligger inden for det angivne interval).

9. Sammenfatning og konklusion.

Langesø, som er en af Fyns mindre søer (kun 17,1 ha), ligger omgivet af skov i en af istidens tunneldale. Da søen ligger orienteret øst-vest og samtidig er ret lavvandet (middeldybde 3,1 m), omrøres dens vandmasse ret let af vinden. Søen har fra naturens hånd været en naturligt næringsrig skovsø med klart vand og udbredt undervandsvegetation (rankegrøde). I dag er søens vand imidlertid uklart på grund af omfattende planktonalgevækst, og rankegrøden er for længst forsvundet.

Søen er i Regionplan 1989-2001 målsat som "fiskevand til lyst-og/eller erhvervsfiskeri". Dette indebærer bl.a., at søen bør have en gennemsigtighed (sigtdybde) på mindst 1,5-2,0 m, et rigt planteplankton uden masseopblomstringer af enkelte algegrupper, en udviklet undervandsvegetation (rankegrøde) og en alsidig og rig smådyrsfauna. Endelig skal fiskebestanden have en sund alders- og artsfordeling med balance mellem fredfisk (skaller, brasen m.fl.) og rovfisk (gedder og store aborrer)

I søens opland anvendes i dag 73% af arealerne til landbrugsmæssigt formål (med et husdyrhold som i Fyns Amt som helhed), mens resten består af skov. Jordbunden i landbrugsområderne er typisk for Fyns Amt, dvs. hovedsagelig bestående af sandblandet ler samt lerblandet sand, og dermed mere leret end for Danmark som helhed.

I oplandet til søen findes ingen større bysamfund, men der udledes derimod spildevand fra spredt bebyggelse. Tætheden af denne bebyggelse er noget større end for Fyns Amt som helhed. Det er imidlertid usikkert, om alle de udledte næringsstoffer herfra rent faktisk når frem til søen.

Tilførslen af kvælstof og fosfor fra søens opland er i dag relativ stor. Hovedparten af kvælstof- (79-86%) og fosfortilførslen (56-84%) er en kulturbetinget afstrømning fra det såkaldt åbne land, hvor kvælstoffet næsten udelukkende stammer fra landbrugsarealer, mens tilførslen af fosfor dels skyldes spildevand fra den spredte bebyggelse, dels afstrømning fra landbrugsarealerne.

Tilførslen af fosfor har været faldende - fra 415 kg i 1990 til 194 kg i 1992. Årsagen til dette fald er ikke umiddelbart klarlagt og kan skyldes klimatiske forhold, måleusikkerheder mm.. Medvirkende kan dog være en mere udbredt anvendelse af fosfatfrie vaskemidler og en større andel af grønne marker i oplandet til søen (for Fyn som helhed er andelen af grønne marker steget fra 62% i 1989/90 til 82% i 1991/92).

Kvælstoftilførslen derimod synes ikke at have ændret sig væsentligt gennem de sidste fire år og er således fortsat høj.

Af det tilførte kvælstof fjernes årligt 39-62% i søen, bl.a. ved frigivelse til atmosfæren (denitrifikation).

Af det tilførte fosfor blev der på årsbasis i 1989-1991 i søbunden tilbageholdt 14-20% af det udefra tilførte fosfor. I 1992 blev imidlertid kun 9% tilbageholdt.

Jerntilførslen til søen synes i betydelig grad at kunne regulere både tilbageholdelsen og koncentrationen af fosfor i søvandet ved udfældning til søbunden af søvandets fosfor som tungtopløslige jern/fosfor forbindelser.

Der findes i dag meget store mængder fosfor ophobet i søbunden. Dette skyldes ikke blot den nuværende tilførsel, men navnlig tidligere rigelige tilførsler af fosfor, sandsynligvis i form af tilledt ajle, møddingsvand og spildevand. Langesø Slot med tilhørende landbrug skønnes herved at have været en betydende kilde.

Årsmiddelkoncentrationen af fosfor i søvandet er meget højt, men har udvist et fald fra 332 $\mu\text{g/l}$ i 1990 til 212 $\mu\text{g/l}$ i 1991. I 1992 den er atter steget (246 $\mu\text{g/l}$). Det høje fosforindhold i søvandet er næppe alene en følge af den udefra kommende tilførsel af fosfor, men er i høj grad også betinget af de betydelige mængder ophobet fosfor, som fra søbunden frigives til søvandet om sommeren.

Det høje fosforindhold muliggør en voldsom opvækst af planktonalger, som bevirker at søvandet er relativt uklart om sommeren. Samtidig er også kvælstofindholdet stort. Planteplanktonet i søen har både i 1992 og 1989 været domineret af grønalger, hvorimod blågrønalger har domineret i 1991 og 1990.

Algesammensætningen og -mængden i søen er først og fremmest bestemt af søvandets høje indhold af næringsstoffer, men mangel på enten kvælstof eller fosfor kan forekomme i korte perioder, og herved give anledning til pludselige kortvarige sammenbrud af algebestanden. Disse sammenbrud, hvor søvandet pludselig bliver helt klart, er altså ikke et sundhedstegn, men derimod et udtryk for den økologiske ubalance, som følger med søens høje næringsstofindhold.

Søens dyreplankton er kun i ringe grad i stand til at nedgræsse planktonalgerne midt på sommeren, mens de bedre kan holde algerne nede i vinter-, forårs- og efterårsmånederne. Når dyreplanktonet ikke spiller en større rolle som regulator af algemængden, er årsagen dels, at visse alger er ret "uspiselige" (blågrønalger), dels, at dyreplanktonet midt på sommeren holdes nede af ynglen af søens dominerende fisk, brasen, skaller og små aborrer. Fiskenes kraftige bortspisning af dyreplanktonet har bl.a. resulteret i, at der siden 1989 er forsvundet store dyreplanktonarter, som er særlig gode til at nedgræsse planktonalger.

Søens biologiske struktur er således præget af "økologisk ubalance" med stærkt svingende algemængde og i visse år endda fiskedød, fremkaldt af iltmangel, svovlbrinte, ammoniak eller gifte produceret af blågrønalger (fx i 1990). Denne ubalance har været tilstede inden for i det mindste de seneste 10 år, hvor Fyns Amt har overvåget søen.

Søen er blevet mere klarvandet fra 1989-1990 (middelsigt dybde om sommeren 0,78-0,84 m) til 1991-1992 (middelsigt dybden om sommeren 1,06 m). Der er imidlertid ikke tale om en reel forbedring af søens tilstand. Ændringen er derimod et udtryk for den før omtalte økologiske ubalance med skift mellem algeopblomstringer og -sammenbrud.

Beregninger har vist, at såfremt Langesøs tilstand skal forbedres afgørende, således at målsætningen for søen kan opfyldes, skal fosfor gøres begrænsende for planteplanktonets vækst. Dette indebærer, at den kulturbetingede tilførsel af fosfor fra det åbne land skal reduceres med mindst 50%.

Midlerne til at reducere denne tilførsel er en forbedret rensning eller nedsivning af spildevand fra den spredte bebyggelse i oplandet til søen. Anvendelse af fosfatfrie vaskemidler på disse ejendomme kan endvidere medvirke til at begrænse fosforbelastningen af søen. Endelig bør der ske en øget anvendelse af efterafgrøder på landbrugsarealer langs vandløb i oplandet samt etablering af udyrkede bræmmer langs dele af tilløbene til søen, der ikke allerede i dag forløber gennem udyrkede engarealer.

Imidlertid vil søens tilstand ikke afgørende forbedres uden at den interne fosforbelastning af søen samtidig bringes til ophør. Nedsættes den udefra kommende fosforbelastning, vil der således gå adskillige år, før den interne belastning ophører. Det er muligt at fremskynde tidspunktet herfor gennem restaurering, hvorved søens fosforrige sediment fjernes.

Referencer.

- Bosselmann, S. og B. Riemann (1986):** Zooplankton. - I Riemann, B. og M. Søndergaard (eds.): Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes. - Elsevier Sci. Publ. B. V., s. 198-236.
- Canfield, D.E. & R.W. Bachmann, 1981:** Prediction of total phosphorous concentrations, chlorophyll a and Secchi depth in natural and artificial lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 414-423.
- Danmarks Miljøundersøgelser, 1991:** Anvisning vedr. beregning af baggrundsbidraget på baggrund af resultater fra referencevandløbsoplunde. - Brev til Fyns Amt af 7 .maj 1991.
- Fulton, R. S., 1988:** Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. - Freshwater Biology 20, s. 263-271.
- Fulton, R. S. og H. Paerl, 1987:** Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. - Limnol. Oceanogr. 32, s. 634-644.
- Fulton, R. S. og H. Paerl, 1988:** Zooplankton feeding selectivity for unicellular and colonial *Microcystis aeruginosa*. Bulletin Marine Science 43, s. 500-508.
- Fyns Amt, 1990:** Vandmiljøovervågning: Langesø, 1989. - Rapport, 51 s.
- Fyns Amt, 1991a:** Vandmiljøovervågning: Langesø, 1990. - Rapport, 85 s.
- Fyns Amt, 1991b:** Afstrømningsmålinger i Fyns Amt 1989. - Rapport udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, 25 s. + bilag.
- Fyns Amt, 1991c:** Afstrømningsmålinger i Fyns Amt 1990. Rapport udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, 22 s. + bilag.
- Fyns Amt, 1992:** Vandmiljøovervågning: Langesø, 1991 - Rapport, 111 s.
- Fyns Amt, 1993a:** Vandmiljøovervågning: Vandløb og kilder, 1992. -Rapport, ? s.
- Fyns Amt, 1993b:** Vandmiljøovervågning: Søholm Sø, 1992. -Rapport, ? s.
- Fyns Amt, 1993c:** Vandmiljøovervågning: Arreskov Sø, 1992. -Rapport, ? s.
- Fyns Amtskommune & Vandkvalitetsinstituttet, 1974:** Miljøbeskyttelse. Forundersøgelser af søer, moser og nor i Fyns Amt. Beretning om 63 vandområder i amtet, 154 s.
- Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann & P. Andersen, 1990:** Zooplanktonundersøgelser i søer. Metoder. - Udkast. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 92 s.
- Håkanson, L., 1981:** A manual of lake morphometry. - Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 78 s.

Jensen, H. S. & F. Ø. Andersen, 1990: Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. C4, Miljøstyrelsen, 94 s.

Kristensen, P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, E. Mortensen & Aa. Rebsdorf, 1990: Overvågningsprogram. Prøvetagning og analysemetoder i søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, 32 s.

Kristensen, P., J.P. Jensen & E. Jeppesen, 1990: Eutrofieringsmodeller for søer. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C9., Miljøstyrelsen, 120 s.

Kristensen, P., J.P. Jensen, E. Jeppesen & M. Erlandsen, 1991: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1990. Ferske vandområder -søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr. 38, 104 s.

Kristensen, P., J. Windolf, E. Jeppesen, M. Søndergaard & L. Sortkjær, 1992: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991. Ferske vandområder - søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr. 63, 110 s.

Kronvang, B. & A. J. Bruhn (1990): Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. - Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for ferskvandsøkologi, 22 s.

Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1977: Limnologisk metodik. - Akademisk Forlag, 172 s.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1990: Langesø 1989, Phyto- og zooplankton. - Notat til Fyns Amt, 11 s. + bilag.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1991: Langesø 1990, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 12 s. + bilag.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1992: Langesø 1991, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

Miljøbiologisk Laboratorium, 1993: Langesø 1992, Plante- og dyreplankton. - Notat til Fyns Amt, 13 s. + bilag.

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1988: Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988, teknisk rapport nr. 21, 59 s.

Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, 1992: Vandmiljøovervågning: Fiskebestanden i Langesø, 1989. - Rapport til Fyns Amt, 93 s.

Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann, 1990: Fiskeundersøgelser i søer: Overvågningsprogram. Undersøgelserprogram, fiskeredskaber og metoder. - Danmarks Miljøundersøgelser, teknisk anvisning nr. 3, 60 s.

Olesen, J.E., H.E. Mikkelsen & E. Friis, 1991: Emnedag om: Meteorologiske målemetoder i jordbrugs- og miljøforskningen. -Tidsskrift for Planteavl specialserie, beretning nr. 2112, 94 s.

Olrik, K., 1988: Vejledning i phytoplankton bedømmelse, del I, Metoder. - Miljøbiologisk Laboratorium, rapport til Miljøstyrelsen, 57 s.

Otterstrøm, C.V., 1927: Notat om Langesø, 12.-15. oktober 1927. -Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 14 s.

Prairie, Y.T., 1988: A test of the sedimentation assumptions of phosphorous input-output models. - Arch. Hydrobiol. 111: 321-327.

Reynolds, C.S., 1986: The ecology of freshwater phytoplankton. - Cambridge University Press, reprint, 384 s.

Szczepanski, A., 1965: Deciduous leaves as a source of organic matter in lakes. - Bulletin de L'académie Polonaise des Sciences (Série des Sciences Biologiques) 13, s. 215-217.

Vollenweider, R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. - Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, s. 53-83.

Bilag 1.

Metodik anvendt ved undersøgelser af Langesø og dens opland.

Morfometri.

Søens dybdeforhold er i 1986 kortlagt af landinspektør Thorkild Høy ved hjælp af ekkolodning. Beregning af søens kystlinielængde, areal og volumen er foretaget af Fyns Amt ved anvendelse af planimeter (se Håkanson, 1981).

Oplandsbeskrivelse.

