

Overvågning af

SØGÅRD SØ 2003

Næringssalte * Belastning * Biologi

Udgiver: Vejle Amt, Forvaltningen for Teknik og Miljø,
Damhaven 12, 7100 Vejle. Tlf. 75 83 53 33.

Udgivelsesår: 2004.

Titel: Overvågning af Søgård Sø, 2003.

Undertitel: Næringssalte, belastning, biologi.

Forfatter: Simon Grünfeld.

Emneord: Fosfor, kvælstof, belastning, fytoplankton,
zooplankton, fisk, søer, vandmiljøplan.

© Copyright: Vejle Amt, 2004. Gengivelse kun tilladt med tydelig
kildeangivelse.

Sideantal: 82.

Tryk: Post og Print, Vejle Amt.

Vedrørende kortmateriale:

Grundmaterialet tilhører Kort- og Matrikelstyrelsen.

Supplerende information er udarbejdet og påført af Vejle Amt. Kortene er udelukkende til tjenstligt 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: 87-7750-833-5.

Indholdsfortegnelse	Side
1. Indledning	4
2. Sø- og oplandsbeskrivelse	5
3. Klimatiske forhold	10
3.1 Temperatur og solindstråling	10
3.2 Nedbør og fordampning	11
3.3 Målinger i søer	13
4. Vand- og næringsstofftilførsel	17
4.1 Vandtilførsel og vandbalance.....	17
4.2 Kilder til næringsstofftilførslen	18
5. Stoffbalance	24
6. Udviklingen i miljøtilstanden	29
6.1 Temperatur og ilt.....	29
6.2 Kvælstof	31
6.3 Fosfor	33
6.4 Øvrige vandkemiske parametre.....	35
6.5 Sigtdybde og klorofyl.....	35
6.6 Plante- og dyreplankton	37
6.7 Fisk	43
6.8 Undervandsplanter	46
7. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller	47
8. Sediment	50
9. Det biologiske, fysiske og kemiske sammenspil	51
9.1 Fosfortilførsel og retention.....	51
9.2 Næringsstoffer og algebiomasse	51
9.3 Algebiomasse og sigtdybde.....	52
9.4 Plante- og dyreplankton	53
9.5 Udvikling i fiskebestand.....	54
9.6 Temperatur	56
9.7 Samlet vurdering	56
10. Miljøtilstand og fremtidig udvikling	58
10.1 Søtilstand og målsætning	58
10.2 Fremtidige tiltag	59
10.3 Konklusion	60
11. Sammenfatning og konklusion	61
12. Referenceliste	63
13. Bilag	65

1. Indledning

Det overordnede formål med søovervågningen er gennem en systematisk indsamling af data at vurdere søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand. Derudover at følge udviklingen med henblik på at øge vores viden om søers respons på ændret næringsstofftilførsel.

I forlængelse af ovenstående indgår Søgård Sø i Vejle Amt som en del af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for ferske vande i Danmark.

Denne rapport beskæftiger sig med resultater fra søen i perioden 1989-2003. Rapporten omhandler fysiske, kemiske og biologiske undersøgelser i søen, hvor hovedvægten er lagt på at belyse miljøtilstanden i 2003 i forhold til tidligere år. Rapporteringen er tilrettelagt efter retningslinjerne i Paragdim 2004 (Miljøstyrelsen, 2004).

