



Vandmiljø i Vejle Amt



Overvågning af
SØGÅRD SØ 1995

Næringsalte • Belastning • Biologi



VEJLE AMT
Teknik og Miljø



JAT

Udgiver: Vejle Amt, Forvaltningen for Teknik og Miljø,
Damhaven 12, 7100 Vejle, Tlf. 75 835333

Udgivelsesår: 1996

Titel: Vandmiljø i Vejle Amt
Overvågning af sører - 1995

Undertitel: Søgård Sø

Forfatter: Simon Marsbøll

Emneord: Fosfor, kvælstof, belastning, fytoplankton,
zooplankton, sører.
Vandmiljøplan

EDB: Torben Wiis, Simon Marsbøll

Layout og
redigering: Birgit Brogaard, Birthe Pedersen

Forsidelayout: Bureau 2, Bjarne Bågø

@ Copyright: Vejle Amt, 1996. Gengivelse kun tilladt med
tydelig kildeangivelse

Sideantal:

Oplag:

Tryk: Betjentstuen, Vejle Amt

Vedrørende kortmateriale:

Grundmaterialet tilhører Kort- og Matrikelstyrelsen.

Supplerende information er udarbejdet og påført af Vejle Amt. Kortene er udelukkende til tjenstlig brug for offentlige myndigheder, og må ikke gøres til genstand for forhandling eller distribuering til anden side uden særlig tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen.

Udgivet af Vejle Amt med tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen.

@ Copyright: Kort- og Matrikelstyrelsen (1992/KD 86.1041)

ISBN: 87-7750-256-6

Indholdsfortegnelse

	Side
Forord	
1	
1. Sammenfatning	3
2. Beskrivelse af søen og oplandet	5
3. Vand- og stoftransport	9
Vandtransport, nedbør og afstrømning	9
Stoftransport og kildeopsplitning	11
Kvælstof	11
Fosfor	13
4. Vand- og stofbalancer	16
Vand	16
Kvælstof	16
Fosfor	17
5. Søvandet	17
6. Biologiske forhold	22
Fytoplankton	22
Zooplankton	24
Vegetation, fisk og bunddyr	26
7. Udvikling i miljøtilstanden	27
8. Konklusion	28
9. Referenceliste	29
10. Bilag	31
Bilag 1: Metode	31
Bilag 2: Tabeller og kurver	35

Forord

I Vejle Amt indgår fire søer i Vandmiljøplanens overvågningsprogram for ferske vande i Danmark. Fårup Sø modtager spildevand fra dambrug, og Dons Nørresø og Søgård Sø modtager spildevand fra renseanlæg. Engelholm Sø er ikke belastet med spildevand fra punktkilder. De fire søer ligger i dyrkede oplande, og alle søer er derfor belastede med næringssalte fra landbrug og spredt bebyggelse.

I denne rapport præsenteres resultater af undersøgelser for 1989-1995 i Søgård Sø. For de øvrige søer findes der tilsvarende rapporter.

Rapporten omhandler fysiske, kemiske og biologiske undersøgelser, der kan belyse belastningsforholdene og beskrive miljøtilstanden i søen. Prøvetagningsprogram og databehandling følger de retningslinjer, som er givet i (Kristensen, P. et al. 1990) med de supplementer, der måtte være kommet til. Rapporteringen følger retningslinjerne i "Paradigma for dataoverførsel og rapportering i 1996 af Vandmiljøplanens overvågningsprogram".

Ud fra undersøgelserne er der givet en vurdering af udviklingstendenser i søen, herunder effekt af Vandmiljøplanen.

Samtlige data er indberettet til Danmarks Miljøundersøgelser, hvor de vil indgå i en landsdækkende vurdering af miljøtilstanden i danske søer.

Søgård Sø

1. Sammenfatning

Søgård Sø har i mange år været hårdt belastet med næringsstoffer, dels fra intensiv landbrugsdrift i oplandet og dels fra spildevand. Søens økologiske system er derfor ustabilt og er brudt sammen flere gange gennem de sidste 15 - 20 år.

Der er foretaget indgreb over for renseanlæg i oplandet, så i dag stammer mere end halvdelen af belastningen med fosfor primært fra landbrugsdrift og spredt bebyggelse. Landbrugserhvervet er stort set eneleverandør af kvælstof til søen - særlig i fugtige år.

De foretagne indgreb over for næringsstofbelastningen er uden betydning for et igangværende økologiske skifte i søen. Tilsyneladende er fiskebestanden så lille, at det giver det større zooplankton mulighed for at optræde i så store mængder, at det kan græsse massigt på algebiomassen. Dette burde på længere sigt give basis for en bedre miljøtilstand, da sigtdybden stadig bedres.

Imidlertid er systemet stadig meget ustabilt, og vil kunne svinge hvad vej, det skal være. Skal forholdene stabiliseres er det nødvendigt at skærpe indsatsen mod næringsstofbelastningen i oplandet. Dette gælder især overfor landbrug og spredt bebyggelse.

2. Beskrivelse af søen og oplandet

Søgård Sø er beliggende i Vamdrup Kommune i en lavning på en hedeslette, øverst i Kongeå-vandløbssystemet. Søbunden består af et sandlag, som stammer fra sand fra hedesletten. Sandlaget er overlejret af dynd, og under sandlaget ligger en tyk lerlavning. Søen ligger 10 m over grundvandsspejlet, som lerlavningen forhindrer kontakt med. Søens vandforsyning kommer derfor udelukkende fra overfladisk afstrømning.

Jordbundstyperne i oplandet fordeler sig mellem partier med lerblandet sandjord (42%), sandblandet lerjord (37%) og lerjord (21%) (tabel 2.1). Arealerne udnyttes fortrinsvis til landbrug (tabel 2.2).

ADK-kode	Jordbundstype	Areal (ha)	Areal (%)
FK 1	Grovsandet	0	0
FK2	Finsandet	0	0
FK3	Lerblandet sand	893	42,2
FK4	Sandblandet ler	781	36,9
FK5	Ler	444	21,0
FK6	Svær ler	0	0
FK7	Humus	0	0
FK8	speciel	0	0
	Total	2.118	100

Kilde: Landbrugsministeriet, Arealdatarkontoret 1990

Tabel 2.1 Jordbundstype på dyrkede arealer i oplandet til Søgård Sø, 1995.

ADK-kode	Arealtype	Areal (ha)	Areal (%)
Type 1-8	Dyrket	2118	94,4
Type 13	Skov	123	5,5
Type 15	Uopgjort dyrket/udyrket	3	1
	Total	2.244	99,9

Kilde: Landbrugsministeriet, Arealdatarkontoret 1990.

Tabel 2.2 Arealudnyttelse i oplandet til Søgård Sø, 1995.

Fig. 2.1 viser oplandet til Søgård Sø med tilløb og afløb indtegnet. Det væsentligste tilløb til søen er Hjarup Bæk, der bidrager med ca. 75% af søens vandforsyning. Fraførsel af vand sker gennem Vamdrup Å. Gennem Hjarup Bæk tilføres spildevand fra Hjarup- og Mølvang Renseanlæg.



Fig. 2.1 Kort over tilløbene og punktkildernes placering i oplandene til Søgård Sø.

Fig. 2.2 viser søens topografiske deloplante med angivelse af det enkelte deloplants areal. Arealet af søens samlede topografiske opland er beregnet til 22 km².



Fig. 2.2 Kort over oplandene til Søgård Sø med angivelse af oplandsnummer og oplandsstørrelse.

Tabel 2.3 angiver morfometriske data for Søgård Sø. Søen er lavvandet med hurtig middelgennemstrømning.

Areal	267.225 m ²
Volumen	418.503 m ³
Gennemsnitsdybde	1,55 m
Største dybde	2,70 m
Omkreds	3.390 m
Vandets opholdstid	70 dage (sommer)
Areal af opland	22,44 km ²

Tabel 2.3 Morfometriske data, opholdstid og oplandsareal for Søgård Sø, 1995.

Fig. 2.3 viser Søgård Sø med dybdegrænser og angiver prøvetagningsstationernes beliggenhed. Der findes ingen egentlig undervandsvegetation, kun sporadiske forekomster af flydebladsplanter. Af fig. 2.4 fremgår søens dybdefordeling i forhold til areal (hypsograf).

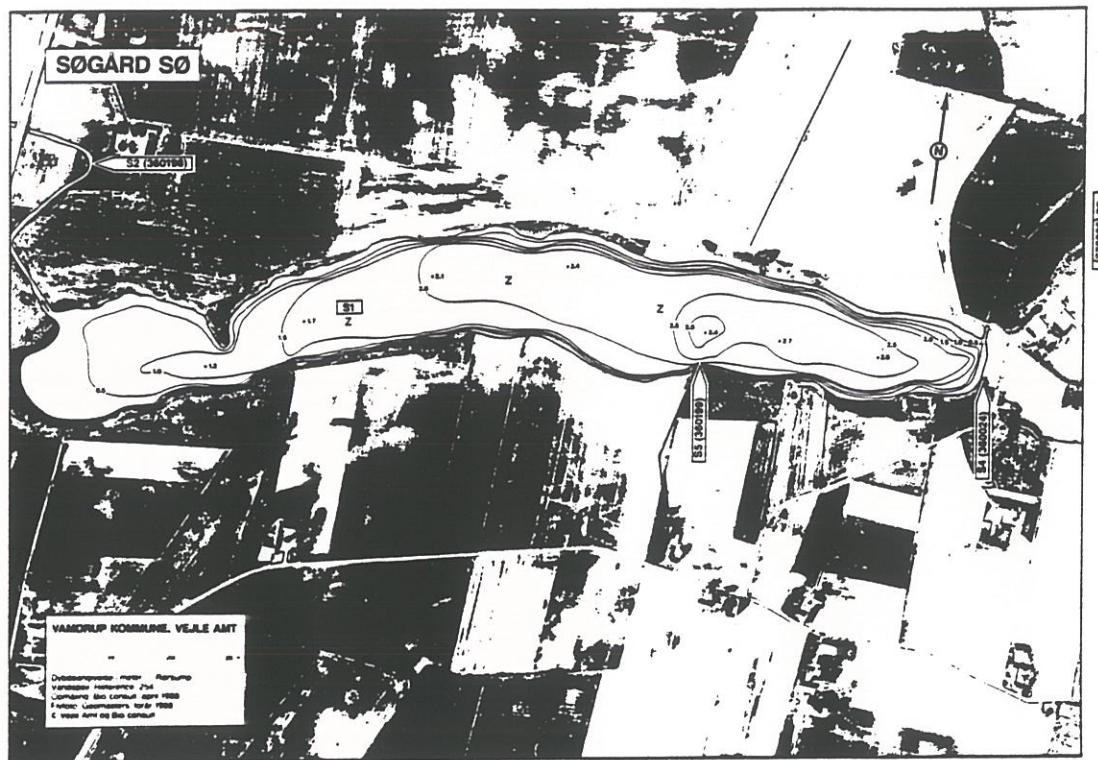


Fig. 2.3 Kort over Søgård Sø med dybdegrænser og angivelse af prøvetagningsstationer.

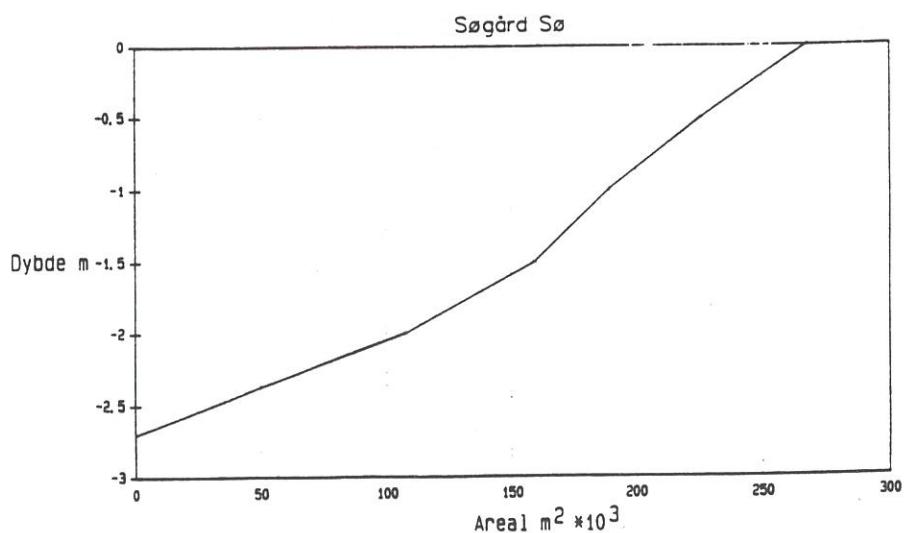


Fig. 2.4 Hypsograf over Søgård Sø. Dybdefordeling i forhold til areal.

3. Vand- og stoftransport

Vandtransport, nedbør og afstrømning

Der er intet grundvandstilskud til Søgård Sø. Det kan ikke udelukkes, at der er et tab, men det anses for usandsynligt (Vejle Amt, 1995). Når der alligevel beregnes et grundvandsbidrag (tabel 10.3.2), er det af rent regnetekniske årsager, idet "grundvand" også indeholder bidraget fra den overfladenære afstrømning.

Årsnedbøren på 791 mm i 1995 gør året til et "normalår". Men i første kvartal faldt knap 40% af årsnedbøren, og i sidste kvartal kun ca. 14%. Den potentielle fordampning var den laveste siden 1989, men et nedbørsoverskud på 188 mm gør igen 1995 til et normalår, omend der er tale om store udsving siden 1989 (tabel 10.3.1).

Vandtilførslen til søen i 1995 er ude af proportion med nedbørsoverskuddet. I 1990 var overskuddet ca. dobbelt så stort som i 1995, men alligevel løb der mindre vand til søen. Det hænger sammen med, at der i 1990 gik meget vand til at mætte jorden og fyldte markvandsmagasinet efter det meget tørre 1989. Omvendt var 1994 et meget vådt år, og markvandsmagasinet har kunnet tilføre vand i 1995. Selvom 1995 således var et nedbør- og fordampningsmæssigt normalår, var der en unormal høj vandtilførsel.