Søens afstrømningsopland og deloplandene til søens 2 hovedtilløb er afgrænset af Hedeselskabet i 1990 på baggrund af Geodætisk Instituts højdekurvekort i målestoksforholdet 1:25.000, samt ud fra oplysninger om dræninger i området.

Arealanvendelsen i oplandet er herefter opgjort på basis af oplysninger fra Landbrugsministeriet, Afdelingen for Arealdata og Kortlægning, Vejle. Disse oplysninger stammer fra perioden 1974-1981.

Jordtypefordelingen i landbrugsområderne er ligeledes opgjort på basis af oplysninger fra Afdelingen for Arealdata og Kortlægning. Disse oplysninger stammer fra perioden 1977-1978, og angiver kun forekomst af dominerende jordtyper i dybden 0-20 cm.

Oplysninger om husdyrhold i oplandet er indhentet af Søndersø og Vissenbjerg Kommuner i forbindelse med disse kommuners landbrugstilsyn i perioden 1986-1989. Ifølge Søndersø og Vissenbjerg Kommuner er der ikke siden sket væsentlige ændringer i husdyrholdet (oplyst primo 1992).

Tætheden af spredt bebyggelse i oplandet er skønnet på baggrund af en optælling af ejendomme på Geodætisk Instituts kort i målestoksforholdet 1:25.000 (fra 1983). Grundlaget for vurderingen af tætheden af den spredte bebyggelse er efterfølgende blevet forbedret, idet der i starten af 1992 er indhentet oplysninger fra Søndersø og Vissenbjerg Kommuner om den faktiske forekomst af spredtliggende ejendomme i oplandet til søen. Det er herefter antaget ligesom tidligere, at der fra hver ejendom i gennemsnit udledes spildevand fra 3 personer (3 PE/ejendom). Ved den seneste opgørelse er tætheden af den spredte bebyggelse reduceret med 5% i forhold til tidligere. For Fyn og Danmark er oplysningerne om spredt bebyggelse baseret på opgørelser over befolkningsandel uden tilslutning til offentligt kloaknet.

Oplandet til Langesø, herunder grundlaget for opgørelsen af arealanvendelsen, er mere detaljeret beskrevet i Fyns Amts rapport om Langesø, 1990 (Fyns Amt, 1991a).

Meteorologiske og afstrømningsmæssige forhold.

Nedbør:

Til beskrivelse af nedbørsforholdene ved Langesø er benyttet en af

Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) drevet nedbørsmåler i Væde umiddelbart vest for Langesø (DMI-st.nr. 28160), der indgår i et net nedbørsmålestationer fordelt over hele landet.

Disse nedbørsmålere er opstillet på standardiseret vis i en højde af 1,5 m over jorden. En nedbørsmåler, som er opstillet i denne højde, vil imidlertid påvirke den omgivende luftstrøm, hvorved nedbørspartiklerne afbøjes. Dermed "fanger" måleren kun en del af nedbøren. Denne fejl benævnes den aerodynamiske fejl eller vindeffekten.

Derudover vil en mindre del af den nedbør, som rent faktisk rammer nedbørsmålerens opsamlingsstragt og målekande, ikke blive målt. Dette skyldes dels overfladeadhæsion, dels fordampning, fra henholdsvis opsamlingsstragt og målekande. Dette kaldes samlet for wettingtabet.

Standardkorrektionen for vindeffekt og wettingtab for stationer med moderate læforhold (dvs. 80-90% af samtlige stationer) er på årsbasis 16%.

Eftersom nedbørsmålingerne fra de nævnte målestationer af DMI opgives ukorrigeret, hvad angår vindeffekt og wettingtab, har Fyns Amt korrigeret de pågældende målinger ud fra retningslinier, som anvendes af Statens Planteavlsforsøg (se Olesen, Mikkelsen & Friis, 1991).

Det skal afslutningsvis bemærkes, at fraktilbåndene i figur 2.2 og 2.3 er beregnet ud fra nedbørsdata for perioden 1977-1992.

Fordampning:

Til brug for vandbalancen er benyttet den potentielle fordampning i Årslev på Midtfyn (DMI-st.nr. 28280). Beregningen er foretaget af Statens Planteavlsforsøg ved hjælp af den såkaldte Makkink's ligning. Eftersom denne beregnede fordampning er udført for en jordoverflade, er der foretaget en korrektion (multiplikation med 1,10) for at opnå fordampningen fra en søoverflade (anbefaling fra Harald Mikkelsen, Statens Planteavlsforsøg).

Ferskvandsafstrømning:

Til beskrivelse af variationen i ferskvandsafstrømningen i perioden 1989-1992 er der anvendt supplerende data fra vandløbsmålestationen Stavis ved Stavis Bro, hvor der er foretaget målinger siden 1977. Der er herved foretaget en visuel sammenligning af den såkaldte hypsograf for henholdsvis de 2 hovedtilløb til Langesø og Stavis Å ved Stavis Bro. Det er herefter vurderet, at afstrømningen i Stavis Å kan betragtes som repræsentativ for afstrømningen til Langesø. Det har herved været muligt at beskrive den historiske udvikling i afstrømningen til Langesø, selvom overvågningen heraf først blev igangsat i 1989.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 og 2.3 er beregnet for perioden 1977-1992.

Lufttemperatur:

Lufttemperaturen er beregnet som et middel af målinger ved henholdsvis

Rudkøbing (DM-st.nr. 28590), Gundestrup (DMI-st.nr. 28335) og Skjoldnæs Fyr (DMI-st.nr. 28490), hvorfra der foreligger målinger siden 1976.

De viste fraktilbånd på figur 2.2 og 2.3 er beregnet for perioden 1977-1992.

Soltimer:

Oplysninger om antallet af soltimer er indhentet fra Årslev (DMI-st.nr. 28280). Målingerne omfatter perioden 1961-1992.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 og 2.3 er beregnet ud fra data fra perioden 1961-1990.

Vindforhold:

Oplysninger om vindforhold er indhentet fra klimastationen i Odense Lufthavn i Beldringe (DMI-st.nr. 06120). Her måles vindhastigheden i 10 m's højde i alt 8 gange daglig. Disse målte værdier er opløftet til 3. potens. Månedsmidler er beregnet herudfra.

De viste fraktilbånd i figur 2.2 er beregnet ud fra data fra perioden 1961-1990.

Søens eksterne belastningsforhold.

Stofafstrømning:

Fyns Amt har i 1989-1992 gennemført intensive fysisk-kemiske undersøgelser i søens tilløb og afløb. Stationering, analyseomfang og undersøgelses-hyppighed fremgår af figur 1.1.1 og tabel B1.1-B1.2.

Tabel B1.1

Oversigt over vandkemiske undersøgelser i tilløb til og afløb fra Langesø i Fyns Amt, 1989-1992.

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrollenheden, Odense		
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype VA3
pH (20°C)	DS 287	+
Suspenderet stof = tørstof (part.)	DS 207	+
COD (foreliggende tilstand)	DS 217 ¹⁾	+
Total-N	DS 221	+
(NH ₃ +NH ₄)-N (F)	DS 204	+
(NO ₂ +NO ₃)-N (F)	DS 223	+
Total-P	DS 292	+
PO ₄ -P = Orto-P (F)	DS 291	+
Silikat-Si	MFL ¹⁾	+
Total-Fe	MFL ¹⁾	+
Total-Ca	DS 248	+

Bemærkninger:

1) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1988).

(F) Analyse på filtreret prøve (GF/C).

Sted	Vandløbsnavn	Stationsnr. SERR-nr.	Undersøgesaktivitet		Undersøgelseshyppighed		Programtype
			Q/H-station	Vandkemistation	Vandføringsmåling	Vandkemiprøve	
Tilløb 1	Travnskov Afløb	2607211	+	+	26/år	26/år [*]	VA3
Tilløb 2	Kapelbæk	2607230	-	+	26/år	26/år [*]	VA3
Afløb	Langesø Afløb	260-7240	+	+	19/år	19/år	VA3

*) Fra medio maj 1992 er prøvetagningsfrekvensen øget fra 1 prøve/14. dag til 1 prøve/uge. De supplerende prøver er analyseret efter et reduceret program.

Tabel B1.2

Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser i tilløb og afløb fra Langesø Sø i Fyns Amt, 1989-1992.

Hedeselskabet har på baggrund af Fyns Amts enkeltmålinger af vandføringen og en samtidig kontinuerlig registrering af vandstanden beregnet døgnmiddelvandføringen i vandløbene (jf. Fyns Amt, 1991b, 1991c, samt upubl. data for 1991 og 1992).

Næringsstofafstrømningen er herefter beregnet ved anvendelse af lineær-interpolationsmetoden. Denne metode er detaljeret beskrevet af Kronvang og Bruhn (1990).

Målingerne af næringsstofafstrømningen til søen dækker i alt ca. 90% af søens samlede oplandsareal.

Ferskvands- og næringsstofafstrømningen fra den resterende del af oplandet, det såkaldte umålte opland, er dernæst beregnet under antagelse af, at arealafstrømningen (afstrømningen pr. ha = arealkoefficienten) er ens i det målte og det umålte opland.

Beregning af basisbidrag:

Ved basisbidraget forstås den næringsstofftilførsel fra oplandet til søen, som ville forekomme, såfremt dette opland var praktisk taget uden menneskelig aktivitet ("naturområder").

Beregningen af dette basisbidrag for henholdsvis kvælstof og fosfor er foretaget på baggrund af en såkaldt vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration af disse næringsstoffer (dvs. den årlige næringsstofafstrømning divideret med den årlige ferskvandsafstrømning) for 7 danske såkaldte referencevandløb, der afvander ugødskede skov-/naturområder. Endvidere er benyttet den lokale ferskvandsafstrømning til Langesø. Der henvises i øvrigt til Danmarks Miljøundersøgelser (1991).

Beregningen kunne i stedet have været udført med udgangspunkt i arealafstrømningen af næringsstoffer fra oplandene til de 7 nævnte referencevandløb samt arealet af oplandet til Langesø. Dette ville imidlertid give et væsentlig mindre basisbidrag end angivet i nærværende rapport.

Det kan diskuteres, hvilken af de to metoder, der er den mest korrekte. Tager beregningen udgangspunkt i værdier af næringsstofkoncentrationen i referencevandløbet, ses der bort fra, at der sandsynligvis er en nær sammenhæng mellem basiskoncentrationsniveauet og størrelsen af

ferskvandsafstrømningen i det pågældende søopland. Fejlen herved er dog formodentlig mindre, end hvis beregningen udførtes med udgangspunkt i arealafstrømningen af næringsstoffer fra oplandene til referencevandløbene.

Da fastlæggelsen af størrelsen af basisbidraget har afgørende betydning for vurdering af mulighederne for reduktion af næringsstoftilførslen til søer, synes der (specielt for fosfors vedkommende) at være behov for en forbedret dokumentation for den anvendte metode til beregning af basisafstrømningen til søer. Afstrømningsmålinger fra flere referencevandløb vil givetvis forbedre grundlaget for vurderingen.

Atmosfærisk deposition:

Fyns Amt har etableret 4 stationer til måling af atmosfærisk deposition (Årslev, Boelsmose, Grøftehøj og Højstene Løb). De 3 førstnævnte er landstationer, medens den sidstnævnte er en kyststation. Der er til beregning af den atmosfæriske deposition på søen alene anvendt resultater fra landstationer.

Depositionen opsamles ved hjælp af en såkaldt bulksampler, som er forsynet med en tragtformet opsamlingsenhed. Bulksamleren er placeret i 1,5 m's højde og er forbundet med en nedgravet opsamlingsbeholder.

Ved benyttelse af bulksampling måles først og fremmest den stoftilførsel, som finder sted med nedbøren. I tørvejrssituationer opsamles endvidere større partikler og i mindre omfang luftformige forbindelser. De således indsamlede stofmængder benævnes våddeposition.

Medens bulksamlerne er anvendt til måling af stofindholdet i den opsamlede nedbør, er oplysninger om nedbørsmængden i stedet indhentet fra DMI's målestationer i Årslev og Boelsmose. Ved beregningerne er anvendt resultater, som ikke er korrigeret for vindpåvirkning m.v. (jf. afsnittet om nedbør i dette bilag).

Øvrige belastningskilder:

Der foretages årligt opfodring af ca. 600 ænder i Langesø. Opfodringen finder sted med henblik på jagt. Fodringen er af en sådan størrelse, at den stort set dækker ændernes foderbehov. Den del af ændernes affaldsprodukter, som tilføres søen, skal derfor medregnes til den samlede stoftilførsel til søen.

Belastningen af Langesø via andefodring kan på baggrund af oplysninger fra Jesper Madsen, Miljøministeriets Vildtforvaltning, beregnes til henholdsvis 26 kg total-kvælstof/år og 11 kg total-fosfor/år. Med udgangspunkt i fosfor svarer denne belastning til 8 PE (personækvivalenter).

Endelig tilføres Langesø kvælstof og fosfor i forbindelse med løvfald. Dette bidrag kan ud fra Szczepanski (1965) opgøres til 11 kg total-kvælstof/år og 1,5 kg total-fosfor/år.

Tabel B1.3

Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold og primærproduktion i vandfase i Langesø i Fyn Amt, 1989-1992.