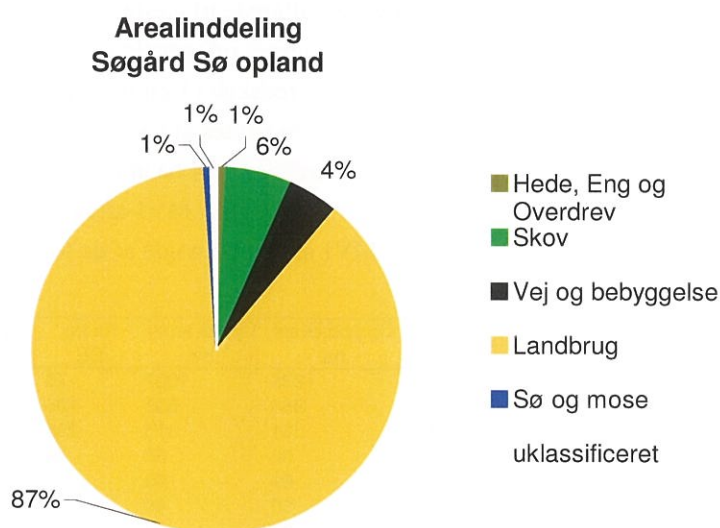
Muligheden for opfyldelse af målsætningen, fremsat i Regionplan 1997 samt i Vandområdeplan 2003, ved reduktion af næringsstofbelastningen er belyst.

Samtlige data er indberettet til Danmarks Miljøundersøgelser, hvor de vil indgå i den nationale rapportering af miljøtilstanden i danske søer.

2. Sø- og oplandsbeskrivelse

Søgård Sø er beliggende i Vamdrup Kommune i en lavning på en hedeslette, øverst i Kongeå-vandløbssystemet.

Oplandet er på 22,7 km², og heraf er 87% intensivt dyrket (figur 2.1 og bilag 2.2). Derudover er der spredt dækning af skov (6%), bebyggelse (4%) m.v. Oplandet til Søgård Sø er opdelt i 8 deloplande, som alle domineres af dyrkede arealer (figur 2.2 og tabel 2.1).



Figur 2.1: Arealanvendelse af opland til Søgård Sø.

Dyretæthed

Dyretætheden (DE) er opgjort for hvert delopland og fremgår af tabel 2.1 og figur 2.2. Gennemsnittet for hele oplandet er 0,9 DE/ha dyrket areal, men der er stor forskel på antallet af DE for kvæg og svin mellem de enkelte deloplande. Ved den nordlige del af søens opland (delopland 401 og 402), som afvander til Hjarup Bæk, findes hovedsageligt gårde med svinebesætninger. Svin udgør ca. 70% af alle DE i oplandet til Søgård Sø. Kvæg udgør de sidste 30% og findes fortrinsvis på gårde syd for søen. Erfaringer fra sager om udvidelser af husdyrhold viser, at der kan forventes fosforbalance ved 1,7 DE/ha for kvæg, 1-1,4 DE/ha for svin (afhængig af om der anvendes fytase) og ca. 0,6 DE/ha for andre husdyrhold. Dyretætheden på gård-niveau kan derfor, som gennemsnitligt betragtet, ikke alene forklare den relativt store fosfortilførsel til søen. Det største opland (401) ligger med en dyretæthed for svin på 1,1 DE/ha dog tæt på grænsen for fosforbalance.

Dyretætheder opgjort på gård-niveau kan kun give et forsigtigt skøn over hvilke områder, der er hårdest belastet med gylle.

Ved denne analyse redegøres der således ikke for brug af handelsgødning og eventuelle gyllespredningsaftaler mellem gårde i og udenfor oplandet til Søgård Sø. Analysen ser også på dyreenheder som et gennemsnit for deloplandene og tager derfor ikke højde for, at nogle markblokke kan være mere intensivt gødet end andre. Det kan være specielt problematisk i fosforfølsomme områder som ved f.eks. lavbundsjord og skrånende arealer. Specielt langs Hjarup Bæk og Fløjbjerg Bæk findes flere fosforfølsomme områder. Analysen er derfor et mangelfuldt redskab til brug for udpegning af områder, som er potentielle fosforkilder, og hvor eventuelle indsatsplaner med fordel kunne gennemføres.

Amtet venter allerede til næste år at kunne udføre mere detaljerede analyser, hvor der kan hentes information om DE for markblokke i oplandet. Det vil være et vigtigt redskab i fremtidens arbejde med at finde de områder, hvor fosforfrigivelsen ventes at være størst, og hvor eventuelle indsatsplaner kunne gennemføres. 354 ha af oplandet er udpeget som SFL-område, og heraf er der kun indgået MVJ-aftaler på 12 ha. Der er derfor mulighed for at få flere MVJ aftaler på nogle af de fosforfølsomme områder.