Den høje årstransport på 8,3 mill. m³ vand dækker over en unormal høj tilførsel i første kvartal, hvor dels kom meget nedbør, og dels blev tilført vand fra det allerede fyldte markvandsmagasin. Knap $\frac{3}{4}$ af årstilførslen kommer i første kvartal. Til gengæld var der usædvanlig lidt nedbør i sidste kvartal, hvor også magasinet er ved at være tømt, og tilførslen er sammenlignelig med værdier i forsommeren. Dette betyder, at forholdene i hhv. vinster og efterår var usædvanlige, mens forår og sommer stort set var normale (tabellerne 3.1 og 10.3.2, fig. 10.3.1).

Vandbalance Mill. m³ pr. år	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Vandtilførsel	3,81	7,12	5,77	7,05	9,52	12,16	8,33
Nedbør	0,18	0,29	0,23	0,24	0,28	0,32	0,21
Total tilførsel	3,99	7,41	6	7,3	9,8	12,48	8,54
Vandfraførsel	3,82	7,01	5,91	6,98	9,43	12,24	8,54
Fordampning	0,24	0,18	0,18	0,19	0,17	0,19	0,16
Total fraførsel	4,06	7,2	6,09	7,18	9,6	12,42	8,67
Fosfor t P/år	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Udledt spildevand Total	0,73	0,41	0,26	0,29	0,29	0,24	0,23
Heraf - a) Byspildevand	0,55	0,23	0,08	0,1	0,12	0,13	0,11
- b) Regnvandsbetinget	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
- c) Industri	0	0	0	0	0	0	0
- d) Dambrug	0	0	0	0	0	0	0
- e) Spredt bebyggelse	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,1	0,11
Natur	-	-	0,28	0,38	0,42	0,3	0,22
Landbrugsdrift	-	-	0,28	0,12	0,7	1,12	0,35
Diffus tilførsel	0,04	0,27	0,56	0,5	1,12	1,43	0,57
Atmosfærisk deposition	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Andet	0	0	0	0	0	0	0
Total tilførsel	0,77	0,68	0,83	0,8	1,41	1,67	0,8
Total fraførsel	0,87	1,21	0,85	0,65	1,24	1,45	1,17
Kvælstof t N/år	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Udledt spildevand Total	1,4	2,3	1,4	2,5	1,45	1,64	1,77
Heraf - a) Byspildevand	0,8	1,7	0,8	1,9	0,9	1,16	1,23
- b) Regnvandsbetinget	0,1	0,1	0,1	0,1	0,04	0,05	0,04
- c) Industri	0	0	0	0	0	0	0
- d) Dambrug	0	0	0	0	0	0	0
- e) Spredt bebyggelse	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,43	0,5
Natur	-	-	7,92	11,27	14,78	8,67	6,53
Landbrugsdrift	-	-	54,95	95,14	88,38	102,58	57,05
Diffus tilførsel	43,86	88,44	62,88	106,4	103,16	111,26	63,58
Atmosfærisk deposition	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
Andet	0	0	0	0	0	0	0
Total tilførsel	45,79	91,27	64,81	109,44	105,14	113,43	65,89
Total fraførsel	33,61	67,19	52,63	85,56	92,76	89,22	52,12

Tabel 3.1

Fortsættes ...

Naturlig baggrundskoncentration	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Total-N mg N/l	1,6	1,7	1,5	1,8	1,6	3,820 kg/ha	2,91 kg/ha
Total-P mg P/l	0,05	0,06	0,05	0,04	0,04	0,134 kg/ha	0,098 kg/ha
Belastning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
mg N/ m ² søoverfl. pr. dag	469	936	664	1.122	1.078	1.163	676
mg P/ m ² søoverfl. pr. dag	8	7	8	8	14	17	8
Tilbageholdelse	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
mg N/ m ² søoverfl. pr. dag	124,8	246,9	124,9	244,8	127	248,2	143,1
mg P/ m ² søoverfl. pr. dag	-1	-5,4	-0,2	1,5	1,7	2,3	-3,8
N (%)	26,6	26,4	18,8	21,8	11,8	21,3	21,2
P (%)	-12,6	-77	-2,4	18,8	11,9	13,6	-45,9
Anvendte normtal pr. PE.	Kvælstof: 4,4 kg/PE år				Fosfor: 1,0 kg/PE år		

Tabel 3.1 Vand- og stofbalance samt kildeopsplitning for kvælstof og fosfor i Søgård Sø, 1989 - 1995. Desuden er værdier for naturlig baggrundskoncentration, belastning og tilbageholdelse angivet.

Stoftransport og kildeopsplitning

De ekstraordinært tørre efterårsmåneder betyder, at en del partikulært bundet næringsstof stadig ligger i vandløbene - det er endnu ikke blevet skyllet ud af store vandføringer, hvilket vil give en underestimering af de forskellige kilders bidrag under kildeopsplitningen.

Da tidligere beregninger af naturbidraget ud fra en vandføringsvægtet koncentration fra typeoplante har resulteret i negative fosforbidrag fra de dyrkede arealer, er naturbidraget her beregnet ud fra arealkoefficenter på hhv. 2,91 kg N/ha år og 0,098 kg P/ha/år.

Kvælstof

Årstransporten i tilløbene er helt afhængig af nedbøren. I 1992 var der en ekstrem tør sommer, og afgrøderne på marken kunne ikke optage den udsprede gødning. Da der endelig kom nedbør, blev al denne overskudsnaerig udvasket, og stoftransporten blev tilsvarende stor. Den stigning, der ses fra 1989 til niveauet i perioden 1992 - 1994 hænger dels sammen med afgrødernes misvækst i 1992 og nedbørsmængderne i perioden (fig. 3.1).

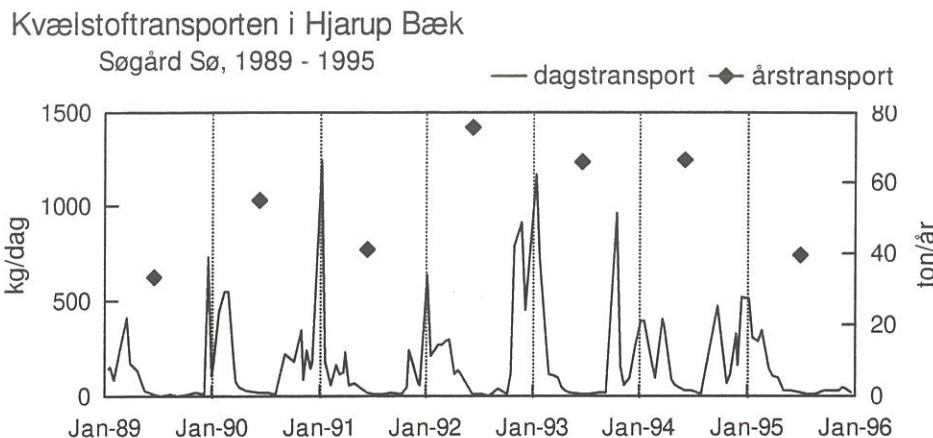


Fig. 3.1 Kvælstoftransporten i Hjarup Bæk 1989 - 1995. Forholdene i Hjarup Bæk minder om forholdene i tilløb S5.

Kvælstoftransporten følger vandtransporten, og er dermed i 1995 afvigende i årets første og sidste måneder, sammenlignet med tidligere år (fig 10.3.1 og 10.3.2). Årstransporten er beregnet til 66 tons, hvoraf $\frac{3}{4}$ kommer i første kvartal (i overensstemmelse med vandtransporten), og kun 6,6 tons kommer i sommermånederne.

Koncentrationen svinger omkring 10 mg N/l i de to målte tilløb, men for begge ses der store udsving. I begge tilløb begyndte koncentrationen at falde i 1994 (fig 3.2). I 1995 fortsætter faldet, og koncentrationen er nede omkring 6 - 8 mg N/l. Koncentrationen er dog endnu ikke nede på det samme som i naturoplande. Når koncentrationen er faldende, hænger det muligvis sammen med, at et større gødningsoverskud er skyldet ud i de våde år. Men det kan naturligvis også skyldes, at de forskellige tiltag i landbrugserhvervet efterhånden giver målelig effekt. Det er endnu ikke muligt at konkludere dette - dertil er datagrundlaget for spinkelt og årene 1994 og 1995 for vejrmæssigt ekstreme.

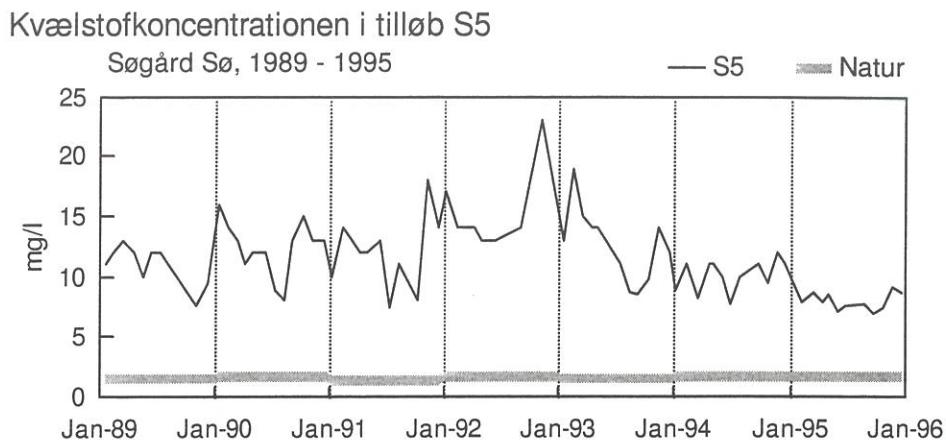


Fig. 3.2 Totalkvælstofkoncentrationen i tilløb S5 og i naturlige, ubelastede vandløb (årsgennemsnit). Tendensen til faldende koncentrationer sidst i perioden er ikke helt så tydelig i Hjarup Bæk.

Med den benyttede beregningsmetode udgør det dyrkningsbetingede bidrag på 57 tons mere end 85% af den samlede belastning. Der udvaskes ca. 27 kg N/ha dyrket areal om året som en direkte følge af dyrkning. I alt belastes søen med ca. 675 mg N/m² øverflade. Belastningsniveauet plejer at placere Søgård Sø blandt de 25% hårdest belastede sører i overvågningsprogrammet. Der er således stadig ingen sikre tegn på en reduktion af det dyrkningsbetingede kvælstofbidrag (tabel 3.1).

Bidraget fra den spredte bebyggelse er med 500 kg kvælstof om året forsvindende, sammenlignet med det dyrkningsbetingede bidrag. De øvrige kilders bidrag er sammenligneligt med tidligere år (tabel 3.1).

Fosfor

Årstransporten i tilløbene er tilsyneladende stigende i perioden 1989 - 1994, men som for kvælstofs vedkommende skyldes det forskelle i nedbør. I 1995 var transporten sammenlignelig med de første år i perioden (fig. 3.3 og 3.4).

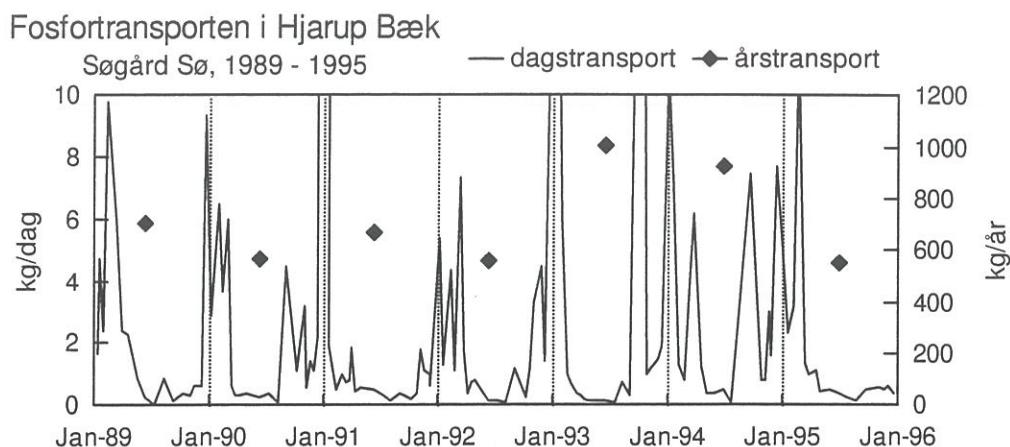


Fig. 3.3 Fosfortransporten i Hjarup Bæk, 1989 - 1995.

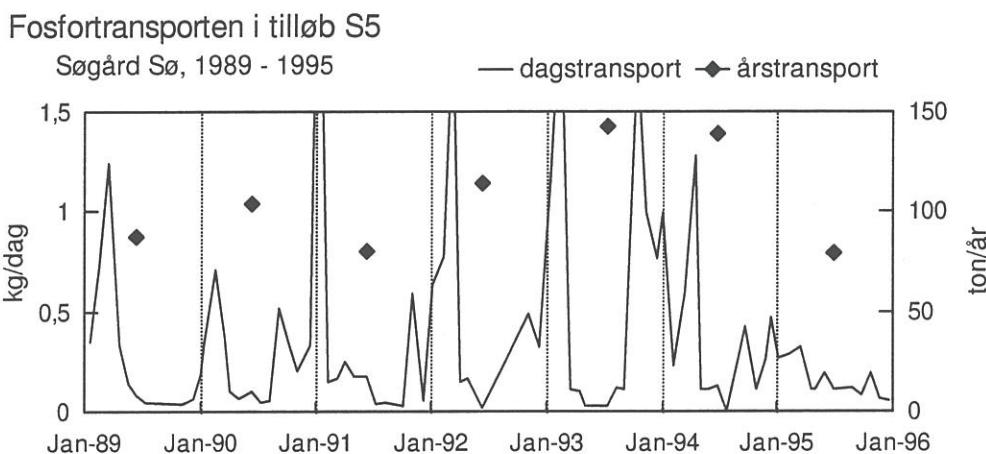


Fig 3.4 Fosfortransporten i tilløb S5, 1989 - 1995.

Fosfortransporten følger således også vandtransporten (fig. 10.3.3). I alt kommer der 800 kg P til søen i 1995. Kun de 90 kg P tilføres søen i sommerhalvåret. På årsbasis belastes søen med 8,2 mg P/m² øverflade. Søen ligger normalt under gennemsnittet for de andre søer i Overvågningsprogrammet, men i 1993 og 1994, hvor der var store vintervandføringer, var niveauet væsentligt højere

Koncentrationen i tilløbene svinger meget. Under de store vandføringer i vinterhalvåret nærmer koncentrationen sig det naturlige niveau, men om sommeren udgør det mere eller mindre konstante bidrag fra spredt bebyggelse og renseanlæg (siden 1990) en større del af den samlede vandføring i Hjarup Bæk, og koncentrationen bliver derved høj. I tilløb S5 ses nogenlunde samme mønster, men de høje sommerkoncentrationer skyldes udelukkende bidrag fra spredt bebyggelse (fig 3.5 og 3.6).