Feltmålinger:

Vandstand
Sigt dybde
Total vanddybde

Lufttemperatur
Vandtemperatur (profil)

Lys (profil)
O₂ (profil)

Målinger i vand/miljøafdelingens laboratorium			
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype	
		SØ 1	SØ 2
Ledningsevne	DS 288	+	+
pH (20°C)	DS 287	+	+
Total alkalinitet	LM ¹⁾	+	+
Total-CO ₂	LM ¹⁾	+	+
O ₂ (Winkler)	LM ¹⁾	+	+
Tørstof (part.)	DS 207	+	
Glødetab (part.)	DS 207	+	
Klorofyl-a (planteplankton)	DS 2201	+	
Primærproduktion (planteplankton)	DS 293	+	

Målinger ved Miljø- og levnedsmiddelkontrollenheden, Odense			
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype	
		SØ 1	SØ 2
COD (part.)	DS 217 ^{2) 3)}	+	
Total-N	DS 221 ²⁾	+	+
(NH ₃ +NH ₄)-N (F)	DS 224	+	+
(NO ₂ +NO ₃)-N (F)	DS 223	+	+
Total-P	DS 292	+	+
PO ₄ -P = Orto-P (F)	DS 291	+	+
Silikat-Si	MFL ²⁾	+	

Bemærkninger:

- 1) Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium (1977).
 - 2) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1988).
 - 3) Analyseresultaterne indgår ikke i nærværende rapport på grund af analysefejl.
- (F) Analyse på filtreret prøve (GF/C).
- Sø 1. Udføres på blandingsprøve fra 0,2 m, sigt dybde og 2 x sigt dybde.
- Sø 2. Udføres på vandprøve under springlag.

Fysisk-kemiske forhold i søvandet.

Fyns Amt har i 1989-1992 gennemført fysisk-kemiske undersøgelser, samt undersøgelser af klorofylindhold i søvandet. Endvidere er gennemført undersøgelser af primærproduktion i perioden 1989-1991. Stationering og analyseomfang fremgår af figur 1.1.2 og tabel B.1.3-B.1.4. Undersøgelserne er foretaget med en hyppighed på 20 gange/år.

Tabel B1.4
Oversigt over prøvetagningsstationer i
Langesø i Fyns Amt, 1989-1992.

SERR-nr.	Undersøgelserprogram
2608202	Feltmålinger, vandkemi, klorofyl, primærproduktion og planteplankton
2608201	Dyreplankton, sedimentkemi
2608203	Dyreplankton, sedimentkemi

Der er indtil den 1. marts 1992 udtaget delprøver i overfladelaget ved hjælp af hjerteklapvandhenter, herefter er delprøverne udtaget ved hjælp af en Limnos-vandhenter. Delprøverne er udtaget i 0,2 m, sigtdybde og 2 x sigtdybde. Delprøverne er herefter blandet til én prøve (betegnes blandingsprøve). Der er derudover bl.a. i perioder med springlagsdannelse udtaget 1 prøve under springlaget (nær bunden). Prøvetagning er iøvrigt foretaget som foreskrevet af Kristensen m.fl. (1990).

Plankton.

Fyns Amt har i 1989-1992 yderligere foretaget undersøgelser af søens plante- og dyreplankton. Undersøgelserne er foretaget med en hyppighed på 20 gange/år.

Prøver af planteplanktonet er udtaget på samme station og ved samme metode som anvendt ved de vandkemiske undersøgelser. Under omrøring er 100 ml af blandingsprøven overført til glasflaske, hvorefter prøven er tilsat lugol (konservering).

Prøver af dyreplanktonet er indsamlet ved hjælp af hjerteklapvandhenter på i alt 3 stationer i søen (jf. figur 1.1.2 og tabel B1.4). På den enkelte station er udtaget delprøver i forskellige dybder som foreskrevet i Kristensen m.fl. (1990).

Samtlige delprøver er blandet til én prøve (blandingsprøve). Under omrøring af blandingsprøven er herefter udtaget 4,5 l til filtrering i felten (maskevidde på filter 90 μm). Filterresten er overført til en 100 ml glasflaske og tilsat lugol. Derudover er udtaget 0,9 l af blandingsprøven til sedimentation. Hertil er ligeledes tilsat lugol, og det bundfældede materiale er efter 48 timers henstand overført til en 100 ml glasflaske og atter tilsat lugol.

Endvidere er der ved lodret og vandret træk med et planktonnet gennem søvandet udtaget prøver af såvel plante- som dyreplankton (netmaskevidde henholdsvis 20 og 140 μm).

Bearbejdningen af de indsamlede planktonprøver er foretaget af Miljøbiologisk Laboratorium, Humlebæk, der har udarbejdet kortfattede notater herom til Fyns Amt (Miljøbiologisk Laboratorium, 1990, 1991, 1992 og 1993). Bearbejdningen af prøverne er iøvrigt foretaget som foreskrevet i Olrik (1988) og Hansen m.fl. (1990).

Sediment.

Fyns Amt har én gang i november 1990 udtaget prøver af søens bund, søsedimentet, på samme stationer som anvendt ved indsamling af dyreplanktonprøverne (jf. figur 1.1.2 og tabel B1.4). Der er på hver station ved hjælp af kajakrør (areal 21,4 cm²) udtaget mindst 3 sedimentsøjler af en længde på om muligt 70 cm. Sedimentsøjlerne er opskåret i følgende delprøver (dybdeintervaller): 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm. Sediment fra de samme dybdeintervaller fra de 3 søjler er blandet sammen til én prøve.

Analyseomfanget fremgår af tabel B.1.5.

Tabel B1.5
Oversigt over fysisk-kemiske undersøgelser
i sediment i Langesø i Fyns Amt, 1990.

Målinger ved ved Miljø- og levnedsmiddelkontrollenheden, Odense		
Analysevariabel	Analyseforskrift	Programtype Sø 3
Tørstof	DS 204	+
Glødetab	DS 204	+
Total-Fe	DS 263	+
Total-Ca	DS 259	+
Total-N	DS 242	+
Total-P	DS 291 ¹⁾	+
Ads.-P	MFL ²⁾	+
Fe-P	MFL ²⁾	+
Ca-P	MFL ²⁾	+

Bemærkninger:

- 1) Efter kogning af glødet sediment i 10% HCl.
- 2) Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1988).

Bundvegetation.

Fyns Amt har i september 1988 og 1992 gennemført en orienterende vegetationsundersøgelse i søen. Langs hele søbredden er der fra søsiden foretaget en registrering af sammensætning af og dybdegrænser for evt. tilstedeværende rørsump, flydebladszone og rankegrøde (undervandsvegetation). Undervandsvegetationen er forsøgt lokaliseret ved hjælp af vandkikkert, planterive og ved undersøgelse af opskyllet plantemateriale.

Vegetationsundersøgelsen er ikke gentaget i perioden 1989-1991, idet der ikke blev fundet rankegrøde i 1988.

Smådyrfauna.

Smådyrfaunaen på søens barbund og i bredzonen er undersøgt hvert år i perioden 1989-1992. Bundfaunaen er indsamlet ved hjælp af kajakbundhenter i april - maj, medens bredfaunaen er indsamlet på stenbund i april - maj og i oktober. Resultaterne af smådyrundersøgelserne vil fremgå af en særskilt udarbejdet rapport herom (følger senere).

Fiskefauna.

Fiskebestanden i Langesø er undersøgt i perioden 30.7 -1.8 1989. Undersøgelsen er foretaget efter det såkaldte "normalprogram" som foreskrevet i Mortensen et al. (1990). Udover oversigtsgarn med standardiserede maskevidder er anvendt ruser og elfiskeri. Undersøgelsen er foretaget af Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning, der har udarbejdet en rapport til Fyns Amt over undersøgelsesresultaterne (Mohr-Markmann, 1992).

Bilag 2.

Vandbalance (m³) opgjort på måneds- sommer- (1.5.-30.9.) og årsbasis for Langesø, 1989-1992. Der henvises til teksten i afsnit 4 for nærmere forklaringer.

År	Måned	Q tilf. m3	Q fraf. m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvnd beregnet m3	Grundvand i % af Q tilf.
1989	1	99893	80698	0	1317			
1989	2	89682	62899	6551	2502			
1989	3	278198	254189	15918	5925			
1989	4	105480	125885	8636	10063			
1989	5	39495	43459	2556	20541	-8837	13111	33
1989	6	16280	63590	7427	21331	-53471	7743	48
1989	7	3372	31104	10936	19863	-26882	9778	290
1989	8	6550	26611	12053	14484	-18235	4257	65
1989	9	5394	14861	8637	10214	-3294	7749	144
1989	10	12619	10627	13314	4439	14876	4009	32
1989	11	15027	12096	3769	2445	16684	12429	83
1989	12	155475	101174	12250	1147	20240	-45163	-29
1990	1	242817	229176	13159	1053	71492	45745	19
1990	2	404370	400637	17962	2953	-7242	-25984	-6
1990	3	217684	155632	7114	6734	-12406	-74838	-34
1990	4	49109	32616	6195	12584	-19254	-29357	-60
1990	5	18669	41895	4012	20559	-25790	13984	75
1990	6	23726	39934	15946	15970	-1702	14530	61
1990	7	7177	25851	8427	20672	-18617	12303	171
1990	8	6319	31484	13552	17681	-11743	17551	278
1990	9	84683	33134	23864	8634	68339	1560	2
1990	10	102359	123155	10995	4834	-5248	9387	9
1990	11	180684	143009	9660	1881	10517	-34937	-19
1990	12	132279	185924	9930	1035	15940	60689	46
1991	1	548909	517156	15415	1430	-29943	-75681	-14
1991	2	153424	182969	7281	2426	8734	33425	22
1991	3	179106	185743	5466	4966	0	6137	3
1991	4	80558	60834	9262	9950	1754	-17281	-21
1991	5	73267	68541	5742	17474	1756	8762	12
1991	6	31101	36314	14387	14822	-10502	-4853	-16
1991	7	4726	29246	5726	22215	-32693	8316	176
1991	8	1059	20434	6055	16534	-37015	-7161	-676
1991	9	11935	28020	13429	10251	-24781	-11875	-99
1991	10	21972	8891	9435	4966	13170	-4380	-20
1991	11	142777	64670	12378	1843	60575	-28066	-20
1991	12	141438	103948	7956	978	29490	-14979	-11
1992	1	145546	150933	7097	1298	-8728	-9140	-6
1992	2	112103	111687	6133	2107	6977	2534	2
1992	3	216813	247755	11912	5229	21165	45424	21
1992	4	143858	148151	10573	8690	-12389	-9979	-7
1992	5	111917	89108	5782	21726	-14013	-20879	-19
1992	6	1427	37812	156	25243	-46218	15253	1069
1992	7	1	22277	7680	21876	-25114	11358	1179118
1992	8	5734	18904	22549	15067	-4978	709	12
1992	9	4803	20623	6009	9555	-8264	11102	231
1992	10	9385	8078	10995	4646	6608	-1047	-11
1992	11	259654	90134	24081	1843	78957	-112800	-43
1992	12	215675	184885	8770	884	7771	-30905	-14

Årsbalance

	Q tilf. m3	Q fraf. m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvnd beregnet m3	Grundvand i % af Q tilf.
1989	827466	827194	102048	114271			
1990	1469875	1442448	140816	114591	64286	10633	1
1991	1390272	1306765	112532	107857	-19455	-107637	-8
1992	1226916	1130347	121737	118164	1775	-98370	-8

Sommerbalance 1.maj - 30.sept

	Q tilf. m3	Q fraf. m3	Nedbør m3	Fordampn. m3	Magasin ændring m3	Grundvnd beregnet m3	Grundvand i % af Q tilf.
1989	71091	179626	41610	86432	-110719	42638	60
1990	140573	172299	65801	83516	10487	59928	43
1991	122088	182555	45340	81297	-103235	-6811	-6
1992	123882	188724	42176	93467	-98587	17544	14

Bilag 3.

Massebalance for total-kvælstof, total-fosfor, opløst uorganisk fosfor (ortofosfat-fosfor), total-jern og calcium (i kg) på måneds-, sommer- (1.5.-30.9.) og årsbasis for Langesø, 1989-1992. Der henvises i øvrigt til teksten i afsnit 5 for nærmere forklaringer.