Opland	Oplandsareal ha	Dyrket areal ha	Kvæg DE	Svin DE	Andre DE	Total DE	Total DE/Dyrket DE/ha
401	1228	1027	78	1156	2	1236	1,20
402	384	355	106	84	4	194	0,55
403	331	315	288	14	3	305	0,97
404	90	68	49	0	0	49	0,72
405	99	95	0	0	0	0	0,00
406	60	48	0	0	0	0	0,00
407	67	64	0,5	0	0	0,5	0,01
408	7	6	0	0	0	0	0,00
Total	2266	1978	521,5	1254	9	1784,5	0,90

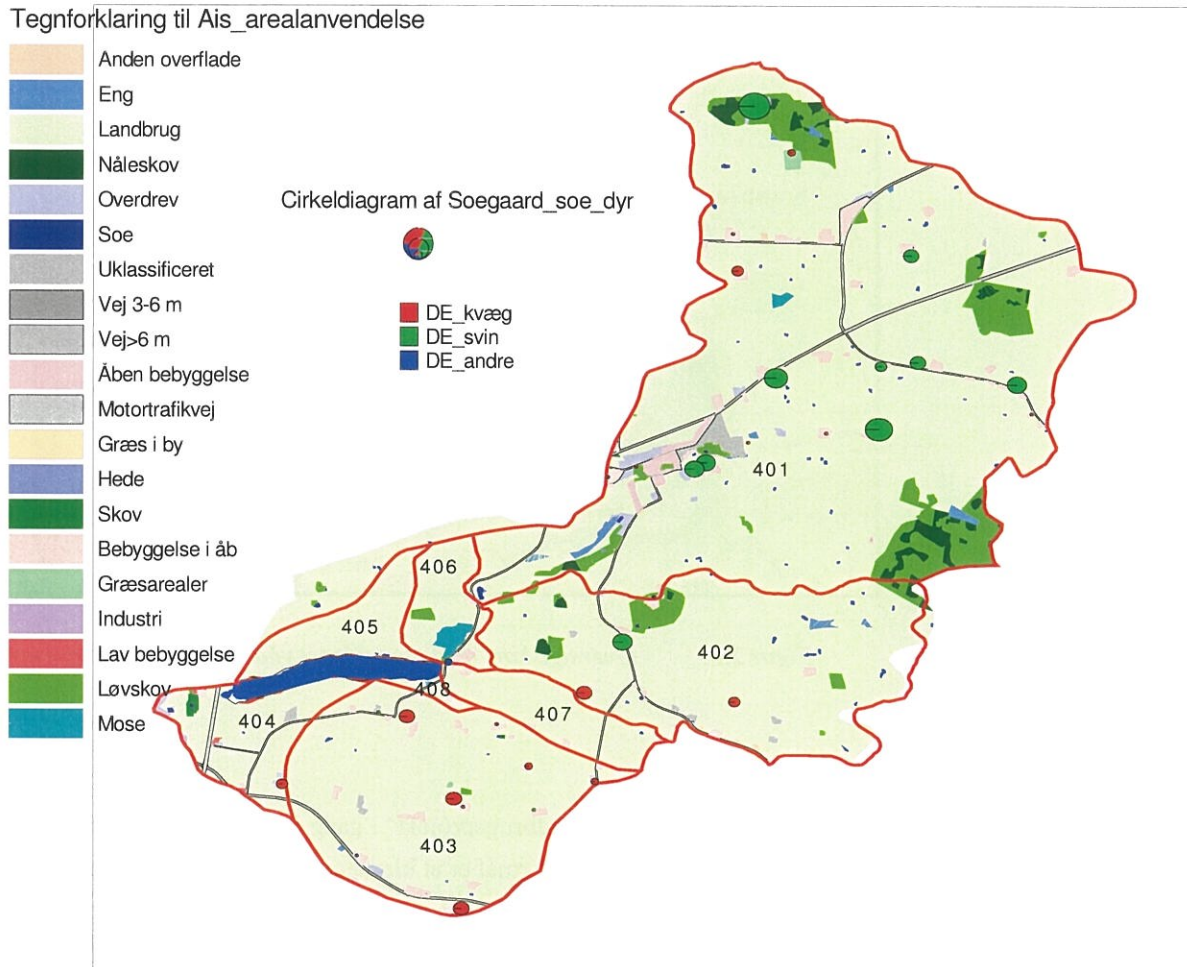
Tabel 2.1: Dyreenheder (DE) opgjort for hvert delopland til Søgård Sø. For hvert delopland er angivet total DE pr. dyrket areal.