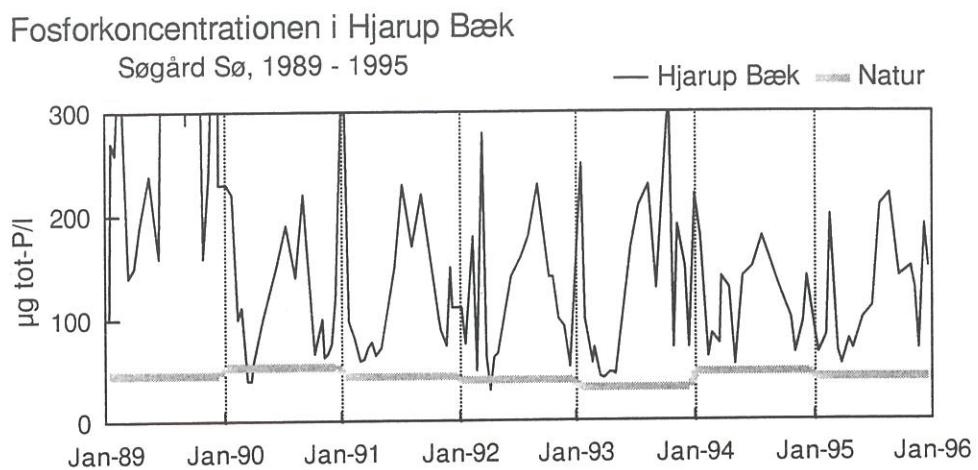


Fig 3.5 Koncentrationen af totalfosfor i Hjarup Bæk og i ubelastede vandløb.

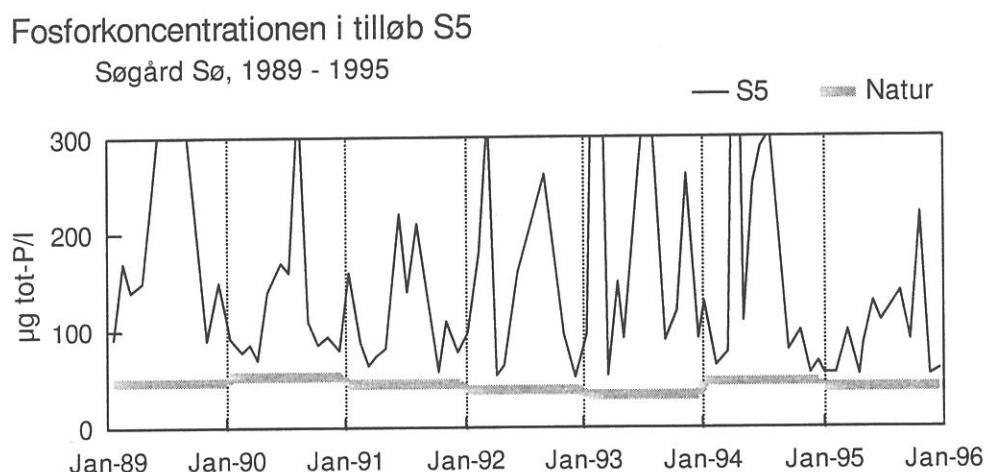


Fig 3.6 Koncentrationen af totalfosfor i tilløb S5 og i ubelastede vandløb.

Største bidragsyder er landbrugsdrift med ca. 350 kg. Naturbidraget er godt 200 kg, og den spredte bebyggelse leverer ca. 100 kg. Grundlaget er blevet bedre til beregning af bidraget fra den spredte bebyggelse, så det er af rent regnetekniske årsager, at bidraget tilsvyneladende er faldende. Renseanlæg og regnvandsbetingede udledninger udgør med 120 kg ca. 15% af fosforbelastningen, se også tabel 3.1.

De 350 kg P fra de dyrkede arealer giver en belastning på 0,16 kg P/ha dyrket areal om året som en direkte følge af dyrkning. Lægges der hertil naturbidraget på 0,098 kg P/ha fås en værdi, der er ca. 70% af belastningen fra de områder i Overvågningsprogrammet, hvor der i 1995 er målt på intensivstationer. Men med den standardiserede prøvetagning i Overvågningsprogrammet vil fosfortransporten underestimeres.

Resultaterne fra intensivstationer viser en underestimering på 31%, hvis der kun regnes på de prøvetagninger, der svarer til normalprogrammet, som det er fulgt ved Søgård Sø. Med korrektion herfor må det siges, at fosforudvaskningen fra landbrugsarealerne ved Søgård Sø ligger omkring gennemsnittet for de øvrige søer i Overvågningsprogrammet.

4. Vand- og stofbalancer

Vand

Det mest bemærkelsesværdige ved vandbalanceen i 1995 er, at magasinet reduceres med 128300 m³ vand ! Denne reduktion finder primært sted i første kvartal, og fra februar til august falder vandstanden en hel meter. I december mangler vandstanden stadig 48 cm i at være tilbage ved udgangspunktet fra januar.

Den beregnede opholdstid for hele året er 17 dage og for sommerperioden 70 dage. Det er normalt med en meget lang opholdstid om sommeren og en tilsvarende kort i vinterhalvåret.

Kvælstof

Det kan beregnes, at der tilbageholdes 14 ton kvælstof i 1995, svarende til 21%. Heraf forsvinder de 4 tons i sommerperioden. Dette er sammenligneligt med tidligere år. I beregningerne er der taget højde for magasineffekten. Det ses, at der ikke fjernes så store mængder ved denitrifikation. Det hænger sammen med, at de denitrificerende bakterier i løbet af sommeren mere eller mindre løber tør for nitrat, idet vandføringen i tilløbene er minimal.

Det er specielt i forbindelse med større efterårvandføringer, at der ses en væsentlig tilbageholdelse, som må antages at være forårsaget af bundfældning. Dette var f.eks. tilfældet i november 1992 (fig 10.3.2). I 1995 har vi ikke set disse afstrømninger.

Kvælstoftilbageholdelsen i Søgård Sø er sammenlignelig med de andre søer i Overvågningsprogrammet, men den svinger meget fra år til år. I 1995 svarer de 14 tons til 143 mg N/m² søoverflade pr. dag.

Fosfor

Det kan beregnes, at der er en intern belastning på godt 300 kg fosfor i 1995 svarende til en retention på - 45,7% incl. magasintabet på 50 kg. (tabel 3.1). Disse tal dækker over tilbageholdelse i marts, september og årets sidste kvartal, samt en netto frigivelse i årets øvrige måneder. Frigivelsen fra bunden i de kolde måneder må skyldes ophvirvling af sedimentet p.g.a. vejrlig. I de varmere måneder suppleres denne form for frigivelse imidlertid med kemisk baseret frigivelse og den frigivelse, der finder sted som følge af spesielt brasens fødesøgningsaktivitet. Der er således en beregnet intern belastning i sommerperioden på 130 kg (fig 10.3.3). Når den beregnede interne belastning ikke er større, hænger det sammen med den ringe vandføring i afløbet i løbet af sommeren. Der kan ikke være tvivl om, at der er en stor frigivelse fra sør bunden.

Dette ses tydeligt i sensommeren: En stor nettofrigivelse i juli hænger sammen med opblomstring af blågrønalger. Disse alger danner luftbobler i kolonierne, og holder sig derved svævende i vandfasen. På denne måde er der ingen bundfældning, og man får et indtryk af fosforfluxen ud af sedimentet. I august er der ligevægt i blågrønalgesamfundet, men i september henfalder de, og fosforfrigivelsen fra bunden overskygges totalt af bundfældningen sammen med algekolonierne (fig 10.3.3). Havde der været en større vandføring i afløbet, ville søen også have haft mulighed for at skille sig af med de mange alger og dermed fosfor.

Søgård Sø's evne til at skille sig af med fosfor afhænger således meget af vandføringen i afløbet. Siden 1989 har tilbageholdelsen svinget mellem 2,3 mg fosfor/m² sør overflade/dag og -5,4 mg fosfor/m² sør overflade/dag.

5. Søvandet

Der henvises til tabel 5.1. og 10.5.1.

Søgård Sø er i gang med et økologisk skifte. Indtil 1995 kunne der observeres et signifikant fald i algebiomassen (tidsvægtet) med en række konsekvenser for de vandkemiske parametre: Klorofyl, suspenderet stof, glødetab, total-fosfor og pH faldt, mens sigtdybden steg. Disse ændringer blev observeret samtidig med, at fosforbelastningen var stigende. For de øvrige vandkemiske parametre kunne der ikke observeres nogen udvikling (Vejle Amt, 1995 og tabel 10.5.1).

Dato	Sigtd. m	pH	Chl. A µg/l	tot-P mg/l	PO4-P filt mg/l	PO4-P ufilt mg/l	tot-N Jorg. N mg/l	NH4-N mg/l	NO2+3-N mg/l	Silicium filt . mg/l	jern mg/l	Alkalinitet total TA mmol/l	Konduk- tivitet µS/cm	Susp. stoffer mg/l	Glødetab susp.stof mg/l	Kem.iltf. COD,SS mg/l
08/02/95	0,6	8,01	8	0,14	0,06	0,085	6,5	6,45	0,15	6,3	3,18	0,97	1,69	348	15	5
15/03/95	1,4	8,25	6	0,07	0,03	0,037	6,4	5,834	0,034	5,8	2,90	0,35	2,27	372	5	5
18/04/95	1,05	8,76	50	0,07	0,00	0,009	5,1	4,513	0,013	4,5	0,04	0,23	2,47	405	13	7
03/05/95	0,75	9,08	125	0,10	0,01	0,01	4,6	3,222	0,022	3,2	0,04	0,18	1,74	342	21	14
16/05/95	0,7	9,08	188	0,21	0,01	0,024	3,6	2,117	0,017	2,1	0,03	0,47	1,97	355	36	22
31/05/95	0,55	8,76	95	0,17	0,01	0,017	2,5	1,922	0,022	1,9	1,45	0,34	1,82	356	21	14
14/06/95	0,6	8,18	47	0,22	0,07	0,1	3,7	3,03	0,33	2,7	3,23	0,7	2,38	408	19	7,5
28/06/95	0,75	9,05	89	0,11	0,01	0,008	3,2	1,437	0,037	1,4	3,60	0,1	1,50	316	11	7,5
13/07/95	0,5	9,01	284	0,27	0,06	0,077	1,2	0,998	0,005	0,993	5,14	0,25	1,89	330	27	19
26/07/95	0,55	9,39	130	0,53	0,27	0,3	1,3	0,01	0,005	0,005	6,55	0,64	2,08	346	32	30
08/08/95	0,4	9,27	195	0,65	0,35	0,37	1,6	0,031	0,017	0,014	7,48	0,15	2,60	360	36	31
22/08/95	0,3	9,49	167	0,70	0,41	0,53	1,6	0,117	0,017	0,1	8,88	0,74	2,40	366	31	33
06/09/95	0,35	8,54	144	0,61	0,34	0,42	2,5	0,57	0,25	0,32	9,35	1,4	2,63	401	52	42
21/09/95	0,6	7,84	46	0,34	0,20	0,24	4,1	2,65	0,55	2,1	8,42	0,84	2,58	429	17	8
02/10/95	1,2	8,08	37	0,18	0,10	0,11	4,6	3,62	0,22	3,4	7,01	0,29	2,77	459	8	5
25/10/95	1,25	8,16	41	0,12	0,06	0,066	4	3,473	0,073	3,4	7,01	0,26	2,97	477	11	5,1
22/11/95		7,94	38	0,06	0,03	0,036	5,6	4,906	0,006	4,9	5,14	0,11	3,09	498	5,1	6
20/12/95		8,36	44	0,05	0,00	0,007	5,8	5,205	0,005	5,2	4,68	0,12	3,27	519	5	8

Tabel 5.1 Vandkemiske data for Søgård Sø, 1995.

I 1995 er algebiomassens årsgennemsnit igen steget, og udviklingen for en række variable synes at være brudt: pH er nu igen høj i sommerperioden, og faldet i koncentrationen af klorofyl i sommerperioden og fosfor er bremset (fig 5.1, 5.2 og 5.3). Glødetabet er uændret, men suspenderet stof falder stadig (fig 5.4 og 5.5), og sommersigtdybden fortsætter ligeledes den positive udvikling (fig 5.6). Når årsgennemsnittet for sigtdybden er faldet, hænger det sammen med en januarmåling, der tidsvægtet hårdt i beregningen.

pH, sommermiddelværdier Søgård Sø 1989-94. Tidsvægtede data

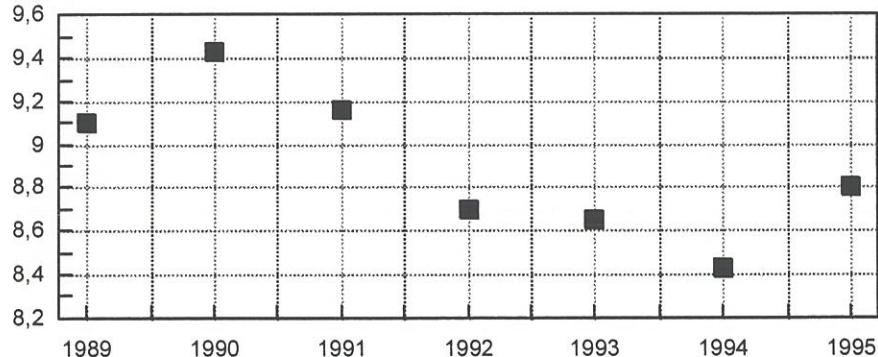


Fig. 5.1 Tidsvægtede sommertidssnittet for pH i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Klorofyl, Års- og sommermiddelværdier

Søgård Sø 1989-94. Tidsvægtede data

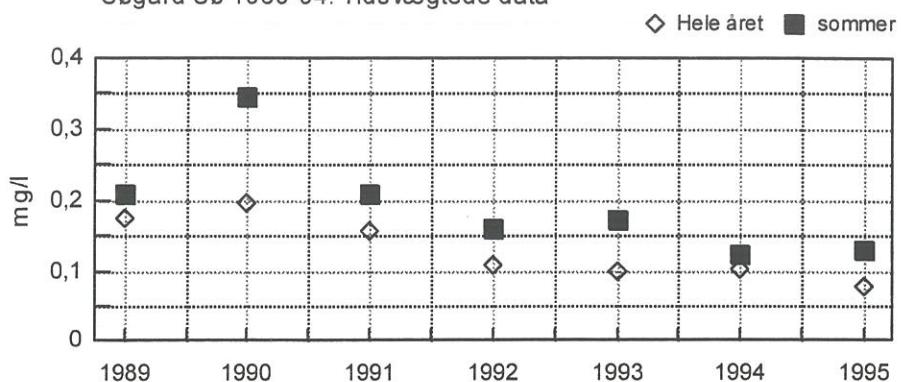


Fig. 5.2 Tidsvægtede årgennemsnit for klorofylkoncentrationen i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Fosfor: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data.