År	Måned	Tot-N	Tot-N	Tot-N	Tot-N	Tot-P	Tot-P	Tot-P	Tot-P	Orto-P	Orto-P	Orto-P	Orto-P
		tilført kg	fraført kg	til-fra kg	til-fra % af til	tilført kg	fraført kg	til-fra kg	til-fra % af til	tilført kg	fraført kg	til-fra kg	til-fra kg% af til
1989	1	783.30	346.67	436.63	56	19.61	12.53	7.08	36	12.42	8.21	4.22	34
1989	2	687.43	287.03	400.40	58	32.06	7.73	24.33	76	15.54	3.95	11.59	75
1989	3	2873.72	1219.12	1654.60	58	107.97	20.75	87.23	81	25.07	5.51	19.56	78
1989	4	854.04	647.71	206.33	24	24.19	9.33	14.86	61	7.99	1.37	6.61	83
1989	5	509.24	192.74	316.50	62	11.35	4.40	6.95	61	7.85	.43	7.41	94
1989	6	139.74	159.76	-20.02	-14	12.84	8.21	4.63	36	9.42	2.10	7.33	78
1989	7	41.55	74.30	-32.75	-79	3.70	9.16	-5.46	-148	1.59	5.36	-3.76	-236
1989	8	53.29	94.66	-41.37	-78	8.03	12.63	-4.59	-57	4.58	7.93	-3.34	-73
1989	9	39.62	24.74	14.88	38	7.80	8.30	-0.50	-6	4.76	6.29	-1.53	-32
1989	10	95.97	14.21	81.76	85	10.98	4.66	6.32	58	8.42	4.23	4.19	50
1989	11	102.36	20.19	82.17	80	11.96	5.73	6.24	52	8.74	5.30	3.44	39
1989	12	1301.51	328.61	972.90	75	54.04	36.70	17.34	32	19.91	35.71	-15.80	-79
1990	1	3036.10	1969.61	1066.49	35	82.02	70.60	11.42	14	51.43	56.66	-5.23	-10
1990	2	4416.50	2971.07	1445.43	33	112.94	87.41	25.53	23	59.14	62.90	-3.76	-6
1990	3	1768.98	975.57	793.41	45	45.47	23.53	21.94	48	21.57	10.61	10.96	51
1990	4	292.35	154.04	138.31	47	9.10	2.73	6.37	70	4.45	.41	4.04	91
1990	5	110.06	132.55	-22.49	-20	8.66	4.99	3.67	42	5.61	2.65	2.96	53
1990	6	153.30	108.82	44.48	29	10.75	7.60	3.15	29	7.29	2.81	4.48	61
1990	7	49.08	131.93	-82.85	-169	4.68	11.25	-6.57	-140	2.96	3.85	-.88	-30
1990	8	59.30	136.36	-77.06	-130	7.29	22.91	-15.61	-214	3.74	11.77	-8.03	-215
1990	9	1054.44	134.18	920.26	87	68.89	22.16	46.73	68	17.46	14.45	3.01	17
1990	10	830.65	381.64	449.01	54	22.40	62.64	-40.24	-180	11.38	56.46	-45.08	-396
1990	11	1804.39	474.14	1330.25	74	25.26	51.02	-25.76	-102	16.10	46.22	-30.13	-187
1990	12	1353.65	772.00	581.65	43	17.39	48.73	-31.34	-180	9.78	41.15	-31.37	-321
1991	1	6521.24	3019.85	3501.39	54	88.72	94.56	-5.84	-7	46.20	61.26	-15.07	-33
1991	2	1495.21	1353.78	141.43	9	23.37	24.06	-.69	-3	14.21	15.58	-1.37	-10
1991	3	1528.65	1166.33	362.32	24	24.54	19.18	5.36	22	11.79	6.91	4.88	41
1991	4	502.16	273.86	228.30	45	11.90	3.88	8.02	67	4.36	.27	4.09	94
1991	5	521.84	253.21	268.63	51	13.29	4.81	8.48	64	3.90	.99	2.91	75
1991	6	177.89	97.25	80.64	45	11.04	4.97	6.07	55	7.36	2.60	4.76	65
1991	7	35.38	35.22	.16	0	3.28	3.93	-.65	-20	1.58	1.09	.49	31
1991	8	20.44	29.20	-8.76	-43	3.38	6.40	-3.02	-89	.47	4.19	-3.72	-786
1991	9	51.57	61.27	-9.70	-19	8.89	11.86	-2.97	-33	5.37	8.26	-2.89	-54
1991	10	130.06	12.65	117.41	90	8.87	2.77	6.09	69	4.96	1.97	3.00	60
1991	11	1157.75	131.08	1026.67	89	30.38	14.79	15.59	51	16.12	10.46	5.66	35
1991	12	1245.64	346.12	899.52	72	24.59	19.47	5.11	21	15.51	8.09	7.42	48
1992	1	1711.88	635.70	1076.18	63	14.93	23.58	-8.64	-58	8.02	7.31	.71	5
1992	2	1247.30	580.80	666.50	53	11.14	13.07	-1.94	-17	5.03	5.28	-.25	5
1992	3	2594.40	1419.05	1175.35	45	29.46	22.76	6.70	23	8.31	2.11	6.20	2
1992	4	1416.92	825.36	591.57	42	22.93	12.44	10.49	46	4.73	.37	4.36	0
1992	5	1060.48	428.10	632.37	60	19.37	7.76	11.61	60	4.92	.98	3.95	1
1992	6	13.63	115.44	-101.82	-747	1.62	3.67	-2.04	-126	.61	.37	.24	0
1992	7	29.95	31.68	-1.73	-6	1.71	5.65	-3.94	-231	.00	2.14	-2.14	2
1992	8	56.51	163.80	-107.30	-190	6.93	18.90	-11.97	-173	3.58	5.40	-1.81	5
1992	9	42.82	278.51	-235.69	-550	5.42	30.45	-25.03	-462	2.76	6.90	-4.15	7
1992	10	82.50	16.51	65.99	80	5.64	4.64	1.00	18	2.54	4.19	-1.65	4
1992	11	4467.98	420.71	4047.27	91	51.37	29.53	21.84	43	23.97	25.06	-1.09	25
1992	12	3783.39	1310.32	2473.07	65	23.29	40.29	-16.99	-73	12.82	31.48	-18.66	31

Årsbalance

År	Tot-N tilført kg	Tot-N fraført kg	Tot-N til-fra kg	Tot-N til-fra % af til	Tot-P tilført kg	Tot-P fraført kg	Tot-P til-fra kg	Tot-P til-fra % af til	Orto-P tilført kg	Orto-P fraført kg	Orto-P til-fra kg	Orto-P til-fra kg% af til
1989	7482	3410	4072	54	305	140	164	54	126	86	40	32
1990	14929	8342	6587	44	415	416	-1	0	211	310	-99	-47
1991	13388	6780	6608	49	252	211	42	16	132	122	10	8
1992	16508	6226	10282	62	194	213	-19	-10	77	92	-14	-18

Sommerbalance 1.maj - 30.sept.

	Tot-N tilført kg	Tot-N fraført kg	Tot-N til-fra kg	Tot-N til-fra % af til	Tot-P tilført kg	Tot-P fraført kg	Tot-P til-fra kg	Tot-P til-fra % af til	Orto-P tilført kg	Orto-P fraført kg	Orto-P til-fra kg	Orto-P til-fra kg% af til
1989	783	546	237	30	44	43	1	2	28	22	6	22
1990	1426	644	782	55	100	69	31	31	37	36	2	4
1991	807	476	331	41	40	32	8	20	19	17	2	8
1992	1203	1018	186	15	35	66	-31	-90	12	16	-4	-33

Bilag 3 fortsat

År	Måned	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	1	10580.36	6706.79	3873.57	37	62.10	11.24	50.86	82
1989	2	9650.03	5313.45	4336.58	45	120.83	7.90	112.93	93
1989	3	27196.64	23128.23	4068.41	15	582.01	32.46	549.55	94
1989	4	10460.75	11250.72	-789.97	-8	60.26	12.32	47.94	80
1989	5	4039.33	3356.42	682.91	17	8.91	6.43	2.48	28
1989	6	1617.61	3642.05	-2024.44	-125	6.53	4.97	1.56	24
1989	7	325.65	1708.36	-1382.71	-425	.86	7.08	-6.22	-720
1989	8	539.51	1487.55	-948.04	-176	1.26	6.31	-5.05	-400
1989	9	397.23	818.05	-420.82	-106	1.36	4.55	-3.19	-235
1989	10	1313.19	590.57	722.62	55	2.59	1.29	1.30	50
1989	11	1647.39	710.38	937.01	57	3.21	.96	2.25	70
1989	12	16725.89	6543.56	10182.33	61	212.09	9.98	202.11	95
1990	1	22797.71	16418.98	6378.73	28	238.26	56.23	182.03	76
1990	2	33198.71	30043.91	3154.80	10	849.30	128.15	721.15	85
1990	3	19449.55	11588.01	7861.54	40	214.91	48.16	166.76	78
1990	4	3931.66	2280.13	1651.53	42	11.76	4.32	7.45	63
1990	5	1856.02	3183.88	-1327.86	-72	4.40	4.01	.39	9
1990	6	2106.65	2540.17	-433.52	-21	6.66	25.28	-18.63	-280
1990	7	687.51	1676.85	-989.34	-144	2.14	8.77	-6.63	-310
1990	8	662.83	2177.81	-1514.98	-229	1.52	3.67	-2.16	-142
1990	9	7413.50	2414.40	4999.10	67	485.69	3.80	481.89	99
1990	10	11691.72	9070.42	2621.30	22	67.29	18.86	48.43	72
1990	11	20425.88	11359.92	9065.96	44	55.24	11.99	43.25	78
1990	12	13862.80	15358.72	-1495.92	-11	54.20	17.81	36.39	67
1991	1	46965.42	39634.86	7330.56	16	509.71	94.18	415.53	82
1991	2	13967.08	15101.51	-1134.43	-8	62.65	37.04	25.61	41
1991	3	16243.67	13732.57	2511.10	15	67.09	25.71	41.38	62
1991	4	8138.60	5300.18	2838.42	35	28.02	4.07	23.95	85
1991	5	7627.01	6090.79	1536.22	20	26.18	8.82	17.36	66
1991	6	3449.72	3242.66	207.06	6	7.68	7.26	.42	5
1991	7	504.29	2183.02	-1678.73	-333	.75	2.84	-2.10	-280
1991	8	100.31	1395.49	-1295.18	-1291	.38	1.95	-1.57	-416
1991	9	1106.40	1980.77	-874.37	-79	1.74	14.82	-13.08	-750
1991	10	2375.09	634.73	1740.36	73	4.62	2.14	2.48	54
1991	11	16292.95	5166.06	11126.89	68	57.74	5.07	52.67	91
1991	12	16511.11	8003.70	8507.41	52	20.46	7.28	13.18	64
1992	1	16662.69	12777.34	3885.35	23	36.34	9.16	27.19	75
1992	2	13050.02	10286.26	2763.76	21	18.26	4.77	13.48	74
1992	3	22752.31	22139.07	613.24	3	92.53	30.32	62.21	67
1992	4	15169.60	13512.39	1657.20	11	97.33	19.40	77.94	80
1992	5	12546.80	9222.24	3324.56	26	46.70	7.04	39.66	85
1992	6	152.25	2953.16	-2800.90	-1840	.23	7.88	-7.65	-3358
1992	7	.09	1193.21	-1193.12	-1298283	.00	13.21	-13.21	-4402567
1992	8	496.74	1105.31	-608.57	-123	1.04	4.49	-3.45	-332
1992	9	449.03	1210.39	-761.35	-170	.70	4.53	-3.83	-550
1992	10	1002.24	466.61	535.63	53	2.86	1.25	1.61	56
1992	11	29734.24	6357.94	23376.30	79	123.22	9.82	113.40	92
1992	12	23393.46	15082.98	8310.48	36	67.96	35.44	32.52	48

Årsbalance

År	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	84494	65256	19237	23	1062	105	957	90
1990	138085	108113	29971	22	1991	331	1660	83
1991	133282	102466	30815	23	787	211	576	73
1992	135409	96307	39103	29	487	147	340	70

Sommerbalance 1.maj - 30.sept.

	Ca tilført kg	Ca fraført kg	Ca til-fra kg	Ca til-fra % af til	Tot-Fe tilført kg	Tot-Fe fraført kg	Tot-Fe til-fra kg	Tot-Fe til-fra % af til
1989	6919	11012	-4093	-59	19	29	-10	-55
1990	12727	11993	733	6	500	46	455	91
1991	12788	14893	-2105	-16	37	36	1	3
1992	13645	15684	-2039	-15	49	37	12	24

Bilag 4

Oversigt over fysisk-kemiske forhold i Langesø, st. 2608201 - 2608202, i perioden 1980-1992.

	1981	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Sigt dybde - sommer (1.5 - 30.9)							
Sigt dybde, gns. (m)	0,77	0,67	0,72	0,84	0,78	1,06	1,06
Sigt dybde, 50% frakt. (m)	0,81	0,65	0,74	0,69	0,67	0,98	0,93
Sigt dybde, maks. (m)	1,00	1,03	1,07	2,30	2,10	1,80	2,00
Sigt dybde, min. (m)	0,40	0,45	0,39	0,45	0,30	0,45	0,75
Fosfor - sommer (1.5 - 30.9)							
Total-fosfor, gns. (µg P/l)	215	-	346	331	415	227	266
Total-fosfor, 50% frakt. (µg P/l)	216	-	435	394	423	165	247
Total-fosfor, maks. (µg P/l)	424	-	611	585	760	446	578
Total-fosfor, min. (µg P/l)	66	-	75	91	111	68	43
Orto-fosfat, gns. (µg P/l)	52	-	184	192	255	121	133
Orto-fosfat, 50% frakt. (µg P/l)	38	-	176	133	211	65	46
Orto-fosfat, 25% frakt. (µg P/l)	31	-	20	22	49	25	13
Orto-fosfat, maks. (µg P/l)	110	-	371	565	556	382	514
Orto-fosfat, min. (µg P/l)	11	-	10	14	16	5	5
Part. fosfor, gns. (µg P/l)	163	-	162	140	161	107	133
Part. fosfor, 50% (µg P/l)	143	-	113	129	157	90	140
Part. fosfor, 25% (µg P/l)	81	-	92	76	123	69	68
Part. fosfor, maks. (µg P/l)	386	-	418	354	277	206	262
Part. fosfor, min. (µg P/l)	56	-	61	20	54	53	36
Kvælstof - sommer (1.5 - 30.9)							
Total-kvælstof, gns. (µg N/l)	2831	-	2758	2402	2797	2249	2637
Total-kvælstof, 50% frakt. (µg N/l)	2637	-	2436	1823	2556	1802	1989
Total-kvælstof, maks. (µg N/l)	5267	-	5037	5101	4547	4175	5932
Total-kvælstof, min. (µg N/l)	1950	-	1645	1375	1350	1115	1126
Opl. uorg. kvælstof, gns. (µg N/l)	1246	-	1371	1099	844	1114	1300
Opl. uorg. kvælstof, 50% frakt. (µg N/l)	817	-	978	528	390	534	323
Opl. uorg. kvælstof, 25% frakt. (µg N/l)	474	-	570	183	200	15	84
Opl. uorg. kvælstof, maks. (µg N/l)	3723	-	4098	4035	2882	3352	4272
Opl. uorg. kvælstof, min. (µg N/l)	19	-	61	22	13	15	15
Part. N/Part. P - sommer (1.5 - 30.9)							
Part. N/Part. P, gns.	12	-	11	15	13	12	14
Part. N/Part. P, 50% frakt.	11	-	10	10	13	11	11
Part. N/Part. P, maks.	31	-	28	50	38	20	50
Part. N/Part. P, min.	5,8	-	3,3	3,8	3,6	7	4,6

Bemærkning:

De angivne gennemsnits- og fraktilværdier er tidsvægtede. Maksimum- og minimumsværdier er ikke nødvendigvis målt, men vil i visse tilfælde være beregnet ved lineær interpolation mellem en målt værdi inden for den angivne periode og en evt. lavere/højere målt værdi lige uden for perioden.