Vådområde ved Hjarup Bæk

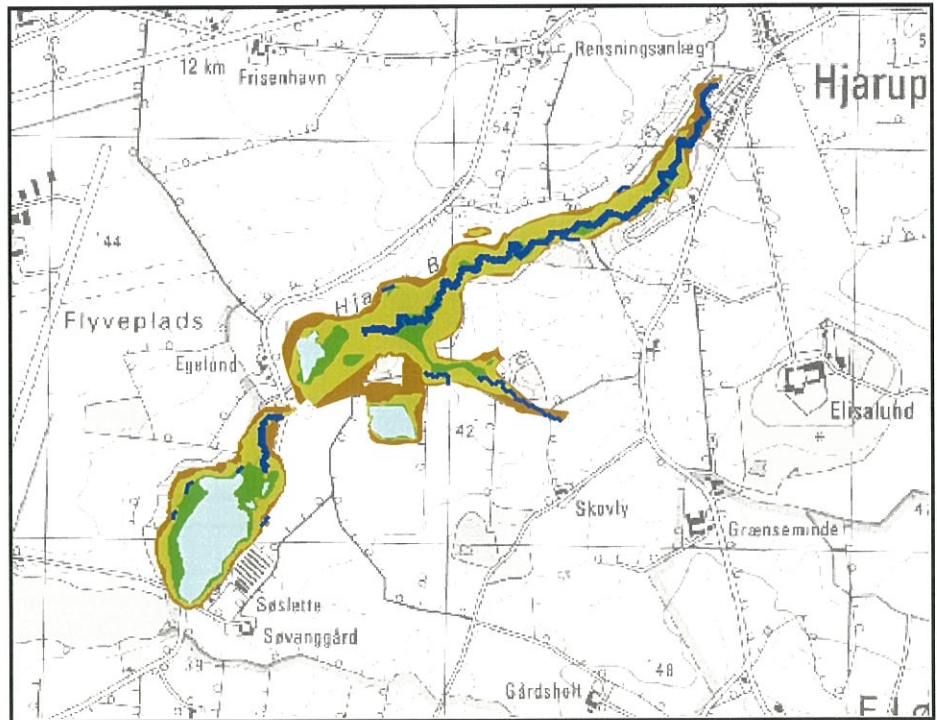
Den 22. juni 2004 bliver et stort vådområde langs Hjarup Bæk officielt indviet (figur 2.3). Vådområdet dækker over 35 ha fra udkanten af Hjarup By til Søgård Sø (nærmere beskrevet, Vejle Amt, 2003). Dræn og grøfter i ådalen er blevet lukket, og et nyt sandfang anlagt. Store dele af Hjarup og Fløjbjerg Bæk vil blive genslynget og hævet op i terræn med udgangspunkt i 1800-tallet. Alle dyrkede arealer i ådalen lægges om til vedvarende græs/høslæt.

Ved en optimal projektilrettelæggelse vil det, især i forbindelse med oversvømmelser, være muligt at tilbageholde partikler med absorberet fosfor på engarealerne. Omkring halvdelen af fosfortransporten til Søgård Sø er partikulært bundet, og det forventes skønsmæssigt, at der kan tilbageholdes 300-400 kg fosfor om året.