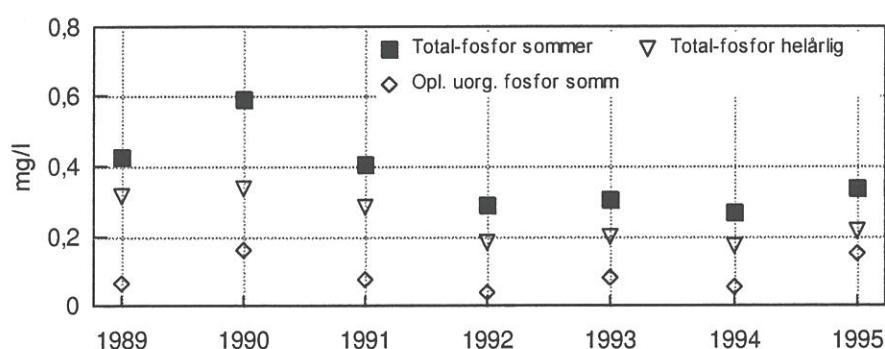


Fig. 5.3 Tidsvægtede gennemsnit for fosforkoncentrationen i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Glødetab : Års- og sommermiddelværdier

Søgård Sø 1989-94. Tidsvægtede data

◊ Hele året ■ Sommer

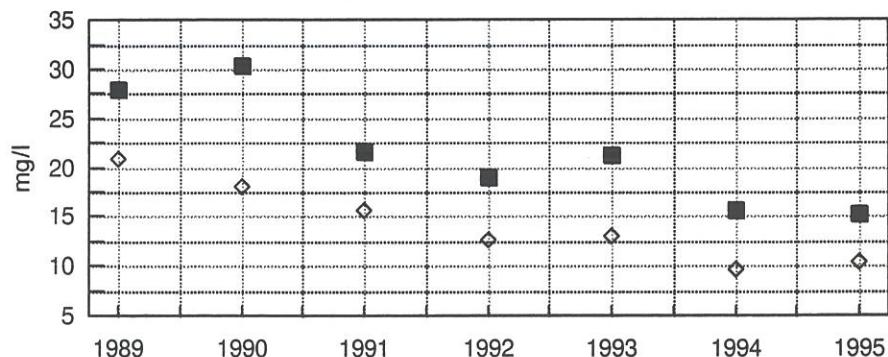


Fig. 5.4 Tidsvægtede gennemsnit for glødetabet i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Suspenderet stof : sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

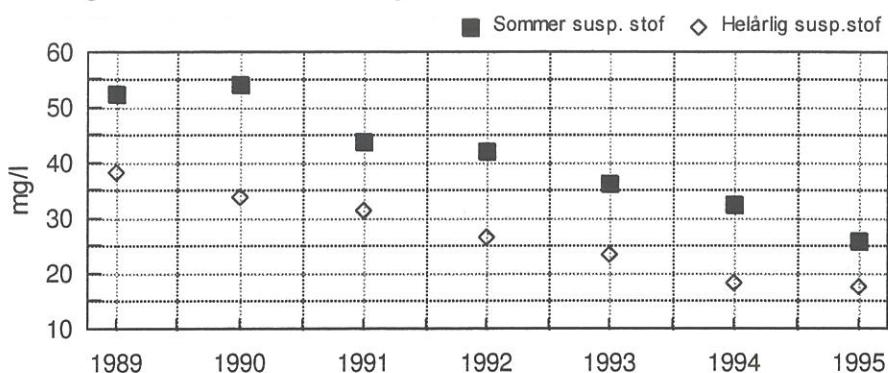


Fig. 5.5 Tidsvægtede gennemsnit for mængden af suspenderede stoffer i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Sigtdybde: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

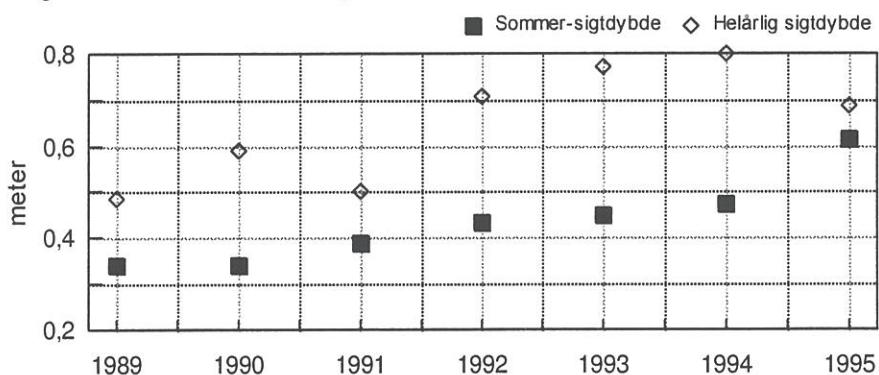


Fig. 5.6 Tidsvægtede gennemsnit for sigtdybden i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Al dette hænger sammen med det igangværende økologiske skifte i søen, som vil blive nærmere gennemgået i afsnittet om biologiske forhold. Men det er en kraftig opblomstring af blågrønalger i juli og deres henfald i september, der i 1995 giver disse ændringer i udviklingstendensen for de vand-kemiske variable: De mange blågrønalger øger klorofylkoncentrationen - specielt i august - og via fotosynteseaktiviteten også pH. Som tidligere omtalt i kapitel 3 danner blågrønalgerne luftbobler i deres kolonier, hvorved de forhindrer udsynkning til bunden. Det giver en større nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet, og fosfor opkoncentrerer i blågrønalgerne. I øvrigt er algernes vækst begrænset af selvskygning og ikke tilgængeligheden af opløst fosfor, så koncentrationen heraf er særlig høj under blågrønalgeopblomstringen (tabel 5.1).

Blågrønalger har en større indflydelse på glødetabet og en mindre på koncentrationen af suspenderede stoffer, end de kiselalger de erstatter. Derfor ses faldet i koncentrationen af suspenderede stoffer at fortsætte i 1995, mens glødetabets fald næsten standser. Kiselalger spiller nu ikke længere nogen rolle i sensommeren, og koncentrationen af silicium vedbliver at være høj gennem sommeren (fig 5.7). Først i sæsonen dominerer de dog stadigvæk, og koncentrationen af opløst fosfor når ned på et niveau, der må anses for at være begrænsende for deres vækst. De mange blågrønalger optræder i en relativ kort periode, så det tidsvægtede gennemsnit for sigtdybden påvirkes ikke tilstrækkelig til, at den positive udvikling stopper (fig 5.6).

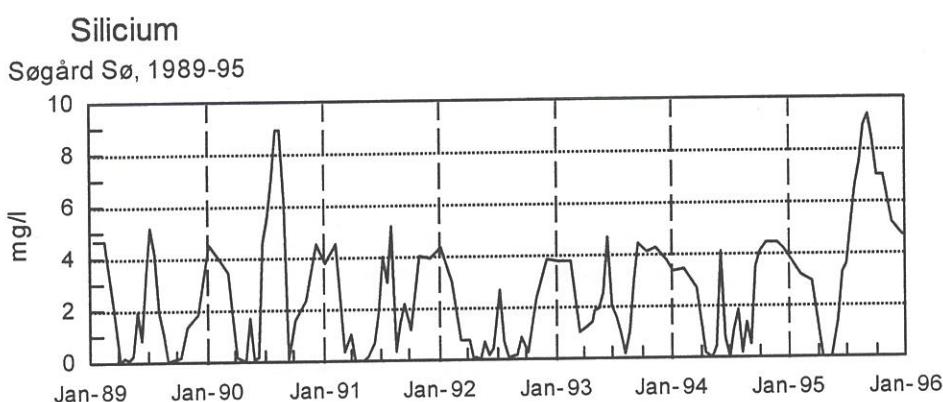


Fig 5.7 Koncentrationen af silicium i Søgård Sø, 1989 - 1995.

For de parametre, der ikke er omtalt ovenfor, kunne der ikke ses en udvikling i perioden 1989 - 1995. Dette er i forbindelse med Vandmiljøplanen specielt bemærkelsesværdigt for koncentrationen af kvælstof. Koncentrationen af uorganisk kvælstof har hvert år nået lave værdier i kortere eller længere perioder (tabel 10.5.1). Der er dog intet, der tyder på, at dette forhold er ansvarlig for skiftet i dominansforholdene i algesamfundet, idet det først var i 1993, at algesamfundet for alvor viste tegn på ændringer.

Det kan derfor konkluderes, at de ændringer, der ses for de vandkemiske variable i Søgård Sø, skyldes et igangværende omslag i det økologiske system og ikke ændringer i de tilførte mængder af næringsstoffer.

6. Biologiske forhold

Fytoplankton

I 1994 kunne der observeres et signifikant fald i den totale algebiomasse, forårsaget af et fald i grøn- og kiselalgebiomassen. Blågrønalgebiomassen var derimod steget signifikant uden dog at spille nogen større kvantitativ rolle. Det begynde skifte i dominansforholdene for algegrupperne er fortsat i 1995, og blågrønalgebiomassen bidrager nu med halvdelen af den tidsvægte totalbiomasse, som nu igen er høj (fig 6.1, 6.3 og 6.4). Kisal- og grønalgerne udgør nu kun ca. 40% af den samlede biomasse (fig 6.2 og 6.4), og de resterende 10% er heterotrofe alger, som det er set tidligere.

Algebiomasse: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

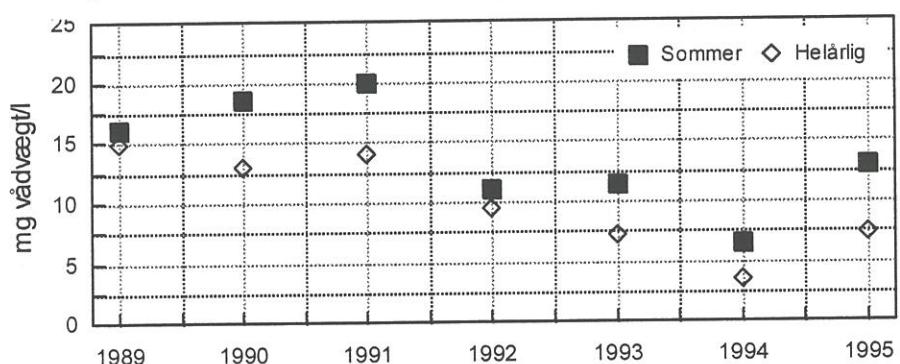


Fig 6.1 Tidsvægtede gennemsnit for algebiomassen i Søgård Sø.

Kisel- og grønalgebiomasse: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

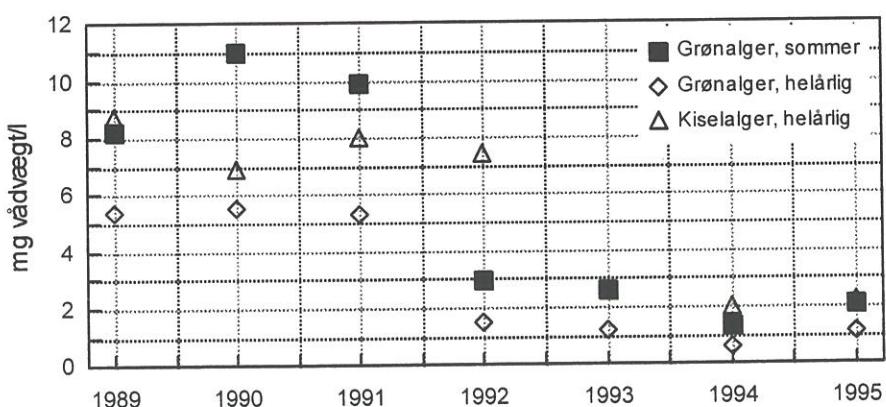


Fig 6.2 Tidsvægtet biomasse for kisel- og grønalger i Søgård Sø

Blågrønalgebiomasse: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

■ Sommer ◇ Helårlig

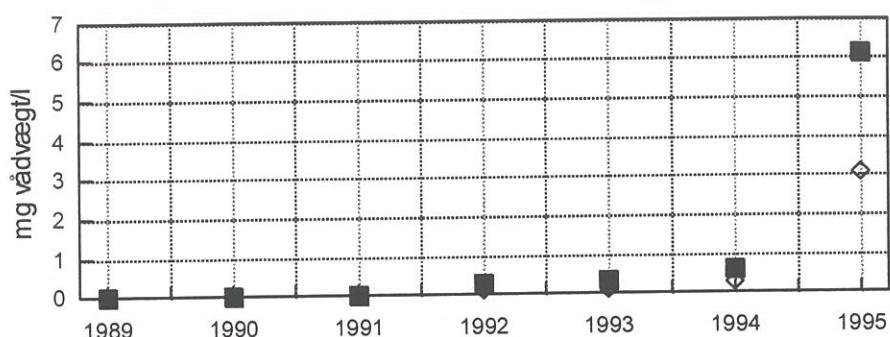


Fig 6.3 Tidsvægtet biomasse for blågrønalger i Søgård Sø.