Det skal fremhæves, at de ovenstående værdier på grund af en ændret beregningsmetode kan afvige fra de af Fyns Amt tidligere angivne værdier for søen (Fyns Amt, 1990, 1991a og 1992).

Bilag 4 fortsat

Oversigt over fysisk-kemiske og biologiske forhold i Langesø, st. 2608021-2608202, i perioden 1980-1992.

	1981	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Øvrige variable - sommer (1.5 - 30.9)							
(Nitrit+ nitrat)-kvælstof, gns. (µg N/l)	1187	-	1157	973	700	1018	1218
Ammonium-kvælstof, gns. (µg N/l)	59	-	214	125	145	96	83
pH, gns.	8,69	-	8,61	8,46	8,76	8,48	8,49
Ledningsevne, gns. (µg)	-	-	-	503	363	446	395
Total-alkalinitet, gns. (meq/l)	-	-	-	2,62	3,02	3,30	2,62
Total-kuldioxid, gns. (mmol/l)	2,61	-	2,47	2,60	2,91	3,26	2,59
Silikat-Si, gns. (mg Si/l)	2,2	-	2,4	2,4	5,1	3,1	2,3
Tørstof (part.), gns. (mg/l)	15,7	-	18,4	13,8	18,8	11,3	14,2
Glødetab (part.), gns. (mg/l)	12,6	-	13,9	10,4	14,8	8,1	9,9
Alle variable - vinter (1.12 - 31.3)							
Total-fosfor, gns. (µg/l)	-	-	137	121	307	177	159
Orto-fosfat, gns. (µg/l)	-	-	104	63	208	128	80
Total-kvælstof, gns. (µg N/l)	-	-	7388	3394	5703	6373	5167
(Nitrit+ nitrat)-kvælstof, gns. (µg N/l)	-	-	6490	4203	4180	5478	3593
Ammonium-kvælstof, gns. (µg N/l)	-	-	55	27	281	56	44
pH, gns.	-	-	8,08	8,31	7,98	7,88	8,18
Total-alkalinitet, gns. (meq/l)	-	-	-	3,7	2,9	3,7	3,4
Total-kuldioxid, gns. (mmol/l)	-	-	3,17	3,7	2,9	3,6	3,4
Silikat, gns. (mg Si/l)	-	-	4,7	0,26	3,5	6,3	2,3
Tørstof (part.), gns. (mg/l)	-	-	5,5	7,5	8,3	5,3	8,0
Glødetab (part.), gns. (mg/l)	-	-	2,2	3,8	5,1	2,2	4,4
Årsprimærproduktion (g C/m ² år)	615	-	381	512	504	387	
Primærprod. - sommer (1.5 - 30.9)							
Primærprod., gns. (mg C/m ² d)	3454	-	1885	2780	2692	1902	-
Primærprod., 50% frakt. (mg C/m ² d)	3625	-	1807	2342	2449	1841	-
Primærprod., 75% frakt. (mg C/m ² d)	4225	-	2697	3940	4101	2320	-
Primærprod., max. (mg C/m ² d)	5008	-	3601	5500	6207	4090	-
Primærprod., min. (mg C/m ² d)	855	-	76	488	151	282	-
Klorofyl-a - sommer (1.5 - 30.9)							
Klorofyl-a, gns. (µg/l)	155	89	105	130	135	50	108
Klorofyl-a, 50% frakt. (µg/l)	120	83	87	97	125	49	113
Klorofyl-a, 75% frakt. (µg/l)	207	87	141	165	206	65	158
Klorofyl-a, max. (µg/l)	422	135	260	370	298	115	231
Klorofyl-a, min. (µg/l)	42	70	13	14	5	6	19

Bemærkning:

De angivne gennemsnits- og fraktilværdier er tidsvægtede. Maksimum- og minimumsværdier er ikke nødvendigvis målt, men vil i visse tilfælde være beregnet ved lineær interpolation mellem en målt værdi inden for den angivne periode og en evt. lavere/højere målt værdi lige uden for perioden.

Det skal fremhæves, at de ovenstående værdier på grund af en ændret beregningsmetode kan afvige fra de af Fyns Amt tidligere angivne værdier for søen (Fyns Amt, 1990, 1991a og 1992).

Bilag 5.

Beregning af kvælstofudveksling via interne processer i Langesø, 1989-1992. Beregnet tilførsel, fraførsel, magasinændring og nettostofudveksling med sediment/atmosfære for total-kvælstof (kg) på månedsbasis. Års- og sommermiddelværdier er ligeledes angivet. Der henvises til afsnit 6.3 for nærmere forklaringer.

LANGESØ 1989

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m ³	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage- holdt kg
1	31	577799	4705	2114.17	783.30	346.67	436.63
2	28	577799	8364	-1896.91	687.43	287.03	400.40
3	31	577799	5081	368.64	2873.72	1219.12	1654.60
4	30	577799	5719	-357.08	854.04	647.71	206.33
5	31	577799	5101	-856.42	509.24	192.74	316.50
6	30	568962	3675	-1063.56	139.74	159.76	-20.02
7	31	515491	1993	-125.40	41.55	74.30	-32.75
8	31	488609	1846	-221.81	53.29	94.66	-41.37
9	30	470374	1446	49.89	39.62	24.74	14.88
10	31	467080	1563	148.08	95.97	14.21	81.76
11	30	481956	1822	590.87	102.36	20.19	82.17
12	31	498640	2946	662.57	1301.51	328.61	972.90
1		518880	4108				

max			8364	2114.17	2873.72	1219.12	1654.60
sommermiddel sum, sommer			2812 14061	-443.46 -2217.31	156.69 783.44	109.24 546.20	47.45 237.24
årsmiddel sum, år			3688 44261	-48.92 -586.99	623.48 7481.77	284.15 3409.74	339.34 4072.03

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m ² måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m ² dag
1	1677.54	9810.16	54.11	316.46
2	-2297.31	-13434.59	-82.05	-479.81
3	-1285.96	-7520.26	-41.48	-242.59
4	-563.41	-3294.79	-18.78	-109.83
5	-1172.92	-6859.17	-37.84	-221.26
6	-1043.54	-6102.58	-34.78	-203.42
7	-92.65	-541.82	-2.99	-17.48
8	-180.44	-1055.21	-5.82	-34.04
9	35.01	204.71	1.17	6.82
10	66.32	387.82	2.14	12.51
11	508.70	2974.85	16.96	99.16
12	-310.33	-1814.82	-10.01	-58.54

max	1677.54	9810.16	54.11	316.46
sommermiddel ophobet/tabt sommer, kg	-490.91 -2454.55	-2870.81	-16.05	-93.88
årsmiddel ialt ophobet/tabt år, kg	-388.25 -4659.02	-2270.48	-13.28	-77.67

Bilag 5 fortsat

LANGESØ 1990

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	sølvolumen pr. d. 1 m ³	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage- holdt kg
1	31	518880	4108	1223.53	3036.10	1969.61	1066.49
2	28	590372	5683	1321.04	4416.50	2971.07	1445.43
3	31	583130	8019	-1577.66	1768.98	975.57	793.41
4	30	570724	5429	-590.93	292.35	154.04	138.31
5	31	551470	4547	-1152.33	110.06	132.55	-22.49
6	30	525680	2578	-124.90	153.30	108.82	44.48
7	31	523978	2348	483.88	49.08	131.93	-82.85
8	31	505361	3392	-469.77	59.30	136.36	-77.06
9	30	493618	2521	546.55	1054.44	134.18	920.26
10	31	561957	3187	104.64	830.65	381.64	449.01
11	30	556709	3405	323.96	1804.39	474.14	1330.25
12	31	567226	3913	724.27	1353.65	772.00	581.65
1		583166	5048				

max			8019	1321.04	4416.50	2971.07	1445.43

sommermiddel			3077	-143.32	285.24	128.77	156.47
sum, sommer			15386	-716.58	1426.18	643.84	782.34

årsmiddel			4094	67.69	1244.07	695.16	548.91
sum, år			49130	812.26	14928.80	8341.91	6586.89

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tab N hele søen kg N/måned	Ophob/tab N pr. søverfl. mgN/m ² måned	Ophob/tab N hele søen kg N/dag	Ophob/tab N pr. søverfl. mgN/m ² dag
1	157.04	918.33	5.07	29.62
2	-124.39	-727.45	-4.44	-25.98
3	-2371.07	-13865.90	-76.49	-447.29
4	-729.24	-4264.54	-24.31	-142.15
5	-1129.84	-6607.26	-36.45	-213.14
6	-169.38	-990.54	-5.65	-33.02
7	566.73	3314.23	18.28	106.91
8	-392.71	-2296.57	-12.67	-74.08
9	-373.71	-2185.46	-12.46	-72.85
10	-344.37	-2013.88	-11.11	-64.96
11	-1006.29	-5884.73	-33.54	-196.16
12	142.62	834.02	4.60	26.90

max	566.73	3314.23	18.28	106.91

sommermiddel	-299.78	-1753.12	-9.79	-57.24
ophobet/tabt sommer, kg	-1498.92			

årsmiddel	-481.22	-2814.15	-15.76	-92.18
ialt ophobet/tabt år, kg	-5774.63			

Bilag 5 fortsat

LANGESØ 1991

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND								
Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m ³	Tot-N konc. pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage- holdt kg	
1	31	583166	5048	1714.87	6521.24	3019.85	3501.39	
2	28	553223	8421	-600.80	1495.21	1353.78	141.43	
3	31	561957	7221	-901.38	1528.65	1166.33	362.32	
4	30	561957	5617	-803.02	502.16	273.86	228.30	
5	31	563711	4175	-455.22	521.84	253.21	268.63	
6	30	565467	3357	-682.90	177.89	97.25	80.64	
7	31	554965	2190	-526.50	35.38	35.22	.16	
8	31	522272	1319	234.08	20.44	29.20	-8.76	
9	30	485257	1902	-204.62	51.57	61.27	-9.70	
10	31	460476	1560	74.07	130.06	12.65	117.41	
11	30	473646	1673	1049.58	1157.75	131.08	1026.67	
12	31	534221	3448	864.95	1245.64	346.12	899.52	
1		563711	4802					

max			8421	1714.87	6521.24	3019.85	3501.39	

sommermiddel sum, sommer			2589 12943	-327.03 -1635.15	161.42 807.12	95.23 476.15	66.19 330.97	

årsmiddel sum, år			3828 45931	-19.74 -236.88	1115.65 13387.83	564.99 6779.82	550.67 6608.01	

KVÆLSTOFOPHOBNING (+) TAB (-) FOR HELE SØEN
KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTOF

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m ² måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m ² dag
1	-1786.52	-10447.49	-57.63	-337.02
2	-742.23	-4340.52	-26.51	-155.02
3	-1263.70	-7390.05	-40.76	-238.39
4	-1031.32	-6031.11	-34.38	-201.04
5	-723.85	-4233.05	-23.35	-136.55
6	-763.54	-4465.14	-25.45	-148.84
7	-526.66	-3079.86	-16.99	-99.35
8	242.84	1420.13	7.83	45.81
9	-194.92	-1139.86	-6.50	-38.00
10	-43.34	-253.47	-1.40	-8.18
11	22.91	134.00	.76	4.47
12	-34.57	-202.19	-1.12	-6.52

max	242.84	1420.13	7.83	45.81

sommermiddel ophobet/tabt sommer, kg	-393.22 -1966.12	-2299.56	-12.89	-75.38

årsmiddel ialt ophobet/tabt år, kg	-570.41 -6844.89	-3335.72	-18.79	-109.88

Bilag 5 fortsat

Langesø 1992

Areal af sø, m²:

171000

BEREGNING AF KVÆLSTOFUDVEKSLING VIA INTERNE PROCESSER, OPHOBNING/TAB I SØVAND

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1 m ³	Kvælstof pr. d 1 µg/l	Stign./md kg	Tot-N til kg	Tot-N fra kg	N-tilbage- holdt kg
1	31	561936	4802	140.37	1711.88	635.70	1076.18
2	29	553208	5132	186.37	1247.30	580.80	666.50
3	31	560185	5401	588.01	2594.40	1419.05	1175.35
4	30	581351	6216	-464.18	1416.92	825.36	591.57
5	31	568962	5535	-786.51	1060.48	428.10	632.37
6	30	554949	4258	-1459.74	13.63	115.44	-101.82
7	31	508731	1775	-347.46	29.95	31.68	-1.73
8	31	483617	1149	521.88	56.51	163.80	-107.30
9	30	478639	2251	-96.02	42.82	278.51	-235.69
10	31	470374	2086	177.56	82.50	16.51	65.99
11	30	476983	2430	1677.82	4467.98	420.71	4047.27
12	31	555940	5103	1296.24	3783.39	1310.32	2473.07
1		563711	7332				

max			6216	1677.82	4467.98	1419.05	4047.27
sommermiddel sum, sommer			2993 14967	-433.57 -2167.85	240.68 1203.38	203.51 1017.53	37.17 185.85
årsmiddel sum, år			3845 46137	119.53 1434.34	1375.65 16507.76	518.83 6225.98	856.81 10281.78

KVÆLSTOFFRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT KVÆLSTO

Måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/måned	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mgN/m ² måned	Ophob/tabt N hele søen kg N/dag	Ophob/tabt N pr.søoverfl. mg N/m ² dag
1	-935.81	-5472.55	-30.19	-176.53
2	-480.13	-2807.80	-16.56	-96.82
3	-587.34	-3434.75	-18.95	-110.80
4	-1055.75	-6173.96	-35.19	-205.80
5	-1418.89	-8297.59	-45.77	-267.66
6	-1357.92	-7941.06	-45.26	-264.70
7	-345.73	-2021.83	-11.15	-65.22
8	629.17	3679.38	20.30	118.69
9	139.67	816.79	4.66	27.23
10	111.57	652.45	3.60	21.05
11	-2369.45	-13856.43	-78.98	-461.88
12	-1176.83	-6882.05	-37.96	-222.00

max	629.17	3679.38	20.30	118.69
sommermiddel ophobet/tabt sommer, kg	-470.74 -2353.70	-2752.86	-15.45	-90.33
årsmiddel ophobet/tabt år, kg	-737.29 -8847.43	-4311.62	-24.29	-142.04

Bilag 6.