Dertil kommer en forventelig kvælstoffjernelse på ca. 14 tons pr. år eller ca. 20% af den gennemsnitlige kvælstoftilførsel til Søgård Sø.



Figur 2.2: Deloplande til Søgård Sø med angivelse af arealanvendelse og dyrebestande. Deloplande er nummeret 401-408.



Figur 2.3: Oversigtskort med nyetableret vådområde langs Hjarup Bæk.

Fløjbjerg Bæk

Det er et "fosfor- og landbrugsprojekt" i gang i oplandet til Fløjbjerg Bæk, hvis overordnede formål er at klarlægge, hvordan redueringen af næringsstoffer kan ske dels gennem konkrete undersøgelser og dels på baggrund af erfaring/viden på området samt afprøve og udvikle samarbejdsformer med landbruget om at reducere næringsbidraget fra de dyrkede marker.

Amtet har indsamlet prøver til analyse af bl.a. fosforindhold i bækken dels via en intensiv station og dels ved punktvis indsamlinger ved drænuddøb i bækken. Der er i samarbejde med lodsejere, kommune og landbrugs-konsulenter indsamlet oplysninger om drænforhold, fosfortal, husspilde-vandsforhold (afledning og rensetype) m.m. Der er desuden allerede etableret en mindre sø i oplandet til Fløjbjerg Bæk, som forventes at tilbageholde fosfor. Det færdige projekt i oplandet til Fløjbjerg Bæk vil blive fremlagt for alle lodsejere og vil indgå i de kommende handlingsplaner for området.

Beskrivelse af søen

Søgård Sø er lavvandet uden vegetation og meget eutrof. Den er stærkt belastet af næringsstoffer, og det biologiske system er meget ustabil. Søens morfometriske data fremgår af tabel 2.2, og dybdekurver og prøvetagningsstationernes placering er gengivet på figur 2.4.

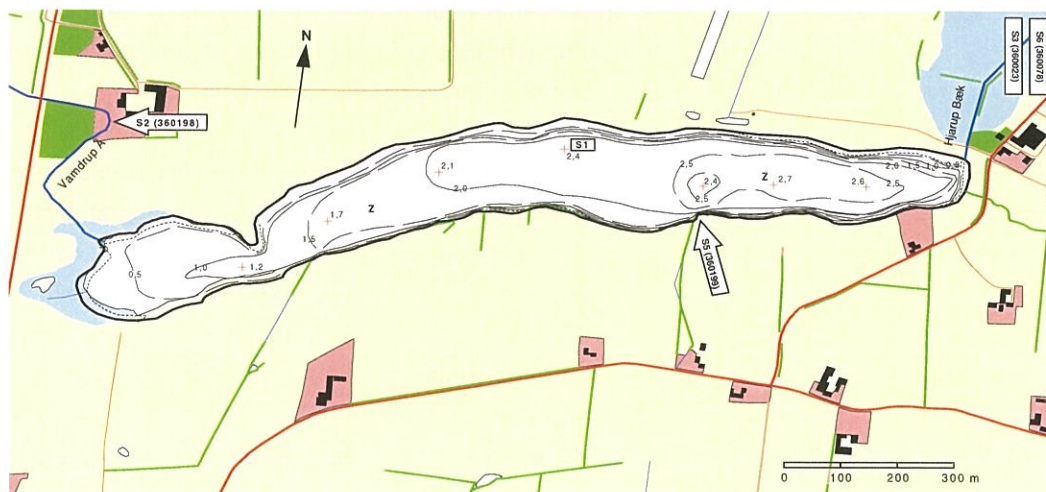
Areal	267.225 m ²
Volumen	418.503 m ³
Gennemsnitsdybde	1,55 m
Største dybde	2,70 m
Omkreds	3.390 m
Vandets opholdstid (årsbasis)	19 dage
Areal af opland	22,67 km ²

Tabel 2.2: Morfometriske data og oplandsareal, Søgård Sø.