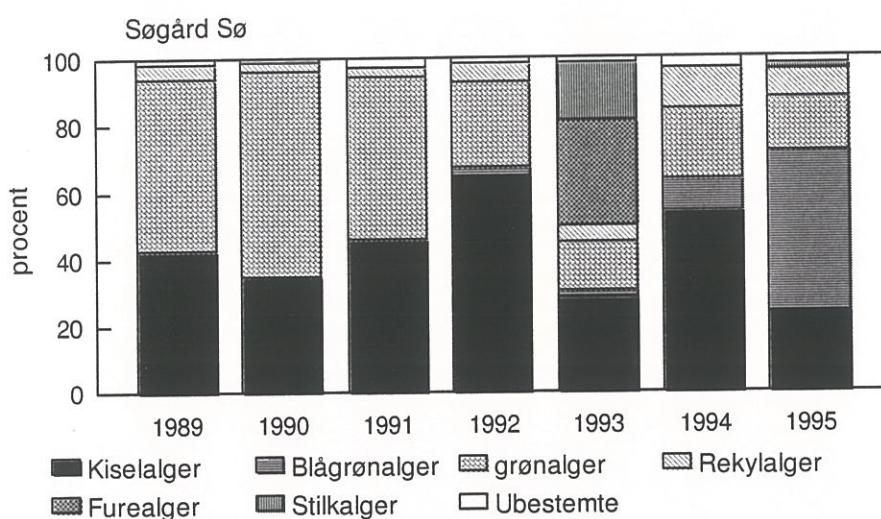


Fig 6.4 Algegruppernes andel af den samlede biomasse.

Blandt grøn- og kiselalgerne er det stadig de små arter, der dominerer (tabel 10.6.1). I en næringsrig sø udkonkurreres større, langsommere voksende arter, hvis ikke zooplankton er i stand til at nedgræsse de små alger, og der er netop tegn på, at græsningstrykket er øget inden for de sidste par år. Da blågrønalernes kolonier modstår zooplanktons græsning, bør de små kisel- og grønalger klarer sig dårligere og blågrønalgegruppen bedre, når græsningstrykket stiger.

Der synes ikke at ligge en forklaring på det igangværende skifte i de vandkemiske data, idet de små arter burde kunne udnytte deres store vækstpotentiale ved de høje koncentrationer af næringssalte, og derved udkonkurrere blågrønalgerne.

Ganske vist er koncentrationen af fosfor faldet fra 1989 til 1994, men det er stadig kun ganske korte perioder i sensommeren, hvor blågrønalger plejer at trives bedst, at en eventuel næringsstofbegrensning kan komme på tale. Kvælstofdepotet er i visse år næsten opbrugt på denne tid af året, men netop i 1995 synes der at være rigelige mængder til rådighed.

Blågrønalger klarer sig bedre i varmt, stille vand uden den store omrøring p.g.a. de tidligere omtalte luftbobler i kolonierne. Denne evne har de andre algegrupper ikke, og de vil derfor synke ud af den fotiske zone i stille vejr. Men der er heller ikke meteorologiske data eller forhold i søens nærmeste omgivelser - f.eks. ændring i vindeksponering - der kan forklare, hvorfor blågrønalgerne så ikke dominerede allerede i 1989.

Zooplankton

Den samlede zooplanktonbiomasse er faldet fra 1994 til 1995, men i forhold til perioden 1989 - 1993 er den stadig høj (fig. 6.5). Samtidig er der sket et tydeligt skifte i dominansforholdene blandt cladoceerne. Tidligere var det den lille *Bosmina longirostris*, der både i antal og biomasse dominerede. I perioden 1993 til 1995 overtager de større *Daphnia*-arter gradvis dominansen, omend *Bosmina longirostris* stadig er en hyppig art i søen (tabel 10.6.2 og fig 6.6). Cladocé-indexet er steget meget, og skiftet ses også tydeligt af udviklingen i cladocéernes gennemsnitsvægt (fig 6.7).

Zooplanktonbiomasse: sommer- og årsmiddel

Søgård Sø 1989-95. Tidsvægtede data

■ Sommer ◇ Høst

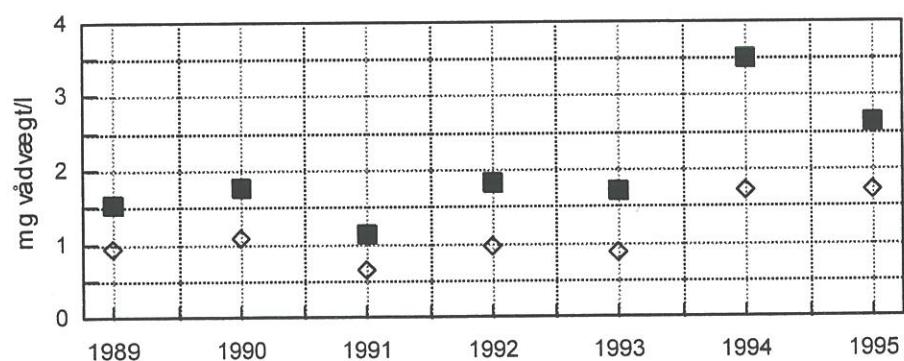


Fig 6.5 Gennemsnittet for den tidsvægtede zooplanktonbiomasse i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Søgård Sø, 1989 - 1995

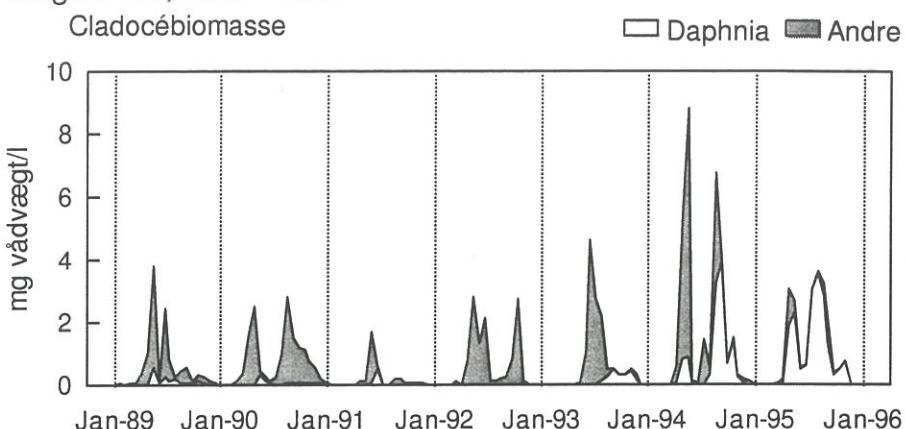


Fig 6.6 Daphnia-slægtens andel af den samlede cladocébiomasse i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Tørvægten af en gennemsnitscladocé

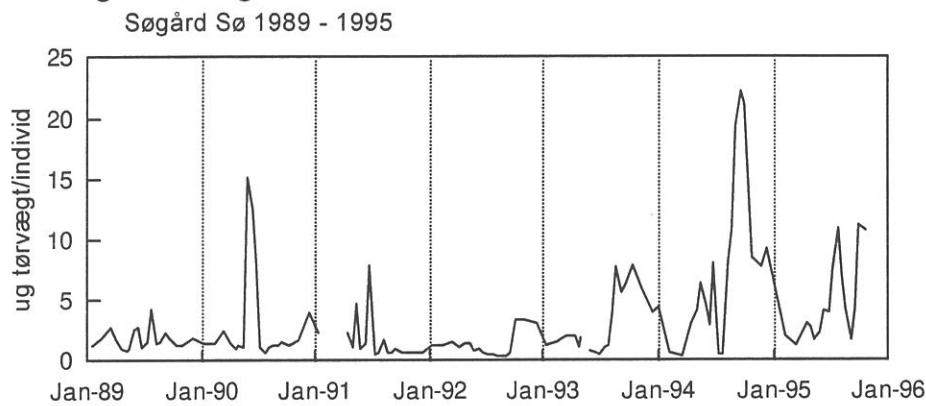


Fig 6.7 Tørvægten af en gennemsnitscladocé i Søgård Sø, 1989 - 1995.

De større *Daphnia*-arter er langt mere effektive til at græsse fytoplankton end de små *Bosmina longirostris*, så der er ingen tvivl om, at græsningstrykket er steget markant gennem de sidste tre år. I 1995 vurderes det, at zooplankton har været i stand til at holde algevæksten nede ved græsning fra ultimo maj og resten af året (fig 6.8). Da blågrønalgebiomassen toppede i august, steg den beregnede græsningsrate kun til 4 dage, men alligevel var det næppe zooplanktons græsning, der fik blågrønalgebiomassen til at falde igen, men snarere selvskygning.

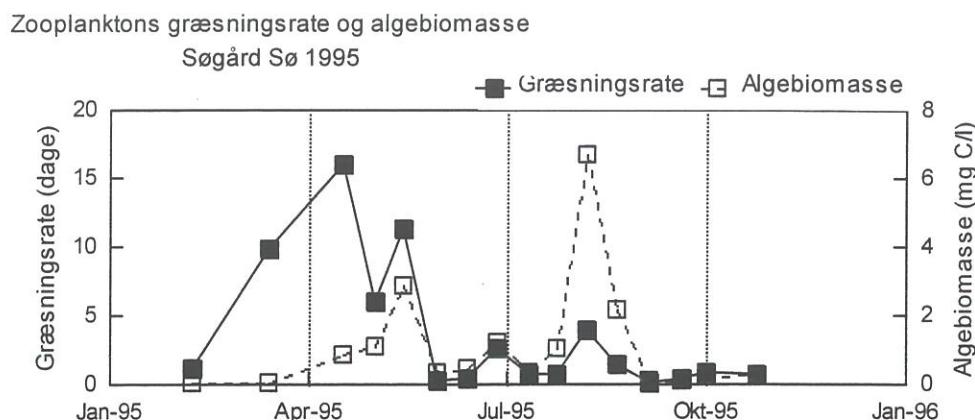


Fig 6.8 Algebiomassen og zooplanktons græsningsrate i Søgård Sø, 1989 - 1995.

Eneste anden kvantitativt betydnende zooplanktongruppe er de cyclopoide copepoder (tabel 10.6.2). I denne gruppe dominerer arten *Cyclops vicinus*, og den har sit maximum først og sidst i sæsonen. De voksne lever bl.a. af rov, så det er begrænset, hvad denne gruppe bidrager til græsningstrykket i højsommeren. Hjuldyr har en biomassetop i juni/juli, hvor de andre dyregruppers biomasse er i bund. Dette ses ofte i perioden, hvor søens fiskeyngel udgør et væsentligt græsningstryk på zooplankton. Gruppens biomasse er imidlertid ubetydelig, så det er primært *Daphnia*-arterne, der formår at nedgræsse fytoplankton.

Skiftet fra *Bosmina* til *Daphnia* hænger sandsynligvis sammen med et reduceret græsningstryk fra søens fisk.

Fisk, bunddyr og vegetation

Der er ikke lavet fiskeundersøgelse i Søgård Sø siden 1992 (Vejle Amt, 1993). Dengang viste fiskesammensætningen og beretninger fra lokale, at der en gang imellem optrådte fiskedød i søen. Arternes ynglesucces var meget ujævn fra år til år. Der var den forventede store biomasse af hhv. skalle og brasen, men bestanden af rolevende aborrer var overraskende stor. Det kan derfor ikke udelukkes, at de store aborrer har haft held med at holde yngelen af hhv. brasen og skalle på et lavt niveau, måske hjulpet på vej af en ringe ynglesucces hos disse arter. Fiskesammensætningen undersøges igen i 1997.

Der er ikke lavet undersøgelser af bunddyrene i Søgård Sø, men fiskeundersøgelsen fra 1992 viste, at konditionen hos de større brasen - der foretrækker at ernære sig af bunddyr - var meget dårlig. Det tyder på et stort prædationsstryk på bunddyrene. Desuden må det formodes, at de store mængder døde alger på bunden skaber meget dårlige livsbetingelser for bunddyrene. Der er ingen planer om at undersøge bundfaunaen i Søgård Sø.

Bundplanterne er i dag helt forsvundet fra søen, men en undersøgelse fra tyverne viste forekomst af flere vandaksarter, kredsbladet vandranunkel og akstusindblad.

7. Udviklingen i miljøtilstanden

Søgård Sø har i mange år været hårdt belastet, dels fra intensiv landbrugdrift i oplandet og dels af spildevand. Søens økologiske system er derfor ustabilt, og er brudt sammen flere gange gennem de sidste 15 - 20 år.

Det vil være nødvendigt at få belastningen med næringssalte bragt ned til et minimum, særlig i betragtning af søens ringe vandføring i sommerperioden, hvor der ellers var mulighed for at slippe af med en del næringssstoffer, bundet til algerne. Der er allerede foretaget indgreb over for renseanlæg i oplandet, så i dag stammer mere end halvdelen af belastningen med fosfor primært fra landbrugdrift og spredt bebyggelse. Landbrugserhvervet er stort set enleverandør af kvælstof til søen - særlig i fugtige år.

De foretagne indgreb over for næringssstofbelastningen er uden betydning for det igangværende økologiske skifte i søen. Tilsyneladende er fiskebestanden så lille, at det giver det større zooplankton mulighed for at optræde i så store mængder, at det kan græsse massivt på algebiomassen. Dette burde på længere sigt give basis for en bedre miljøtilstand, da sigtdybden stadig bedres.

Imidlertid er det muligt, at blågrønalger kan optræde i stadig større mængder, da de forholdsvis godt modstår græsning fra zooplankton, og derved bliver forholdene meget dårlige. Skulle skaller og brasen få stor ynglesucces og bestanden af store rovaborrer falde, vil zooplanktonbiomassen igen falde, og blive domineret af de små arter, og så vender kisel- og grønalgedominansen tilbage. Skulle zooplankton imidlertid fortsat få lov til at optræde i store mængder og påvirke sigtdybden positivt, vil der kunne skabes livsgrundlag for bundplanter, og så er situationen en helt anden.

Systemet er med andre ord stadig meget ustabilt, og vil kunne svinge hvad vej det skal være. Først når koncentrationen af næringsstof bliver tilstrækkeligt lav i søen, er der håb for en stabilisering af forholdene. I denne forbindelse må det bemærkes, at mængden af uorganisk kvælstof ofte når ned på meget lave koncentrationer, og der burde måske være mere fokus på dette næringssstof, end der har været tidligere.

8. Konklusion

Søgård Sø er i gang med et positivt økologisk skifte. Om det får lov at udvikle sig, eller om søen falder tilbage igen til den kendte dårlige tilstand, afhænger af flere ting. Speciel vigtigt bliver det m.h.t. til udviklingen i fiskebestanden og blågrønalgebiomassen.