Beregning af fosforudveksling via interne processer i Langesø, 1989-1992. Beregnet tilførsel, fraførsel, magasinændring og nettostofudveksling med sedimentet for total-fosfor (kg) på månedsbasis. Års- og sommermiddelværdier er ligeledes angivet. Der henvises til afsnit 6.3 for nærmere forklaringer.

LANGESØ 1989

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m ³	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage- holdt kg
1	31	577799	168	-25.423	19.610	12.534	7.076
2	28	577799	124	-8.667	32.062	7.730	24.332
3	31	577799	109	-11.556	107.975	20.747	87.228
4	30	577799	89	15.023	24.194	9.334	14.860
5	31	577799	115	6.949	11.348	4.395	6.953
6	30	568962	129	23.516	12.842	8.209	4.633
7	31	515491	188	124.916	3.698	9.155	-5.457
8	31	488609	454	-5.456	8.032	12.626	-4.594
9	30	470374	460	39.121	7.796	8.296	-.500
10	31	467080	547	9.101	10.983	4.662	6.321
11	30	481956	549	78.470	11.962	5.727	6.235
12	31	498640	688	-125.654	54.038	36.701	17.337
1		518880	419				

max			688	124.916	107.975	36.701	87.228
sommermiddel sum, sommer			269	37.809	8.743	8.536	.207
			1346	189.046	43.716	42.681	1.035
årsmiddel sum, år			302	10.028	25.378	11.676	13.702
			3620	120.340	304.539	140.116	164.423

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² dag
1	-32.50	-190.05	-1.05	-6.13
2	-33.00	-192.98	-1.18	-6.89
3	-98.78	-577.68	-3.19	-18.63
4	.16	.95	.01	.03
5	.00	-.02	.00	.00
6	18.88	110.43	.63	3.68
7	130.37	762.42	4.21	24.59
8	-.86	-5.04	-.03	-.16
9	39.62	231.70	1.32	7.72
10	2.78	16.26	.09	.52
11	72.24	422.43	2.41	14.08
12	-142.99	-836.20	-4.61	-26.97

max	130.37	762.42	4.21	24.59
sommermiddel ialt fri/bund. sommer, kg	37.60	219.90	1.23	7.17
	188.01			
årsmiddel ialt fri/bundet år, kg	-3.67	-21.48	-.12	-.68
	-44.08			

Bilag 6 fortsat

LANGESØ 1990

Areal af sø, m²:

171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m ³	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage- holdt kg	
1	31	518880	419	-70.408	82.019	70.597	11.422	
2	28	590372	249	-60.116	112.944	87.413	25.531	
3	31	583130	149	-20.682	45.470	23.528	21.942	
4	30	570724	116	-4.991	9.102	2.728	6.374	
5	31	551470	111	38.140	8.664	4.994	3.670	
6	30	525680	189	62.556	10.747	7.600	3.147	
7	31	523978	309	109.470	4.683	11.249	-6.566	
8	31	505361	537	86.988	7.295	22.907	-15.612	
9	30	493618	726	-89.751	68.887	22.159	46.728	
10	31	561957	478	-9.189	22.403	62.643	-40.240	
11	30	556709	466	-76.780	25.264	51.023	-25.759	
12	31	567226	322	-47.352	17.387	48.728	-31.341	
1		583166	232					
max				726	109.470	112.944	87.413	46.728
sommersmiddel sum, sommer				374	41.480	20.055	13.782	6.274
				1872	207.402	100.277	68.909	31.368
årsmiddel sum, år				339	-6.843	34.572	34.631	-.059
				4071	-82.116	414.865	415.569	-.704

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² dag	
1	-81.83	-478.54	-2.64	-15.44	
2	-85.65	-500.86	-3.06	-17.89	
3	-42.62	-249.26	-1.37	-8.04	
4	-11.36	-66.46	-.38	-2.22	
5	34.47	201.58	1.11	6.50	
6	59.41	347.42	1.98	11.58	
7	116.04	678.57	3.74	21.89	
8	102.60	600.00	3.31	19.35	
9	-136.48	-798.13	-4.55	-26.60	
10	31.05	181.59	1.00	5.86	
11	-51.02	-298.37	-1.70	-9.95	
12	-16.01	-93.63	-.52	-3.02	
max		116.04	678.57	3.74	21.89
sommersmiddel ialt fri/bund. sommer, kg		35.21	205.89	1.12	6.54
		176.03			
årsmiddel ialt fri/bundet år, kg		-6.78	-39.67	-.26	-1.50
		-81.41			

Bilag 6 fortsat

LANGESØ 1991

Areal af sø, m²: 171000

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m ³	Tot-P konc. pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage- holdt kg
1	31	583166	232	-48.992	88.720	94.558	-5.838
2	28	553223	156	-17.182	23.366	24.061	-.695
3	31	561957	123	-38.213	24.542	19.177	5.365
4	30	561957	55	33.355	11.901	3.877	8.024
5	31	563711	114	-4.889	13.288	4.806	8.482
6	30	565467	105	-8.872	11.039	4.966	6.073
7	31	554965	91	88.945	3.281	3.933	-.652
8	31	522272	267	52.230	3.379	6.401	-3.022
9	30	485257	395	5.868	8.890	11.856	-2.966
10	31	460476	429	-67.765	8.865	2.774	6.091
11	30	473646	274	11.790	30.377	14.787	15.590
12	31	534221	265	-14.734	24.587	19.473	5.114
1		563711	225				

max			429	88.945	88.720	94.558	15.590
sommermiddel			194	26.656	7.975	6.392	1.583
sum, sommer			972	133.281	39.876	31.962	7.914
årsmiddel			209	-.705	21.020	17.556	3.464
sum, år			2506	-8.460	252.235	210.669	41.566

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr.søoverfl. mgP/m ² dag
1	-43.15	-252.36	-1.39	-8.14
2	-16.49	-96.42	-.59	-3.44
3	-43.58	-254.84	-1.41	-8.22
4	25.33	148.13	.84	4.94
5	-13.37	-78.19	-.43	-2.52
6	-14.94	-87.40	-.50	-2.91
7	89.60	523.96	2.89	16.90
8	55.25	323.11	1.78	10.42
9	8.83	51.66	.29	1.72
10	-73.86	-431.91	-2.38	-13.93
11	-3.80	-22.23	-.13	-.74
12	-19.85	-116.07	-.64	-3.74

max	89.60	523.96	2.89	16.90
sommermiddel	25.07	146.63	.81	4.72
ialt fri/bund. sommer, kg	125.37			
årsmiddel	-4.17	-24.38	-.14	-.81
ialt fri/bundet år, kg	-50.03			

Bilag 6 fortsat

Langesø 1992

BEREGNING AF FOSFORUDVEKSLING MED SEDIMENTET

Måned	dage	søvolumen pr. d. 1. m ³	Fosfor pr. d. 1. µg/l	Stig./md kg	Tot-P til kg	Tot-P fra kg	P-tilbage- holdt kg
1	31	561936	225	-53.197	14.933	23.577	-8.645
2	29	553208	132	-33.266	11.139	13.074	-1.935
3	31	560185	71	6.152	29.459	22.762	6.697
4	30	581351	79	-10.331	22.934	12.441	10.493
5	31	568962	63	20.047	19.367	7.761	11.606
6	30	554949	101	12.435	1.625	3.667	-2.043
7	31	508731	134	93.927	1.707	5.651	-3.944
8	31	483617	336	69.886	6.927	18.897	-11.971
9	30	478639	485	39.380	5.415	30.447	-25.032
10	31	470374	577	-16.040	5.637	4.638	.999
11	30	476983	536	-86.473	51.370	29.533	21.837
12	31	555940	304	-79.376	23.293	40.285	-16.992
1		563711	159				

max			577	93.927	51.370	40.285	21.837
sommersmiddel sum, sommer			224 1119	47.135 235.675	7.008 35.040	13.285 66.424	-6.277 -31.384
årsmiddel sum, år			254 3044	-3.071 -36.857	16.150 193.804	17.728 212.734	-1.577 -18.930

FOSFOR FRIGØRELSE (+) BINDING (-) FOR HELE SØEN KORRIGERET FOR TIL- OG FRAFØRT FOSFOR

Måned	Fri/bundet P hele søen kg P/måned	Fri/bundet P pr. søoverfl. mgP/m ² måned	Fri/bundet P hele søen kg P/dag	Fri/bundet P pr. søoverfl. mg P/m ² dag
1	-44.55	-260.54	-1.44	-8.40
2	-31.33	-183.22	-1.08	-6.32
3	-.55	-3.19	-.02	-.10
4	-20.82	-121.78	-.69	-4.06
5	8.44	49.36	.27	1.59
6	14.48	84.66	.48	2.82
7	97.87	572.35	3.16	18.46
8	81.86	478.70	2.64	15.44
9	64.41	376.68	2.15	12.56
10	-17.04	-99.64	-.55	-3.21
11	-108.31	-633.40	-3.61	-21.11
12	-62.38	-364.82	-2.01	-11.77