Søbunden består af et sandlag, som stammer fra sand fra hedesletten. Sandlaget er overlejret af dynd, og under sandlaget ligger en tyk lerkappe. Søen ligger 10 m over grundvandsspejlet, som lerkappen forhindrer kontakt med. Søens vandforsyning kommer derfor udelukkende fra overfladisk afstrømning. En opgørelse over oplandets sammensætning af jordbund er gengivet i tabel 2.3.

Jordbundstype 0 – 1 meters dybde	Km ²	%
Grov lerbl. sandjord/fin lerbl. sandjord	8,83	39
Grov sandbl. lerjord/fin sandbl. lerjord	7,77	35
Lerjord	4,45	20
Uklassificeret	1,40	6

Tabel 2.3: Jordbundstype i oplandet til Søgård Sø.



Figur 2.4: Søgård Sø med angivelse af dybdekurver og stationsnumre. S1 angiver stationen, hvor der indsamles vand- og planktonprøver. Z angiver de to sidste zooplanktonprøvestationer.

3. Klimatiske forhold

Variationer i klimatiske forhold kan direkte eller indirekte influere på søernes miljøtilstand. Temperatur, solindstråling, nedbør, fordampning og vind er de væsentligste klimatiske faktorer af betydning for søer og deres oplande (tabel 3.1).

	Temperatur grader C	Indstråling timer	Nedbør mm	Fordampning mm
2003	8,5	1798	694	617
1989(94)-2002	7,9	1670	811	552

Tabel 3.1: Lokale klimatiske forhold i 2003 sammenlignet med perioden 1989-2002 for nedbør og fordampning og perioden 1994-2002 for temperatur og indstråling. Fordampningsdata fra årene 1999-2001 stammer fra st. Båstrup, 2002-2003 fra st. Bygholm, mens der de øvrige år er anvendt værdier fra st. Bredsten. Temperatur og soltimer blev målt på hhv. st. Båstrup og st. Brakker til og med 2001; siden på st. Bygholm.

De foreliggende klimadata fra DMI viser ingen signifikant udvikling siden 1989.

3.1 Temperatur og solindstråling

Lufttemperaturen og solindstrålingen har betydning for opvarmning af søvandet. Solindstrålingen har desuden betydning for plantevæksten. Indstråling angives i soltimer.

Lufttemperatur

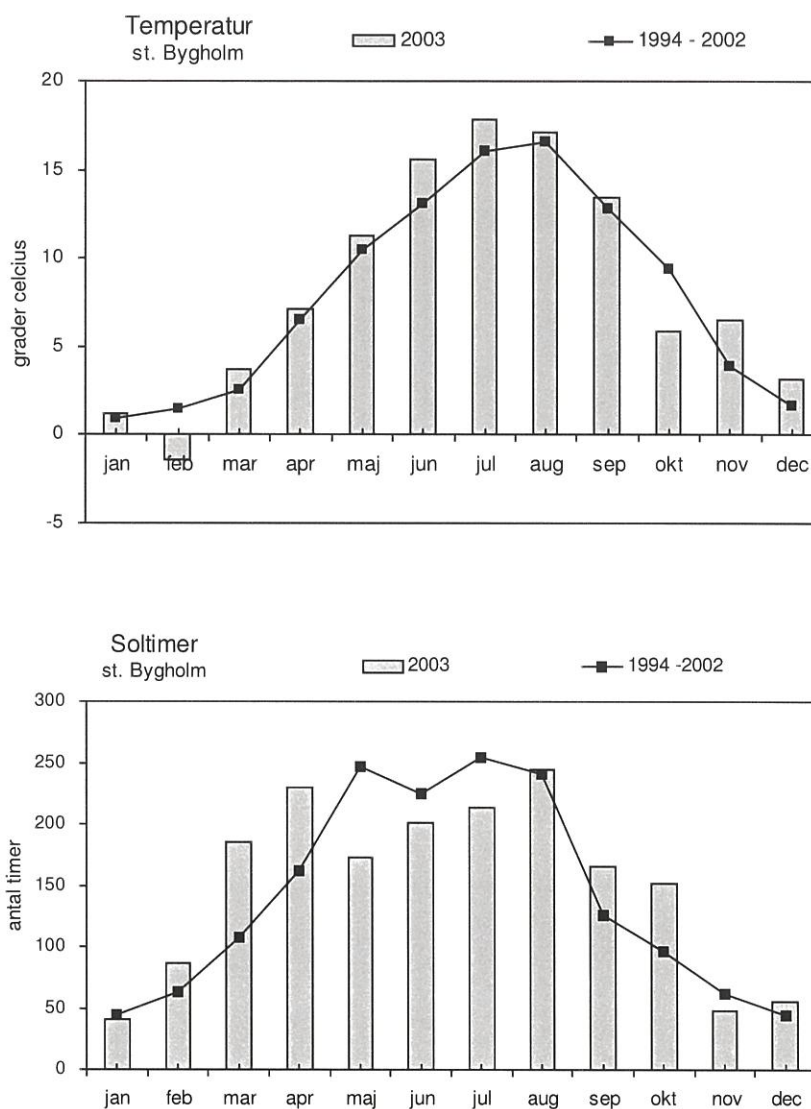
Årsmiddeltemperaturen var 8,5°C i 2003 mod 7,9°C for perioden 1994-2002. Bortset fra februar og oktober lå temperaturen over eller omkring middel for månederne i de foregående år (figur 3.1.1).