Ændringerne i søen skyldes udelukkende biologiske forhold, og har altså ikke noget at gøre med indsatsen over for næringsstofbelastningen fra oplandet. Søen har længe været biologisk ustabil, og er det stadig. Skal forholdene stabiliseres, er det nødvendigt at skærpe indsatsen mod næringsstofbelastningen i oplandet. Dette gælder især over for landbrug og spredt bebyggelse.

Søen har kun meget ringe vandføring i afløbet i løbet af sommeren, så det næringsstof, der kommer til søen, og optages af algerne, forlader ikke nødvendigvis søen igen via afløbet, men falder ofte blot ned på bunden, når algerne dør. D.v.s. næringsstoffer ophobes nemt i søen, og det er derfor særlig vigtigt at hindre mest muligt i overhovedet at komme ud i søen.

9. Referenceliste

Danmarks Miljøundersøgelser, Lars M. Svendsen, 1995

Noter vedrørende fordampning fra en sø.

Kristensen, P. et al., 1990

Prøvetagning og analysemetoder i sører.

Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990

Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb.

Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990

Overvågningsprogram. Prøvetagning og analysemetoder i sører.

Vejle Amt, 1993

Overvågning af sører 1992.

Vejle Amt, 1995

Overvågning af sører 1994.

10. Bilag

Metoder

Fytoplankton

Der er foretaget undersøgelser af udviklingen af algesammensætning og -biomasse gennem året. Der er udtaget 19 fytoplanktonprøver, fordelt over året. I perioden 1. april til 1. oktober er prøverne udtaget med 14 dages mellemrum, mens de resten af året er udtaget 1 gang om måneden.

De kvantitative prøver er udtaget på samme station som søstationen. Prøven er en blandingsprøve, udtaget i de samme dybder som vandkemiprøverne: 0,2 m, sigtdybden og 2 · sigtdybden. De kvalitative prøver er udtaget ved lodret og vandret træk gennem sørvet med et 20 µm planktonet. Prøverne er fixeret med lugol.

Bearbejdning

For hver prøvetagningsdag er der udarbejdet en artsliste ud fra net- og vandprøverne. Den kvantitative oparbejdning er foretaget ved hjælp af omvendt mikroskopi. Der er anvendt sedimentationskamre med et volumen på 2, 9, 5, 10 og 25 ml.

De vigtigste slægter og arter er optalt særskilt. Flagellater, der ikke kunne artsbestemmes i de lugolfixede prøver, celler der er for fåtallige til at blive optalt særskilt, samt celler, der ikke kunne identificeres, er samlet i passende størrelsesgrupper (0-5 µm, 6-10 µm).

Kolonidannede blågrønalger, bl.a. slægten *Microcystis*, er p.g.a. cellernes uregelmæssige placering i koloniernes gele, svære at kvantificere. Volumet af disse er opgjort ved at tælle antal delkolonier af en passende størrelse. En korrektionsfaktor skønnes.

Bearbejdningen af prøverne er i øvrigt foretaget som beskrevet i Olrik (1991). Registreringer, beregninger og rapportering er foretaget ved hjælp af planteplanktonprogrammet ALGESYS.

Zooplankton

Zooplanktonprøver er udtaget med samme frekvens som fytoplankton- og vandkemiprøverne: hver 14 dag i perioden 1. april - 1. oktober, og én gang om måneden i de øvrige måneder. I alt udtages der 19 prøver om året.

Placeringen af hver af søens 3 zooplankton-prøvetagningsstationer fremgår af figur 2.3. Fra hver station er der udtaget delprøver med hjerteklapvandhenter i dybderne 0,5 m. og 1 m.

Ud fra de puljede delprøver er der udtaget 2 prøver:

1. 4,5 l er i felten filtreret gennem et 90 µm filter. Filtratet er overført til flaske og tilsat lugol.
2. 0,9 l er tilsat lugol, og er i laboratoriet overført til spidsglas til sedimentation.

I prøve 1 er cladoceer og copepoder talt under lup. Rotatorier er talt i den sedimenterede prøve i omvendt mikroskop. Alle opmålinger er foretaget i omvendt mikroskop. Generelt følger bearbejdningen af prøverne nøje de anvisninger, der er givet i "Zooplankton i søer - metoder og artsliste", Miljøministeriet 1992.

Artsbestemmelsen er i 1994 udført af konsulentfirma, men ellers er alle andre prøver analyseret i amtets eget laboratorium. I forbindelse med en interkalibrering for zooplanktonbestemmelse er der en række forhold omkring artsbestemmelse og biomasseberegning, der er blevet ændret :

- Biomassebestemmelse af *Daphnia cucullata* blev tidligere udført ved opmåling af dyrets længde fra spidsen af hovedet til basis af haletornen. Dette længdemål indsattes i en biomasseformel for *D. galeata* som angivet i Miljøprojekt nr. 205. Fra og med 1994 er der benyttet en ny opmåling og en ny formel. Dyrene opmåles nu fra øjet til basis af haletornen og længdemålet indsættes i formlen:

$$\text{Tørvægt} = 46,6 \times \text{længde } 2,29$$

- Artsbestemmelsen af hjuldyret *Filinia terminalis* er revurderet efter interkalibreringen og denne art placeres nu under *F. terminalis/longiseta*-gruppen.

- Bosmina-arterne *B. coregoni* og *B. longirostris* bestemmes fra og med 1994 kun til slægt. Det er vurderet, at uddesikeringen af bagkroppen til artsbestemmelse er for tidskrævende i forhold til, at der i tidligere år primært er fundet *B. longirostris*.
- *Notholca squamula* er indtil 1994 fejlbestemt som *Brachionus urceolaris*. Begge arter er tilstede i søen.
- Ingen hjuldyr er opmålt. D.v.s. alle biomasser er baseret på konstant-værdier.

Undersøgelsesmetoder

Søstation

Kemistationen er placeret på det dybeste sted i søen (se kortet). Der er ført tilsyn med søen 19 gange i løbet af året. I perioden 1. maj til 30. september med 14 dages frekvens, resten af året er der ført tilsyn en gang hver måned. På stationen måles sigtdybde, ilt- og temperaturprofil, pH måles i kemiblandingsprøven og vejrforholdene noteres.

Der udtages to blandingsprøve til kemi og en baljeprøve til fyto- og zooplankton.

Sigtdybden måles med secchiskive (Ø 25 cm).

Ilt- og temperaturprofilen måles ned gennem vandsøjlen med en kombineret måler. Blandingsprøven til kemianalyse udtages i 0,2 m - sigtdybde og dobbelt sigtdybde. Hvis den dobbelte sigtdybde er større end vanddybden, udtages prøven 50 cm over sør bunden. Hypolimnionprøver udtages i midten af hypolimnion.

Der anvendes en hjerteklapvandhenter (2 l) til udtagning af vandprøverne. De indsamlede vandprøver opbevares på køl, til de afhentes til analysering på AnalyCen i Fredericia.

På laboratoriet i Fredericia analyseres kemiprøven for COD (DMU 88), total-kvælstof (DS 221), ammonium-N (DS 224), nitrit+nitrat-N (DS 223), total-fosfor (DS 292), orthofosfat (DS 291), suspenderede stoffer (DS 207), glødetab (DS 207), siliciumdioxid (Koroleff) og jern (DS 219).

Den anden blandingsprøve undersøges på eget laboratorium for konduktivitet, alkalinitet, pH og klorofyl-a.

Tilløb og afløb

Hjarup Bæk (S3) er det væsentligste tilløb til Søgård Sø. Stationen er i februar 1995 flyttet opstrøms til Hjarup by, da stationens tidligere placering ofte var påvirket af opstuvning fra søen. Der er kontinuerlig vandstandsmåler på stationen. I 1995 er der foretaget 18 vandføringsmålinger (vingemålinger) og udtaget 18 vandprøver i vandløbet (vandprøverne er udtaget på den "gamle" station, der også indbefatter tilløbet fra Fløjlbjerg).

Tilløb til Hjarup Bæk fra Fløjlbjerg (S6). Stationen er placeret ca. 75 meter opstrøms Hjarup Bæk. Fra februar 1995 er vandstanden målt kontinuerligt på stationen, og der er foretaget 17 vandføringsmålinger (vingemålinger) i vandløbet i 1995.

Tilløb til Søgård Sø (S5). Stationen er beliggende ca. 75 meter opstrøms søen, stationen er QQ-relateret til Veje Å - Refsgård. Der er foretaget 13 vandføringsmålinger (vingemålinger) og udtaget 13 vandprøver i vandløbet.

Afløbet fra Søgård Sø - Vamdrup Å (S2). Er beliggende ca. 100 meter nedstrøms søen. Der er kontinuerlig vandstandsmåler på stationen. I 1995 er der foretaget 19 vandføringsmålinger (vingemålinger) og udtaget 8 vandprøver i vandløbet.

Tilsynene er fordelt over året efter retningslinier fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988).

Ved hvert tilsyn er pH og vandtemperatur målt og vejrforholdene registreret. De indsamlede vandprøver opbevares på køl, til de afhentes til analysering på AnalyCen i Fredericia. På laboratoriet i Fredericia analyseres prøverne for total-kvælstof (DS 221), total-fosfor (DS 292), orthofosfat (DS 291) og jern (DS 219) efter de i parentes nævnte Danske Standarder.

Stoftransport

Vejle Amt har i perioden 1989-1995 gennemført fysisk-kemiske undersøgelser i søens til- og afløb i overensstemmelse med Vandmiljøplanens overvåningsprogram og de retningslinjer, der er beskrevet i den af Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet tekniske anvisning om prøvetagning og analysemetoder i søer (1990).

På baggrund af Vejle Amts enkeltmålinger af vandføring i tilløb og en samtidig kontinuerlig registrering af vandstanden i afløb og hovedtilløb, har Hedeselskabet i overensstemmelse med standarder og procedurer anvist af Danmarks Miljøundersøgelser, beregnet døgnmiddel- vandføringen i vandløbene. Se i øvrigt afsnittet "undersøgelsesmetoder".

Næringsstoftransporten er herefter beregnet ved hjælp af et PC-program ved navn STOQ. Til selve beregningen er anvendt C- interpolationsmetoden som anvist og detaljeret beskrevet af Kronvang og Bruhn (1990).

Vand- og massebalance

Vand- og massebalancen er beregnet ved hjælp af PC-programmet kaldet Stoq-sømodul.

Sømodulet opstiller vandbalancen udfra følgende størrelser:

$Q_{nedbør}$	(månedsværdier, mm)
$Q_{fordampning}$	(månedsværdier, mm)
$Q_{direkte tilførsel}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{sum af målte tilløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{afløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{umålt tilløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{magasinering}$	(vandstandsvariationer, m)
$Q_{grundvand ind-/udsivning}$	(månedsværdier, m³)
$A_{søareal}$	

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

$$Q_{grundvand ind-/udsivning} = -A_{søareal} \cdot (Q_{nedbør} - Q_{fordampning}) - Q_{direkte tilførsel} - Q_{sum af målte tilløb} + Q_{afløb} - Q_{umålt tilløb} + Q_{magasinering}$$

hvor,

$Q_{\text{umålt tilløb}} =$ (umålt opland) beregnet ved en simpel arealkorrektion af det målte tilløb S5 og følgende ligning

$$Q_{\text{umålt tilløb}} = Q_i \cdot (v_i - 1), \text{ for } i = 1 \text{ til antal tilløb } (v_i \text{ er vægte } < > 1.0)$$

$Q_{\text{magasinering}} =$ produktet af lineært interpoleret ændring i vandstand mellem månedsslut/månedssstart og $A_{\text{søareal}}$.

Stofbalancen opstilles tilsvarende udfra følgende størrelser

$S_{\text{atmosfærisk deposition}}$	(konstant, kg/ha/år)
$S_{\text{sum af målte tilførsler}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{afløb}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{punktilder}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{øvrige kilder}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{sumålt opland}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{grundvand}}$	(månedsværdier, kg)
$S_{\text{magasinering}}$	
$(\text{ændret stofindhold i søen})$	(søkonz. , volumen, $\mu\text{g/l} \cdot \text{m}^3$)
$S_{\text{intern belastning}}$	(månedsværdier, kg)
$C_{\text{søkoncentration}}$	($\mu\text{g/l}$)
$V_{\text{søvolumen}}$	(m^3)
$G_{+} \text{ konc. tilf. grundv.}$	($\mu\text{g/l}$)
$G_{-} \text{ konc. uds. grundv.}$	($\mu\text{g/l}$)

Stofbalancen er således opgjort månedsvis som:

1. $S_{\text{intern belastning}} = - S_{\text{atmosfærisk deposition}} \cdot A_{\text{søareal}} - S_{\text{sum af målte tilførsler}} + S_{\text{afløb}} - S_{\text{punktilder}} - S_{\text{øvrige kilder}} - S_{\text{sumålt opland}} - S_{\text{grundvand}} + S_{\text{magasinering}}$

hvor,

$S_{\text{sumålt opland}}$ er beregnet ved en simpel arealkorrektion af det målte tilløb S5 og følgende ligning

$$S_{\text{sumålt opland}} = \text{sum af } (S_{\text{sum af målte tilførsler}} \cdot (v_i - 1)), \text{ for } i = 1 \text{ til antal tilløb} \\ (\text{med vægte } < > 1.0)$$

$S_{grundvand} =$	$G_+ \text{ konc. tilf. grundv.} \cdot Q_{grundvand \text{ indsvinng}} > 0$ (måneder med tilstrømning)
$S_{grundvand} =$	$G_- \text{ konc. uds. grundv.} \cdot Q_{grundvand \text{ udsivning}} < 0$ (måneder med udsivning)
$S_{magasinering} =$	$C_{n+1} \cdot V_{n+1} - C_n \cdot V_n$ (interpolerede værdier ved månedsskifter) (søvolumenet er beregnet udfra vandstande og søareal)

Satmosfærisk deposition er beregnet udfra Åsøreal (1) og standardværdierne 20 kg N/ha/år og 0,2 kg P/ha/år anvist af Danmarks Miljøundersøgelser.

G_+ konc. tilf. grundv. og G_- konc. uds. grundv. er beregnet som middelkoncentrationen af målte værdier i tilløbet S5.