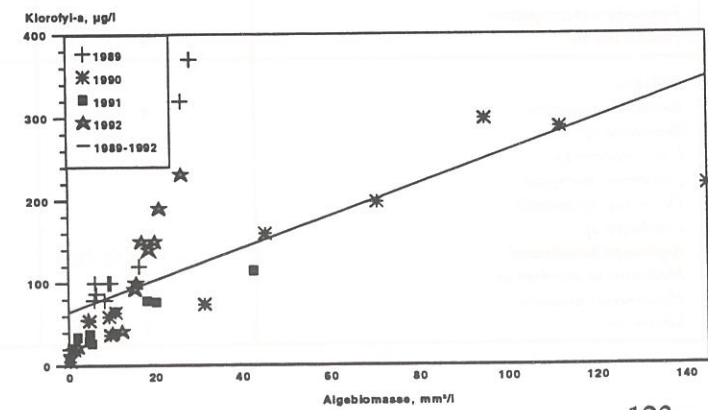
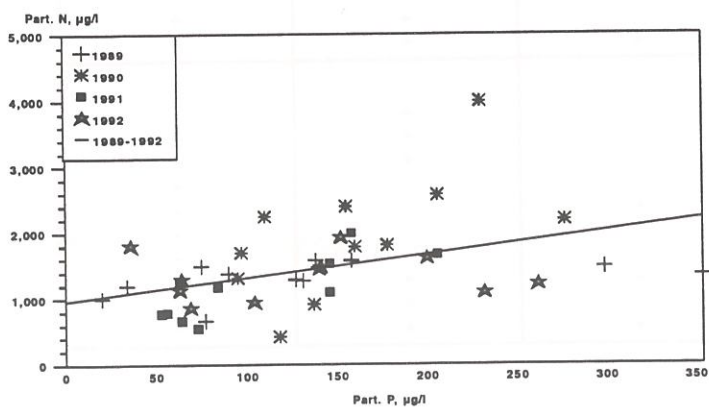
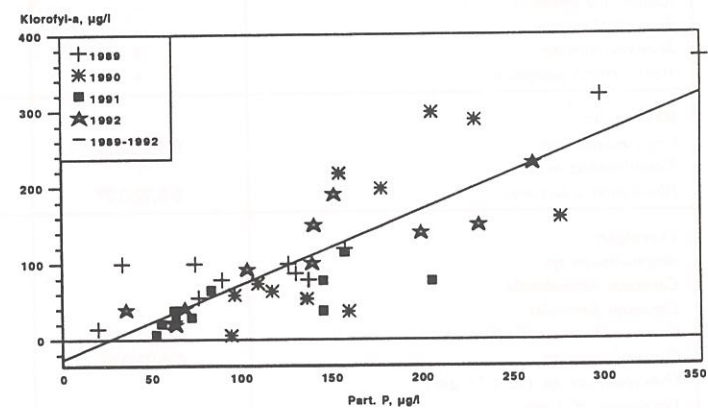
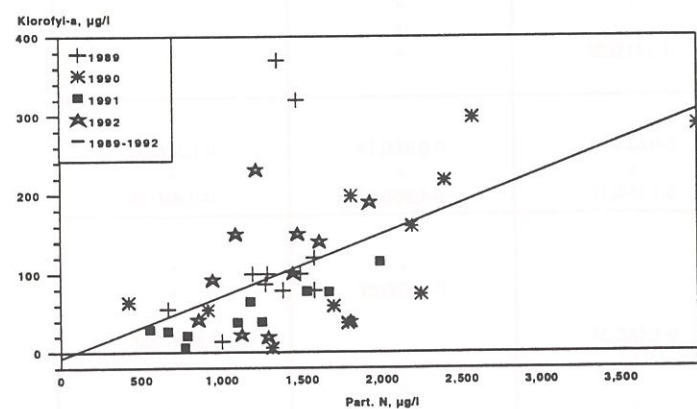
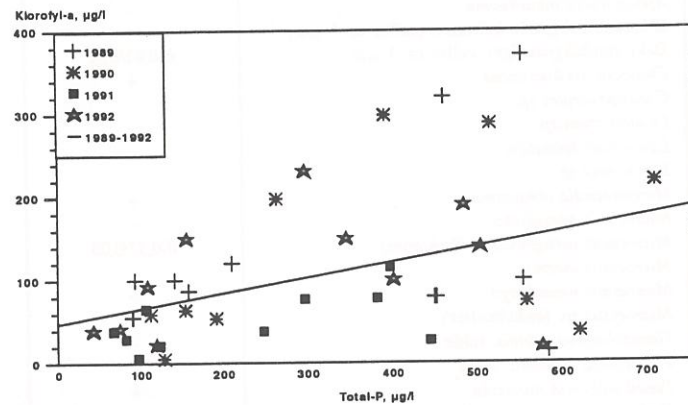
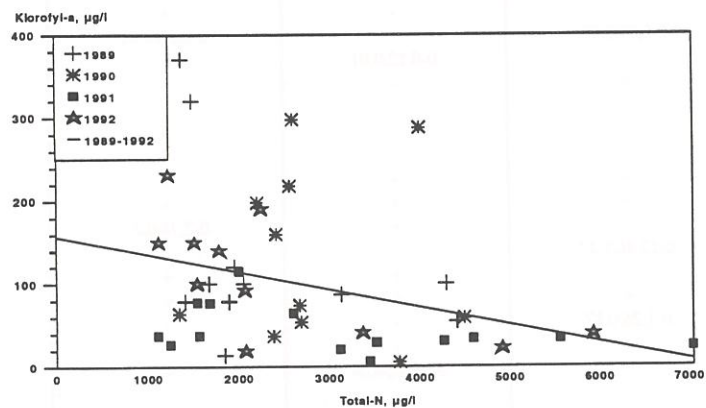
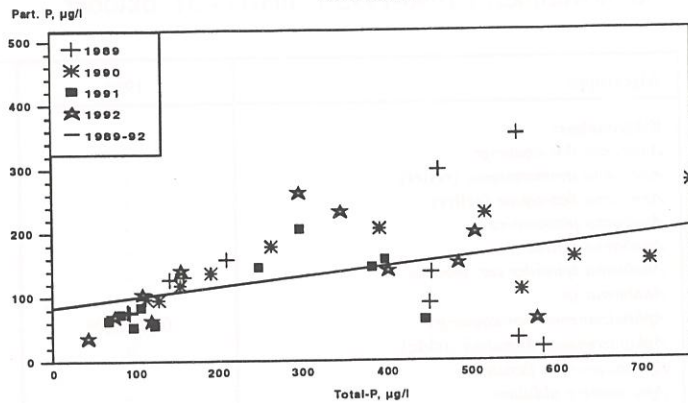
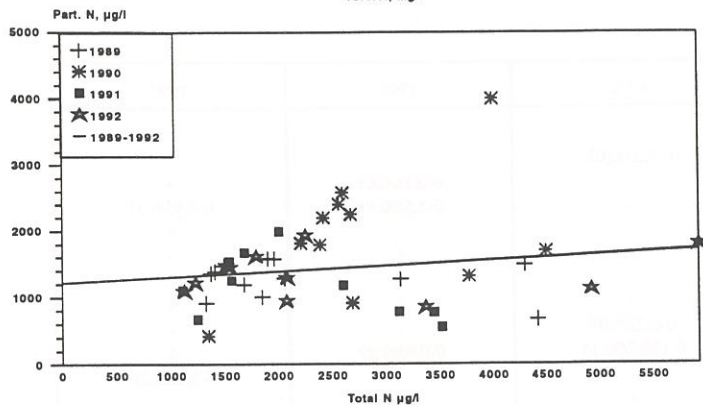
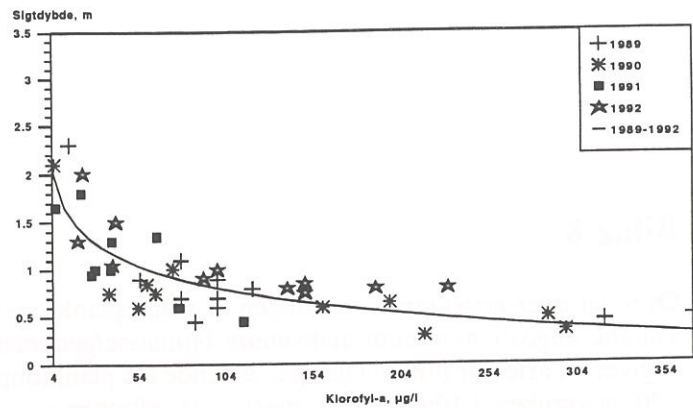
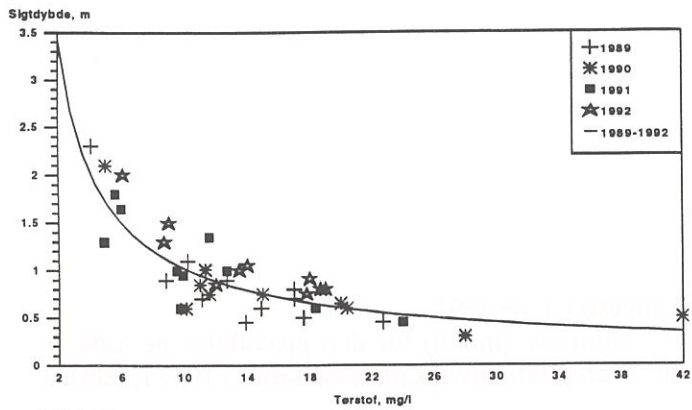
max	97.87	572.35	3.16	18.46
sommersmiddel ialt fri/bund. sommer,	53.41 267.06	312.35	1.74	10.17
årsmiddel ialt fri/bundet år, kg	-1.49 -17.93	-8.74	-.06	-.34

Bilag 7

Analysér af mulige sammenhænge mellem forskellige målte variable i søvandet i Langesø, 1989-1992. Følgende par af variable er herved undersøgt:

- * Sigtdybde (m) - partikelindhold målt som tørstof (mg/l)
- * Sigtdybde (m) - planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)
- * Partikulært kvælstof ($\mu\text{g N/l}$) - total-kvælstof ($\mu\text{g N/l}$)
- * Partikulært fosfor ($\mu\text{g P/l}$) - total-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)
- * Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) - total-kvælstof ($\mu\text{g N/l}$)
- * Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) - partikulært kvælstof ($\mu\text{g N/l}$)
- * Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) - partikulært fosfor ($\mu\text{g P/l}$)
- * Partikulært kvælstof ($\mu\text{g N/l}$) - partikulært fosfor ($\mu\text{g P/l}$)
- * Planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) - planktonalgebiomasse målt som volumen (mm^3/l)

For hvert par af variable er indtegnet den bedst mulige linie (regressionslinie) igennem de afbildede målepunkter. Der er herved anvendt rette linier undtagen for sammenhænge mellem sigtdybde-tørstof og sigtdybde-klorofyl-a, hvor der er forventet en logaritmisk sammenhæng. De enkelte års målinger er markeret med en særskilt signatur.



Bilag 8

Oversigt over artssammensætningen af planteplanktonet i Langesø i 1989-1992.

Tallene angiver minimum-maksimum biomasse/gennemsnitlig biomasse (mm³/l) for den produktive periode. + angiver, at arten er fundet i det pågældende års planktonprøver. Den produktive periode omfatter i 1989 1. februar - 30. november, i 1990-1992 1. marts - 31. oktober.

Algegruppe	1989	1990	1991	1992
Blågrønalger:				
<i>Anabaena flos-aquae</i> -gr.	+	0-0,23/0,03	-	-
<i>Anabaena lemmermannii</i> (celler)	-	-	0-0,16/0,01	+
<i>Anabaena flos-aquae</i> (celler)	-	-	0-3,58/0,41	0-2,95/0,37
<i>Anabaena planctonica</i>	-	-	-	+
<i>Anabaena smithii</i>	-	-	+	-
<i>Anabaena spiroides</i> var. <i>minima</i>	-	-	+	+
<i>Anabaena</i> sp.	+	-	+	+
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> -gr.	0-0,33/0,06	0-0,23/0,03	+	+
<i>Aphanizomenon klebahnii</i> (tråde)	-	0-130,2/30,14	-	+
<i>Aphanizomenon flexuosum</i>	-	-	0-0,93/0,09	-
<i>Aphanothece nidulans</i>	-	-	-	0-3,48/0,21
<i>Aphanothece minutissima</i>	-	+	+	-
Blågrønalgelignede kolonier, (celler ca. 1 µm)	-	-	-	+
Bakterier/blågrønalger, celler ca. 1 µm	-	0-0,97/0,06	-	0-0,33/0,03
<i>Chroococcus limneticus</i>	0-0,87/0,04	-	0-0,12/0,01	-
<i>Coelosphaerium</i> sp.	+	+	-	-
<i>Cyanodictyon</i> sp.	-	+	-	-
<i>Limnothrix limnetica</i>	-	-	-	+
<i>Limnothrix</i> sp.	-	+	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	+	+	-	+
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (delkolonier)	0-0,37/0,03	0-13,46/1,47	+	0-2,78/0,26
<i>Microcystis incerta</i>	-	-	+	-
<i>Microcystis wesenbergii</i>	+	-	+	+
<i>Microcystis</i> sp. (enkeltceller)	-	0-1,26/0,17	+	+
<i>Planktolyngbya subtilis</i> , tråde	-	+	-	-
<i>Planktothrix agardhii</i> , tråde	+	-	-	-
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	+	-	0-38,12/4,54	+
<i>Radiocystis geminata</i>	-	-	-	-
<i>Snowella lacustris</i>	-	-	+	-
<i>Snowella litoralis</i>	+	0-2,41/0,28	+	-
<i>Woronichinia naegeliana</i>	+	-	-	+
Rekylalger:				
<i>Cryptomonas</i> spp.	0-1,20/0,21	0-0,63/0,10	0-0,98/0,19	0-1,52/0,33
<i>Katablepharis ovalis</i>	+	+	+	+
<i>Rhodomonas lacustris</i>	0-2,72/0,27	0-1,55/0,18	0-4,36/0,65	0-0,90/0,18
Furealger:				
<i>Amphidinium</i> sp.	-	-	+	+
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	0-0,37/0,07	+
<i>Ceratium furcoides</i>	-	-	-	+
<i>Ceratium hirundinella/furcoides</i>	0-1,52/0,29	0-1,48/0,24	-	0-14,57/2,07
<i>Gymnodinium</i> sp.	0-0,23/0,01	+	-	+
<i>Gymnodinium</i> sp. (12 x 15 µm)	-	-	+	-
<i>Peridinium</i> cf. <i>bipes</i>	-	+	-	-
<i>Peridinium inconspicuum</i>	-	+	+	+
<i>Peridinium</i> sp.	+	+	+	+
Gulalger:				
<i>Bicosoeca planktonica</i>	+	-	+	-
<i>Bicosoeca</i> sp.	-	-	+	+
<i>Chrysococcus</i> sp.	+	-	+	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	-	-	+
<i>Dinobryon</i> cf. <i>sociale</i>	-	+	-	-
<i>Dinobryon</i> sp.	+	-	-	-
<i>Kephyrion rubiclaustri</i>	+	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	+	+	+
<i>Mallomonas caudata</i>	-	-	+	-
<i>Synura</i> sp.	+	+	+	-