Indstråling

Fra og med 2002 har DMI observeret antallet af solskinstimer vha. globalstrålingsmåling i stedet for ved hjælp af solautograf. Det betyder, at nye og gamle målinger ikke direkte kan sammenlignes. De nye værdier vil typisk være lavere om sommeren og højere om vinteren (DMI, 2004).

I 2003 skinnede solen i 1798 timer. Det var noget mere end i perioden 1994-2002, hvor gennemsnittet er 1670 timer årligt, og det stemmer overens med de højere temperaturer. Imidlertid blev der observeret en lavere indstråling i de første sommermåneder sammenfaldende med en højere temperatur, men det kan hænge sammen med metodeskiftet. Særlig først og sidst i sæsonen var indstrålingen større end i perioden 1994-2002 (figur 3.1.1).

De egentlige vintermåneder lå mod forventning efter metodeskiftet på niveau med tidligere. Solindstrålingen har varieret meget gennem de sidste 10 år, og der kan ikke registreres nogen signifikant udvikling.



Figur 3.1.1: Indstråling og lufttemperatur i 2003 (st. Bygholm) sammenlignet med perioden 1994-2002 (st. Brakker for indstråling og st. Båstrup for lufttemperatur til og med 2001).

3.2 Nedbør og fordampning

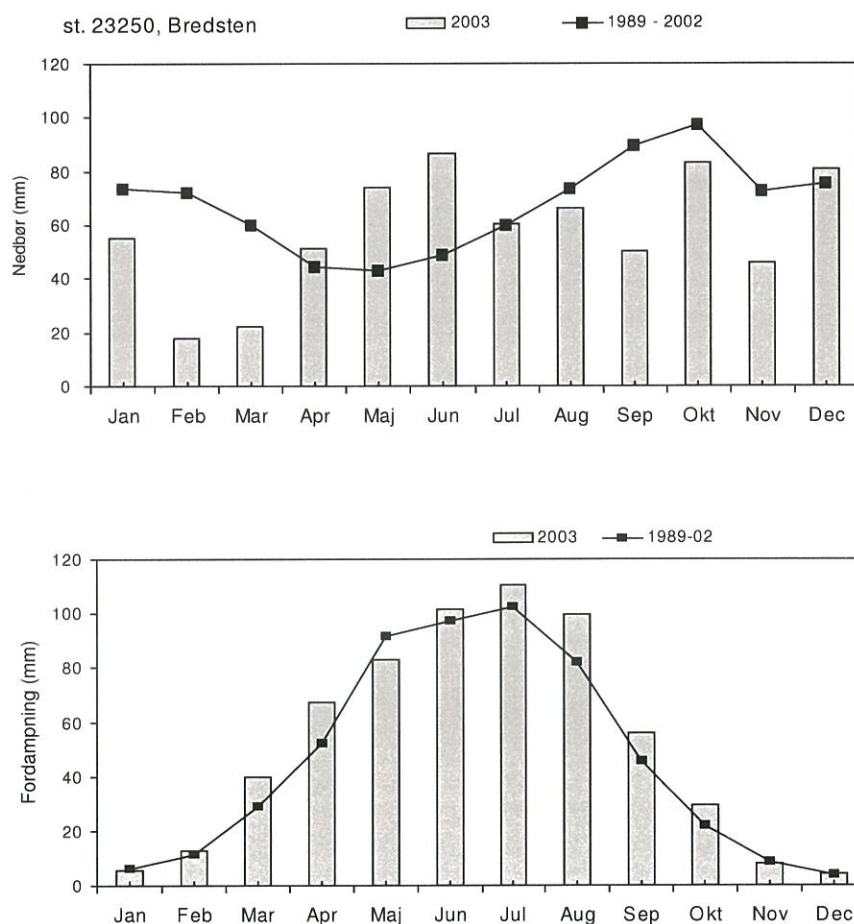