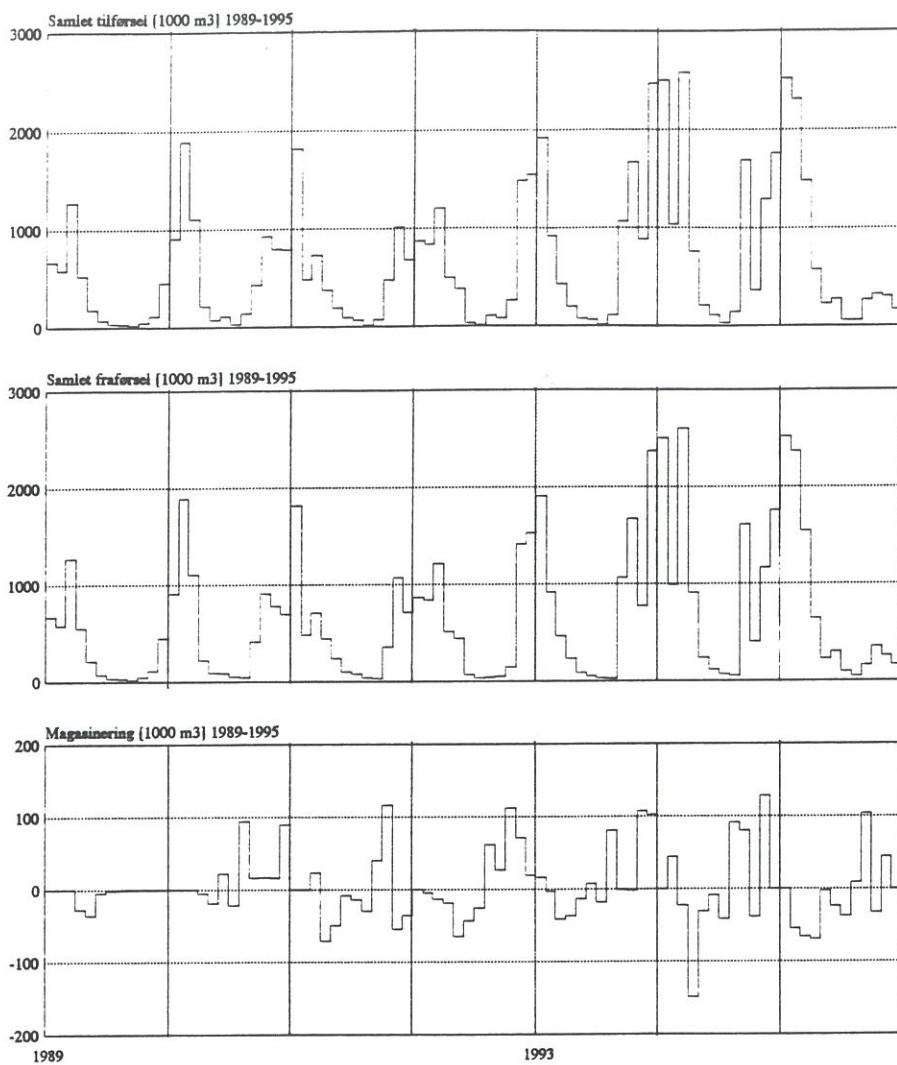
Nedbør og fordampning

Nedbørs- og potentiel fordampningsdata er rekvireret fra Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for arealanvendelse, som har estimeret værdierne fra en nærliggende målestation i Vamdrupområdet. Værdierne er ikke korrigeret som beskrevet i Noter vedrørende fordampning fra en sø udarbejdet af Lars M. Svendsen 1995. En sammenligning af massebalancen med og uden de korrigerede nedbørs- og fordampningsdata viser at korrektionen er uden betydning for balancen i Søgård sø.

Tabeller og kurver

Søgård Sø							
Nedbør m.m.							
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Januar	31,78	111,24	109,85	53,48	139,2	135,14	121
Februar	63,8	145,7	36,31	57,19	39,44	75,98	111
Marts	110,32	49,18	46,75	82,94	30,16	122,03	78
April	44,66	37,82	55,33	70,99	15,08	40,6	42
Maj	14,15	14,04	24,48	39,21	37,12	53,71	51
Juni	56,14	118,09	100,57	1,97	45,24	90,94	68
Juli	49,18	68,44	68,56	52,32	110,2	12,64	45
August	47,44	92,45	40,95	151,61	134,56	139,32	24
September	40,02	194,76	73,2	58,12	172,84	197,2	137
Oktober	109,62	96,51	97,44	101,04	102,08	74,36	36
November	36,08	72,04	127,72	167,74	69,6	94,08	50
December	70,53	70,64	76,1	76,91	156,6	146,51	28
I alt	673,73	1.070,91	857,24	913,5	1.052,12	1.182,5	791
Potentiel fordampning							
Januar	7,92	6,36	9,48	8,16	8,4	7,92	7
Februar	183,24	16,56	15,12	14,04	14,4	11,28	14
Marts	35,4	40,32	33	32,88	37,2	35,04	29
April	61,56	76,2	63,96	53,76	73,2	63,12	58
Maj	129	122,64	104,88	135,72	116,4	101,28	90
Juni	140,28	95,4	93	159,36	129,6	120	93
Juli	125,64	125,64	139,68	130,56	102	157,68	117
August	89,52	109,2	101,16	86,4	90	100,92	111
September	64,56	50,64	66,12	60,24	42	47,28	45
							25
November	14,52	12,12	11,16	10,32	7,2	12,48	10
December	6,72	6	5,88	4,92	4,8	6,48	4
I alt	887,76	690,84	674,04	726,96	648	694,08	603

Tabel 10.3.1 Lokale nedbørs- og fordampningsdata for Søgård Sø, 1989-95.



STOQ Sømodul 4.5

96.05.13 Side 2

Afstrømningsområde: SØGÅRD Sø: SØGÅRD Sø År: 1995 Parameter: Fosfor; total-P

VANDBALANCE	Enhed: 1000 m ³												År	
	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Sommer	
Station nr.														
0360023	1579.7	1320.6	912.0	417.6	154.3	197.3	49.0	23.3	116.6	196.1	221.1	94.8	540.7	5282.3
0360199	228.2	218.7	154.0	61.2	41.5	64.8	29.2	27.6	30.6	30.5	34.5	30.8	194.3	952.4
Målt tilløb	1807.9	1539.3	1066.0	478.7	195.8	262.1	78.2	50.9	147.2	226.6	255.6	125.6	734.2	6234.0
Umålt tilløb	235.0	225.3	158.6	63.0	42.8	66.7	30.1	28.4	31.5	31.4	35.5	31.7	199.5	980.1
Nedbør	32.3	29.7	20.8	11.2	13.6	18.2	12.0	6.4	36.6	9.6	13.4	7.5	86.8	211.4
Direkte tilførsel	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Grundvand	440.2	513.9	235.0	22.1	-28.0	-72.4	-63.1	-29.5	50.0	53.7	-5.2	1.8	-142.9	1118.6
Samlet tilløb	2515.5	2308.2	1480.5	575.0	224.2	274.5	57.2	56.2	265.3	321.4	299.2	166.6	877.6	8544.0
Fordampning	1.9	3.7	7.7	15.5	24.1	24.9	31.3	29.7	12.0	6.7	2.7	1.1	121.9	161.1
Frafløb	2513.7	2359.0	1538.5	628.3	202.2	273.5	62.9	17.9	149.8	347.4	252.5	165.5	706.4	8511.2
Samlet afløb	2515.5	2362.7	1546.2	643.8	226.3	298.3	94.2	47.6	161.8	354.1	255.1	166.6	828.2	8672.3
Magasinering	0.0	-54.5	-65.7	-68.8	-2.0	-23.8	-37.0	8.6	103.5	-32.7	44.1	0.0	49.3	-128.3

Fig 10.3.1 +

Tabel 10.3.2 Vandbalance i Søgård Sø, 1989-95.

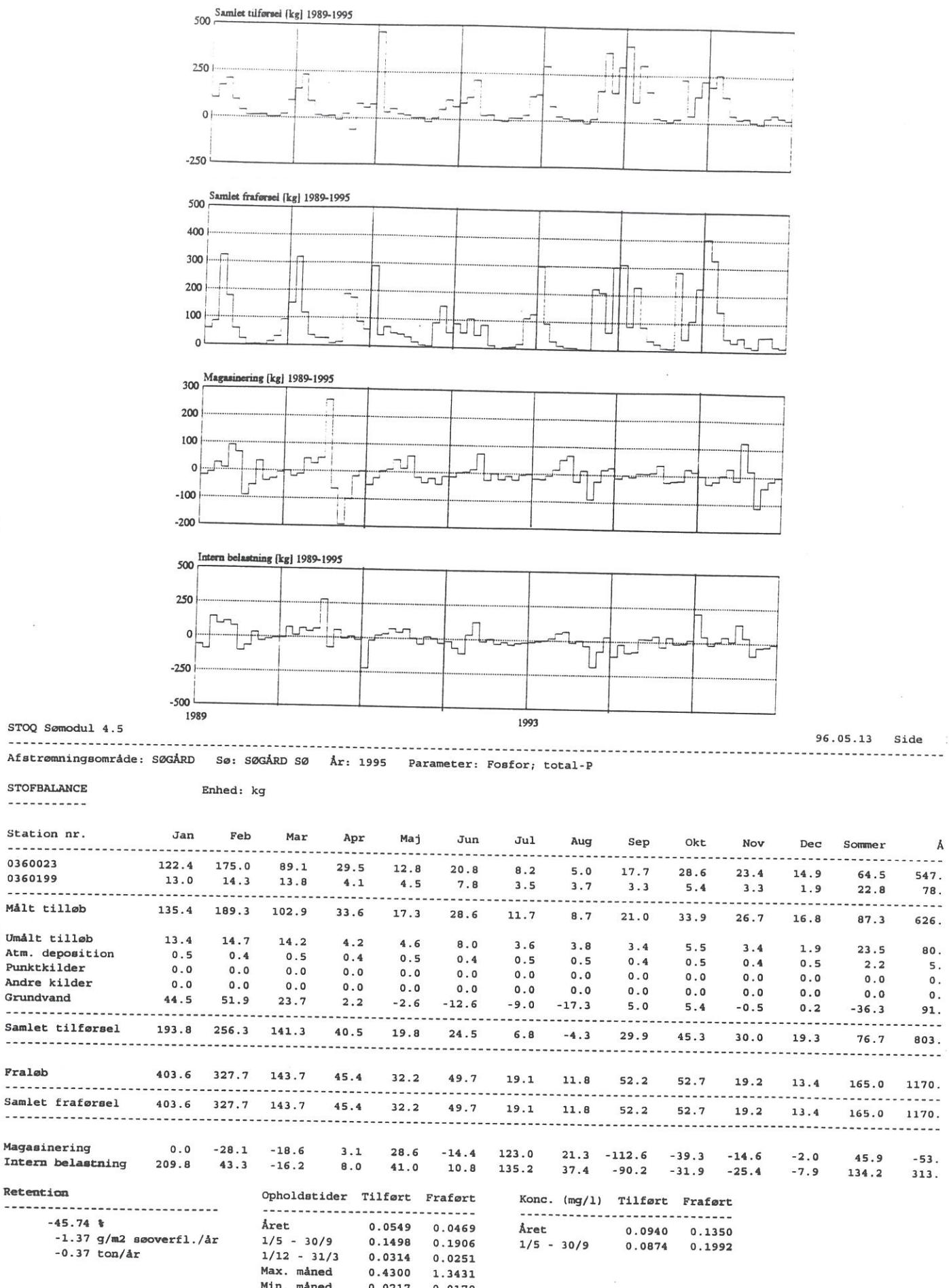
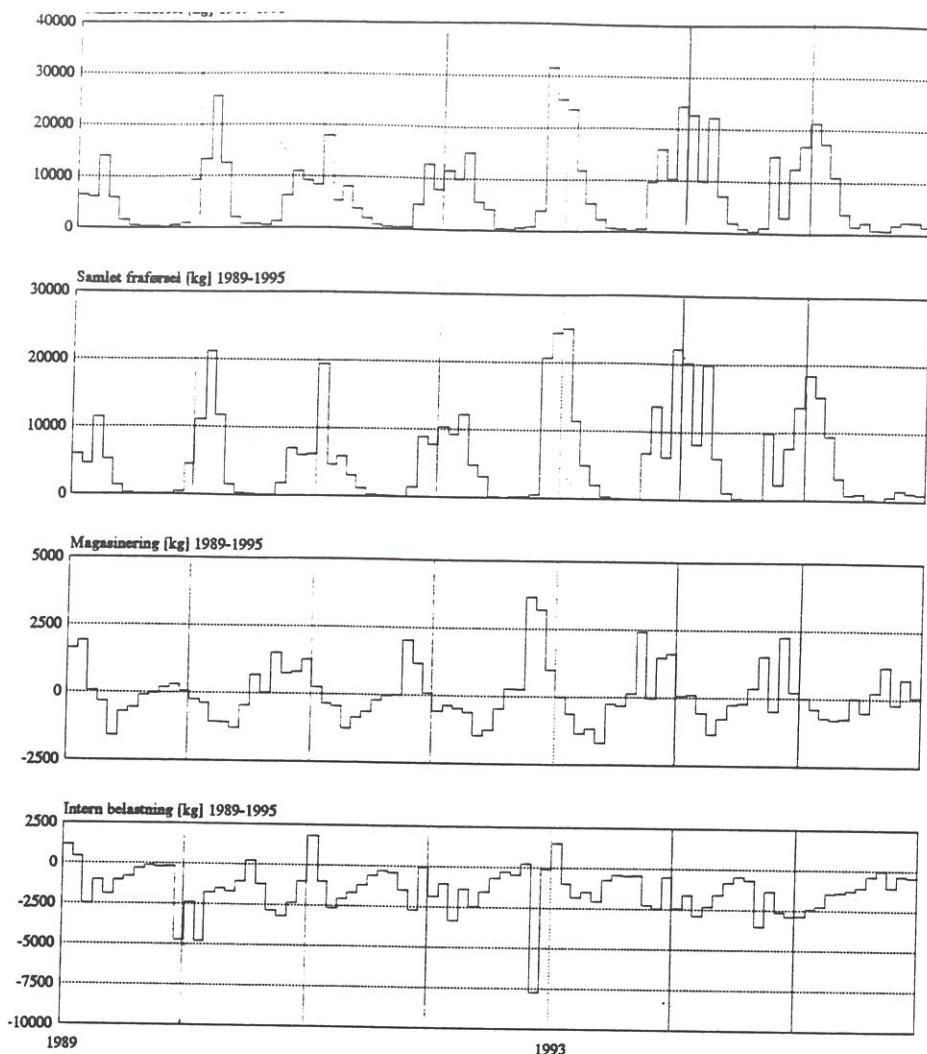


Fig. 10.3.3 Fosforbalancen i Søgård Sø, 1989-95.