Algegruppe	1989	1990	1991	1992
Kiselalger:				
Eupodiscales (centriske kiselalger):				
<i>Aulacoseira granulata</i>	+	+	+	-
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	-	+	+	0-0,48/0,04
<i>Melosira varians</i>	+	+	+	+
<i>Stephanodiscus rotula</i>	+	0-0,57/0,02	0-2,40/0,37	0-0,34/0,02
Centriske kiselalger	0-1,05/0,16	0-2,57/0,52	0-0,84/0,19	0-3,75/0,58
Centriske kiselalger, 10-30 µm	0-5,30/0,94	0-3,63/0,57	0-10,00/1,03	0-7,96/1,92
Bacillariales (pennate kiselalger):				
<i>Asterionella formosa</i>	0-0,12/0,01	0-5,49/0,32	0-1,19/0,08	0-0,56/0,06
<i>Centronella reicheltii</i>	+	0-0,31/0,04	+	+
<i>Cymatopleura solea</i>	+	-	-	-
<i>Cymbella</i> cf. <i>lanceolata</i>	-	+	-	-
<i>Cymbella</i> sp.	-	-	+	-
<i>Diatoma elongatum</i>	+	+	-	+
<i>Fragilaria construens</i>	+	+	+	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	+	-	-
<i>Licmophora</i> sp.	-	+	-	-
<i>Navicula</i> sp.	-	-	+	+
<i>Nitzschia acicularis</i>	0,001/0,00	+	+	+
<i>Nitzschia</i> sp.	+	+	+	+
<i>Rhoicosphenia curvata</i>	-	-	-	+
<i>Surirella solea</i>	-	-	+	-
<i>Synedra acus</i>	+	-	+	0-0,47/0,03
<i>Synedra ulna</i>	-	+	+	-
<i>Synedra</i> sp.	-	-	+	+
Stilikalger:				
<i>Chrysochromulina parva</i>	-	-	0-0,33/0,03	0-0,17/0,02
Øjealger:				
<i>Colacium simplex</i>	+	-	-	-
<i>Euglena</i> sp.	-	+	-	+
<i>Phacus longicauda</i>	+	+	-	-
<i>Trachelomonas volvocina/volvocinopsis</i>	-	-	+	-
<i>Trachelomonas</i> sp./spp.	+	+	+	-
Prasinophyceae				
<i>Nephroselmis</i> sp.	-	-	+	+
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	-	-	+	+
Grønkalger:				
Volvocales:				
<i>Carteria</i> sp.	0-26,02/5,28	0-9,80/0,84	0-4,13/0,49	0-22,67/3,32
<i>Chlamydomonas</i> sp.	+	+	-	0-1,96/0,27
<i>Chlamydomonas</i> sp., < 10 µm	-	-	0-0,42/0,04	-
<i>Pascheriella tetras</i>	-	-	+	+
<i>Spermatozopsis exultans</i>	-	-	+	+
Ulotrichales:				
<i>Elakatothrix genevensis</i>	+	+	+	+
<i>Koliella longiseta</i>	+	+	+	+
<i>Koliella</i> sp.	-	-	-	+
Chlorococcales:				
<i>Actinastrum hantzschii</i>	-	+	+	0-0,05/0,01
<i>Ankyra judayi</i>	0-0,29/0,02	0-0,43/0,05	0-0,09/0,01	0-0,02/0,00
<i>Botryococcus braunii</i>	+	+	+	+
<i>Chlorella</i> sp./ <i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	0-9,19/1,08	0-0,19/0,05	0-0,07/0,02	0-0,37/0,05
<i>Coelastrum astroidesum</i>	+	+	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>	+	0-0,89/0,06	0-3,48/0,22	0-6,55/0,41
<i>Crucigenia apiculata</i>	+	-	-	-
<i>Crucigenia fenestrata</i>	-	+	-	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	+	-	-	-
<i>Dichotomococcus curvatus</i>	-	-	+	+
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	+	-	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	+	+	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> sp. (celler)	-	-	0-0,01/0,00	0-0,28/0,03
<i>Didymocystis fina</i>	-	-	+	-
<i>Didymocystis</i> sp.	-	-	-	0-0,68/0,21

Algegruppe	1989	1990	1991	1992
Grønalgler, fortsat:				
Chlorococcales fortsat:				
<i>Kirchneriella contorta</i>	+	-	+	+
<i>Lagerheimia genevensis</i>	-	+	+	+
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>	+	-	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	-	-	+	+
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	+	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	0-0,06/0,01	0-0,03/0,00	0-0,04/0,00	+
<i>Monoraphidium griffithi</i>	-	-	-	+
<i>Monoraphidium minutum</i>	-	-	-	+
<i>Monoraphidium sp.</i>	+	-	0-0,01/0,00	+
<i>Oocystis sp./spp.</i>	+	-	0-0,17/0,02	0-0,80/0,09
<i>Oocystis sp.</i> , celler	-	0-0,07/0,00	0-0,17/0,02	-
<i>Pediastrum boryanum</i>	+	+	+	+
<i>Pediastrum duplex</i>	+	+	+	+
<i>Pediastrum tetras</i>	+	-	-	+
<i>Quadricoccus ellipticus</i>	+	-	-	+
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	+	+	+	+
<i>Scenedesmus acutus</i>	-	+	-	-
<i>Scenedesmus armatus</i>	+	+	+	-
<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>	+	-	+	-
<i>Scenedesmus obtusus</i>	-	-	-	+
<i>Scenedesmus opoliensis/protuberans</i>	+	+	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	+	+	+	+
<i>Scenedesmus spinosus/abundans/sempervirens</i>	+	+	-	+
<i>Scenedesmus spinosus</i>	-	-	+	-
<i>Scenedesmus sp.</i>	+	+	+	-
<i>Scenedesmus spp.</i> , celler ialt	+	+	0-0,11/0,01	0-0,35/0,04
<i>Schroederia sp.</i>	0-0,06/0,01	+	+	-
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	+	-	-	0-1,42/0,08
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> , celler	-	0-2,12/0,13	0-0,53/0,03	-
<i>Tetraedron caudatum</i>	-	-	-	+
<i>Tetraedron incus</i>	-	+	-	-
<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	+	+
<i>Tetraedron komarekei</i>	+	-	-	-
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	+	+	+	+
<i>Treuboria triappendiculata</i>	-	-	-	+
Andre chlorococcaler, < 5 µm	0-0,13/0,03	0-0,09/0,02	0-0,05/0,01	0-0,19/0,04
Andre chlorococcaler, > 5 µm	0,01-0,14/0,06	0-0,19/0,06	0-0,06/0,02	0-0,30/0,05
Desmidiaceae:				
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	0-2,48/0,21	0-0,16/0,01	0-0,12/0,02	0-0,05/0,00
<i>Closterium cf. intermedium</i>	-	+	-	-
<i>Closterium cf. limneticum</i>	-	+	-	-
<i>Closterium parvulum</i>	+	-	+	+
<i>Closterium sp.</i>	-	+	-	-
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	+	+	0-0,02/0,00	+
<i>Staurastrum tetracerum</i>	-	-	+	+
<i>Staurastrum sp.</i>	+	+	+	+
Ubestemte arter:				
< 5 µm	0,01-0,16/0,06	0-0,36/0,10	0,01-0,11/0,06	0-0,23/0,05
5-10 µm	0,01-0,18/0,07	0-0,33/0,12	0,01-0,24/0,08	0-0,28/0,10
> 10 µm	0-0,29/0,07	0-0,38/0,06	0-0,07/0,01	0-0,03/0,00
Flagellat (<i>Ochromonas</i> -lignende)	-	-	0-2,57/0,23	-
Flagellat, 8-10 µm	0-1,04/0,07	-	-	-
Flagellat, 12 x 19 µm	0-0,43/0,02	-	-	-
Flagellat	-	-	0-0,46/0,03	-
Flagellater > 10 µm	-	-	-	0-4,32/0,46

Bilag 9

Oversigt over artssammensætningen af dyreplanktonet i Langesø i 1989-1992.

Tallene angiver minimum-maksimum biomasse/gennemsnitlig biomasse ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt}/\text{l}$) for den produktive periode. + angiver, at arten er fundet i det pågældende års planktonprøver. Den produktive periode omfatter i 1989 1. februar - 30. november, i 1990-1992 1. marts -31. oktober.

Dyregruppe	1989	1990	1991	1992
Ciliater:				
<i>Coleps</i>	0,073/0,004	-	-	0-0,840/0,233
<i>Didinium</i>	0-0,205/0,010	-	-	-
<i>Epistylis</i>	0-0,233/0,020	0-0,058/0,007	0-0,011/0,001	-
<i>Lohmanniella</i>	-	+	-	-
<i>Lohmanniella/Tontonia</i>	-	-	0-0,001/0,000	-
<i>Strombidium/Strombiledium</i>	0-0,174/0,043	0-0,100/0,011	0-0,057/0,025	0-0,067/0,010
<i>Trichodina</i>	0-0,020/0,003	0-0,008/0,001	0-0,008/0,001	0-0,001/0,000
Tintinnider	0-0,139/0,018	0-0,011/0,002	0-0,022/0,004	0-0,157/0,028
<i>Vorticella</i>	-	0-0,249/0,025	0-0,169/0,013	0-0,070/0,013
Ubestemte ciliater, < 20 μm	-	-	0-0,014/0,005	0-0,018/0,005
Ubestemte ciliater, 20-100 μm	-	-	0-0,054/0,005	0-0,069/0,006
Ubestemte ciliater < 100 μm	0-0,205/0,038	0,001-0,088/0,023	-	-
Ubestemte ciliater >100 μm	0-0,028/0,003	-	-	-
Rotatorier:				
<i>Asplanchna priodonta</i>	0-1,97/0,262	0-0,302/0,038	0-1,82/0,402	0-4,578/0,408
<i>Brachionus angularis</i>	0-0,011/0,001	0-0,007/0,001	0-0,072/0,008	0-0,030/0,005
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0-0,624/0,072	0-0,144/0,026	0-0,072/0,008	0-0,245/0,034
<i>Conochilus natans</i>	-	-	0-0,141/0,020	0-0,376/0,048
<i>Conochilus unicornis</i>	0-0,689/0,094	0-0,521/0,043	0-0,118/0,008	0-0,008/0,001
<i>Euclanis dilatata</i>	-	-	+	-
<i>Filinia cornuta</i>	-	+	-	-
<i>Filinia longiseta</i>	-	0-0,018/0,003	0-0,036/0,004	0-0,016/0,003
<i>Filinia terminalis</i>	0-6,04/0,288	-	-	-
<i>Kellicottia longispina</i>	-	0-0,007/0,001	+	-
<i>Keratella cochlearis</i>	0-0,035/0,009	0-0,067/0,007	0-0,035/0,011	0-0,050/0,012
<i>Keratella cochlearis f. tecta</i>	-	-	0-0,002/0,000	0-0,007/0,001
<i>Keratella quadrata</i>	0-0,524/0,062	0-0,181/0,054	0-0,635/0,120	0-0,396/0,125
<i>Notholca squamula</i>	-	-	0-0,001/0,000	0-0,001/0,000
<i>Polyarthra dolichoptera/Vulgaris</i>	0-0,074/0,005	0-0,10/0,000	0-0,101/0,014	0-0,287/0,034
<i>Pompholyx sulcata</i>	0-0,087/0,009	0-0,181/0,028	0-0,035/0,008	0-0,109/0,020
<i>Synchaeta</i>	-	-	0-0,001/0,000	+
<i>Trichocerca birostris</i>	0-0,051/0,003	0-0,077/0,013	0-0,020/0,002	0-0,010/0,002
<i>Trichocerca capucina</i>	-	0-0,068/0,007	0-0,018/0,002	-
<i>Trichocerca pusilla</i>	-	-	-	0-0,025/0,002
Cladocerer:				
<i>Bosmina coregoni</i>	0-2,81/0,399	0-1,07/0,208	0-0,217/0,039	0-1,932/0,424
<i>Bosmina longirostris</i>	0-0,925/0,061	0-2,28/0,209	0-3,45/0,365	0-3,123/0,383
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	-	0-0,298/0,026	-	0-0,047/0,004
<i>Chydorus sphaericus</i>	0-1,58/0,086	0-0,322/0,042	0-0,027/0,003	0-0,484/0,060
<i>Daphnia cucullata</i>	0-9,42/1,33	0-3,06/1,10	0-2,03/0,449	0-1,136/0,393
<i>Daphnia galeata</i>	0-8,94/0,832	0-3,67/0,608	0-0,674/0,140	-
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0-7,74/0,410	0-1,17/0,332	0-0,693/0,179	0-2,650/0,566
<i>Leptodora kindtii</i>	-	+	+	-
Copepoder:				
Nauplier	0-0,534/0,138	-	-	-
<i>Eudiaptomus nauplier</i>	-	0-0,254/0,058	0,004-0,117/0,042	0-0,112/0,040
<i>Eudiaptomus</i> , copepoditer I-III	-	0-0,565/0,123	0,008-0,524/0,196	0,012-0,149/0,073
<i>Eudiaptomus</i> , små copepoditter	0,047-1,69/0,270	-	-	-
<i>Eudiaptomus</i> , copepoditer IV-V	-	0-1,54/0,372	0,031-0,791/0,320	0-0,959/0,259
<i>Eudiaptomus</i> , store copepoditter	0-0,682/0,172	-	-	-
<i>Eudiaptomus graciloides</i> , voksne	0,64-4,25/1,37	0,169-2,31/0,877	0,105-1,24/0,654	0,143/2,266/0,662
Cyclopoide nauplier	-	0,003-0,085/0,044	0,013-0,260/0,071	0-0,130/0,049
Cyclopoide copepoditer	0-0,772/0,142	0,21-2,00/0,408	0,024-5,09/1,07	-
<i>Cyclops</i> , copepoditer	-	-	-	0-2,396/0,512
<i>Cyclops strenuus</i> , han	-	-	-	0-0,481/0,078
<i>Cyclops strenuus</i> , hun	-	-	-	0-0,515/0,097
<i>Cyclops strenuus</i> , voksne	0-0,18-3,01/0,891	0-0,41/0,105	0-0,883/0,143	-
<i>Cyclops vicinus</i> , voksne	-	-	0-0,238/0,021	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> , copepoditer	-	-	-	0-1,329/0,323
<i>Mesocyclops leuckarti</i> , han	-	-	-	0-0,385/0,068
<i>Mesocyclops leuckarti</i> , hun	-	-	-	0-0,204/0,071
<i>Mesocyclops leuckarti</i> , voksne	0-0,571/0,171	0-0,569/0,134	0-0,124/0,031	-