STOQ Sømodul 4.5

96.05.13 Side

Afstrømningsområde: SØGÅRD Sø: SØGÅRD SØ År: 1995 Parameter: Nitrogen, total N

STOFBALANCE

Enbed: kg

Fig. 10.3.2 Kvælstofbalansen i Søgård Sø, 1989-95

Dato	Vægt kg	Sagd. cm	pH	Li -Skm mg/l	COD Tot-N Ung-N mg/l	Ammonium-N mg/l	Nitrat-N mg/l	NH3-N mg/l	Tot-P mg/l	Silicium mg/l	Vandp. mg/l	Fil. støl mg/l	Susp.Glæde mg/l	Huldet mg/l	Diphosph. mg/l	Vandp. ug DW/m	Cycl. ug DW/m	Cal.	Kisel. alger græsning/ vandmassen ug DW/m	Blađan. alger græsning/ vandmassen ug DW/m	Relyti. alger græsning/ vandmassen ug DW/m	Uba. stemi phyaceo alger græsning/ vandmassen ug DW/m			
Ung-P mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l	Ung-N mg/l				
01/01/95 16.01.95	9.0	2.91	8.31	494	2.92	7.3	0.64	9.3	0.042	6.9	0.042	0.21	0.08	0.047	19	9.1	4.68	0.045	16.75	21.99	0	53.66	0.07		
16.01.95	22.5	8.7	7.8	9.8	0.022	7.9	7.922	0.18	0.07	0.003	2.6	1.3	2.15	0.17	15.97	7.44	49.02	0	225.53	1.18	0	0.021	0.025		
16.01.95	17.5	9.0	9.4	1.07	7.7	7.707	2.1	0.21	0.08	0.003	4.6	2.1	0.02	2.25	50.50	45.73	232.72	0.02	15.93	15.93	0	0.101	0.017		
16.01.95	9.0	9.55	1.15	1.1	0.027	7.1	7.37	0.16	0.07	0.002	3.9	2.2	0.18	0.14	58.52	60.10	176.21	0.02	19.77	0.02	0	0.259	0.036		
16.01.95	14.0	9.16	9.16	9.16	0.026	5.7	7.23	0.29	0.08	0.008	4.1	2.0	0.07	0.21	12.27	11.95	446.98	0.07	19.63	0.07	0	0.324	0.016		
16.01.95	11.5	4.0	9.0	3.44	1.45	8.4	0.032	4.1	1.32	0.22	0.11	0.003	3.6	2.1	0.27	0.19	23.45	69.95	10.98	0.052	16.63	0.07	0	0.624	
16.01.95	14.0	30.26	3.66	3.66	0.049	5.9	0.018	1.9	0.015	0.005	0.02	0.008	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	16.63	0.06	0	0.446	
16.01.95	14.0	25.0	3.23	3.23	0.028	5.3	0.017	3.57	0.013	0.003	0.02	0.007	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	378.74	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	20.0	3.16	3.16	0.028	4.4	0.014	1.4	1.414	0.33	0.24	0.003	5.4	0.019	0.026	0.027	0.16	10.15	10.15	378.92	0.07	14.18	0.07	0	0.446
16.01.95	14.0	17.0	3.17	3.17	0.028	4.3	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	14.0	3.17	3.17	0.028	4.2	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	11.0	3.17	3.17	0.028	4.1	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	8.0	3.17	3.17	0.028	4.0	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	5.0	3.17	3.17	0.028	3.9	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	2.0	3.17	3.17	0.028	3.8	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	0.5	3.17	3.17	0.028	3.7	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	0.0	3.17	3.17	0.028	3.6	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-2.0	3.17	3.17	0.028	3.5	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-5.0	3.17	3.17	0.028	3.4	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-8.0	3.17	3.17	0.028	3.3	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-11.0	3.17	3.17	0.028	3.2	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-14.0	3.17	3.17	0.028	3.1	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-17.0	3.17	3.17	0.028	3.0	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-20.0	3.17	3.17	0.028	2.9	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-23.0	3.17	3.17	0.028	2.8	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-26.0	3.17	3.17	0.028	2.7	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-29.0	3.17	3.17	0.028	2.6	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-32.0	3.17	3.17	0.028	2.5	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-35.0	3.17	3.17	0.028	2.4	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-38.0	3.17	3.17	0.028	2.3	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-41.0	3.17	3.17	0.028	2.2	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-44.0	3.17	3.17	0.028	2.1	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-47.0	3.17	3.17	0.028	2.0	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-50.0	3.17	3.17	0.028	1.9	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-53.0	3.17	3.17	0.028	1.8	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-56.0	3.17	3.17	0.028	1.7	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-59.0	3.17	3.17	0.028	1.6	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-62.0	3.17	3.17	0.028	1.5	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027	0.16	10.15	10.15	328.15	0.07	14.18	0.07	0	0.446	
16.01.95	14.0	-65.0	3.17	3.17	0.028	1.4	0.014	1.31	0.78	0.74	0.08	0.027	0.026	0.047	0.027										

Tabel 10.5.1 Biologiske og vandkemiske data fra Søgård Sø, 1989-95.

Søgård Sø		Tidsvægte gennemsnit																								
OBS: Missing data er skænket!				Alkal.		L _t		Alkal.		Ammonium-N		Ung-N		Tot-P		Ung-P		Fil.		Ung-P		Susp. stof		Glyderab/Silicium		
		pH	cm	meq/l	µS/cm	0	2.23	0	2.01	0	0.040	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
1989	hårsgnsn. 1989	8.83	407	2.23	5.37	0.074	3.138	1.87	3.41	0.017	0.048	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	1.92	1.92	3.30	3.30			
1990	hårsgnsn. 1990	8.77	428	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	34	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1991	hårsgnsn. 1991	8.76	413	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	31	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1992	hårsgnsn. 1992	8.50	481	2.44	18	7.91	0.096	6.333	6.429	0.179	0.000	0.025	27	12,7	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	
1993	hårsgnsn. 1993	7.26	8.39	440	2.16	17	7.49	0.074	5.928	6.002	0.200	0.000	0.056	23	13,1	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74
1994	hårsgnsn. 1994	7.91	8.12	387	2.10	13	5.79	0.111	4.457	4.568	0.171	0.071	0.047	18	9,6	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43
1995	hårsgnsn. 1995	68,54	399	2,37	15	4,28	0,089	3,294	3,384	0,214	0,114	0,093	18	10,3	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	
1989	sommergnsn. 1989	9.10	360	1.87	0	3.75	0.103	1.286	1.389	0,426	0.215	0,063	52	27,9	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	
1990	sommergnsn. 1990	9.43	341	1.67	0	3.71	0.048	1.034	1.081	0,590	0.246	0,160	54	30,5	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	
1991	sommergnsn. 1991	9.16	343	1.84	0	3.10	0,017	1.236	1.253	0,406	0.138	0,074	44	21,7	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	
1992	sommergnsn. 1992	9	448,8	2,428	26,458	4,305	0,098	2,258	2,356	0,3	0,0	0,079	41,880	19,049	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	
1993	sommergnsn. 1993	45,06	404	1.97	29	4,15	0,080	1.898	1.978	0,305	0,000	0,079	36	21,2	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	
1994	sommergnsn. 1994	47,20	843	342	1,77	22	3,50	0,165	1,740	1,905	0,269	0,098	0,055	32	15,6	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26
1995	sommergnsn. 1995	61,35	8,80	373,65	2,20	2,20	2,90	0,12	1,48	1,60	0,34	0,18	0,15	25,70	15,29	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12
Tidsvægte gennemsnit				Alkal.		L _t		Alkal.		Ammonium-N		Ung-N		Tot-P		Ung-P		Fil.		Ung-P		Susp. stof		Glyderab/Silicium		
OBS: Missing data er skænket!		pH	cm	meq/l	µS/cm	0	2.23	0	2.01	0	0.040	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
1989	hårsgnsn. 1989	8.83	407	2.23	5.37	0.074	3.138	1.87	3.41	0.017	0.048	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	1.92	1.92	3.30	3.30			
1990	hårsgnsn. 1990	8.77	428	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	34	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1991	hårsgnsn. 1991	8.76	413	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	31	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1992	hårsgnsn. 1992	8.50	481	2.44	18	7.91	0.096	6.333	6.429	0.179	0.000	0,025	27	12,7	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	
1993	hårsgnsn. 1993	7.26	8.39	440	2.16	17	7.49	0.074	5.928	6.002	0.200	0.000	0,056	23	13,1	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74
1994	hårsgnsn. 1994	7.91	8.12	387	2.10	13	5.79	0.111	4.457	4.568	0.171	0.071	0,047	18	9,6	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43
1995	hårsgnsn. 1995	68,54	399	2,37	15	4,28	0,089	3,294	3,384	0,214	0,114	0,093	18	10,3	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	
1989	sommergnsn. 1989	9.10	360	1.87	0	3.75	0.103	1.286	1.389	0,426	0.215	0,063	52	27,9	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	1.72	
1990	sommergnsn. 1990	9.43	341	1.67	0	3.71	0.048	1.034	1.081	0,590	0.246	0,160	54	30,5	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	
1991	sommergnsn. 1991	9.16	343	1.84	0	3.10	0,017	1.236	1.253	0,406	0.138	0,074	44	21,7	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	
1992	sommergnsn. 1992	9	448,8	2,428	26,458	4,305	0,098	2,258	2,356	0,3	0,0	0,079	41,880	19,049	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	0,582	
1993	sommergnsn. 1993	45,06	404	1.97	29	4,15	0,080	1.898	1.978	0,305	0,000	0,079	36	21,2	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	
1994	sommergnsn. 1994	47,20	843	342	1,77	22	3,50	0,165	1,740	1,905	0,269	0,098	0,055	32	15,6	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26
1995	sommergnsn. 1995	61,35	8,80	373,65	2,20	2,20	2,90	0,12	1,48	1,60	0,34	0,18	0,15	25,70	15,29	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12	5,12
Tidsvægte gennemsnit				Alkal.		L _t		Alkal.		Ammonium-N		Ung-N		Tot-P		Ung-P		Fil.		Ung-P		Susp. stof		Glyderab/Silicium		
OBS: Missing data er skænket!		pH	cm	meq/l	µS/cm	0	2.23	0	2.01	0	0.040	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
1989	hårsgnsn. 1989	8.83	407	2.23	5.37	0.074	3.138	1.87	3.41	0.017	0.048	5.120	5.159	3.212	0.312	0.163	0.048	38	20,8	1.92	1.92	3.30	3.30			
1990	hårsgnsn. 1990	8.77	428	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	34	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1991	hårsgnsn. 1991	8.76	413	2.14	5.49	0.026	3.914	1.88	3.43	0.017	0.046	5.120	5.159	3.236	0.336	0.146	0.086	31	18,1	15,6	15,6	2,25	2,25			
1992	hårsgnsn. 1992	8.50	481	2.44	18	7.91	0.096	6.333	6.429	0.179	0.000	0,025	27	12,7	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	
1993	hårsgnsn. 1993	7.26	8.39	440	2.16	17	7.49	0.074	5.928	6.002	0.200	0.000	0,056	23	13,1	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74
1994	hårsgnsn. 1994	7.91	8.12	387	2.10	13	5.79	0.111	4.457	4.568	0.171	0.071	0,047	18	9,6	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43
1995	hårsgnsn. 1995	68,54	399	2,37	15	4,28	0,089	3,294	3,384	0,214	0,114	0,093	18	10,3	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	4,44	
Tidsvægte gennemsnit				Alkal.		L _{t</}																				

Søgård ss - 1995 DER ER IKKE TAGET HØJDE FOR <STANDAT>-INDELING I STØRRELSESGRUPPER! FYTOPLANKTON VOLUMEN (MM3/L) = BIOMASSE (MG VÅDVÆGT/L)																
950208	950315	950418	950503	950516	950531	950614	950628	950713	950726	950808	950822	950908	950921	951002	951025	
08-Feb	15-Mar	18-Apr	03-May	16-May	31-May	14-Jun	28-Jun	13-Jul	26-Jul	08-Aug	22-Aug	06-Sep	21-Sep	02-Okt	25-Okt	
BLÅGRØNALGER - Nostocophyceae																
Aphaniothece sp.																
Merismopedia sp.																
Merismopedia tenuissima																
Microcystis sp.																
Microcystis aeruginosa																
Microcystis flos aqua																
Anabaena sp.																
Anabaena circinalis																
Anabaena perturbata																
Aphanizomenon flos-aquae																
Phormidium mucicola																
pseudoanabaena mucicola																
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,605	56,279	18,006	0,812	0,151	0,000	0,000	
REKYLALGER - Cryptophyceae																
Chroomonas sp.																
Cryptomonas spp.																
Rhodomonas lacustris					1,514	0,777			7,270		0,525	2,235			0,660	1,577
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	1,514	0,777	0,000	7,270	0,000	0,525	2,235	0,000	0,000	0,660	1,577	
FUREALGER - Dinophyceae																
Gymnodinium sp.																
Peridinium sp.																
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
GULALGER - Chrysophyceae																
Ubesternt gulalge																
Mallomonas akrokomos																
Synura sp.																
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
Prymnesiophyceae																
Chrysochromulina sp.																
chrysochromolina parva						2,368										
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	2,368	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
KISELALGER - Diatomophyceae																
Centriske kiselalger 0-10 µm		0,380	4,131	8,397	21,976	1,675	0,730	1,078	2,053	0,931	0,664					0,363
Centriske kiselalger 10-20 µm			3,493													0,178
Aulacoseira spp.																
Ubesternte pennate																
Asterionella formosa					0,269											
Nitzschia sp.					0,166											
Synedra sp.																
Meridion circulare																
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,380	8,059	8,397	21,976	1,675	0,730	1,078	2,053	0,931	0,664	0,000	0,000	0,000	0,000	0,541
GULGRØNALGER - Tribophyceae																
Pseudostauratum limneticum (= Tetra	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
Artsgr. totale biomasse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	

Tabel 10.6.1 fortsettes

Tabel 10.6.1 Fytoplanktonbiomassen i Søgård Sø. 1989-95.

Table 10.6.2 Zooplankton biomass i Söderås Söderås 1989-95.