Nedbør

Årsnedbøren på målestation Bredsten var 694 mm i 2003, hvilket var en del under gennemsnittet for 1989-2002, hvor der faldt 811 mm.

Årsgennemsnittet dækker over en meget stor variation. Der faldt meget lidt nedbør i januar, februar og marts, mens der var stor nedbør i maj, juni og juli. Igen i sensommer og efterår var der en beskedne mængde nedbør.

Fordampning

Fordampningsdata er vanskeligt sammenlignelige, idet der er benyttet data fra flere forskellige stationer gennem tiden. Med dette forbehold var fordampningen i 2003 med 617 mm højere end i perioden 1989-2002 (figur 3.2.1). Bortset fra maj lå alle observationerne på eller over gennemsnittet for perioden 1989-2002.



Figur 3.2.1: Nedbør og fordampning i 2003 og gennemsnit af perioden 1989-2002. Fordampningsdata fra st. Bredsten (1989-1998), st. Båstrup (1999-2001) og fra st. Bygholm i 2002-2003.

Data ikke optimale

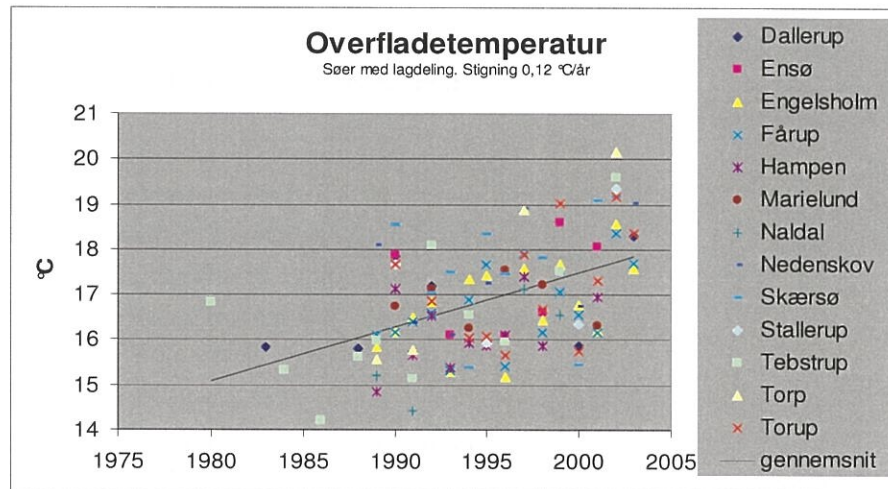
Datagrundlaget er ikke optimalt til en vurdering af de lokale vejrforhold, idet der vides at være store lokale forskelle, og visse målestationer ligger langt fra søen. Stationsskift skal undgås fremover (se også afsnit 3.3).

Samlet vurdering af 2003

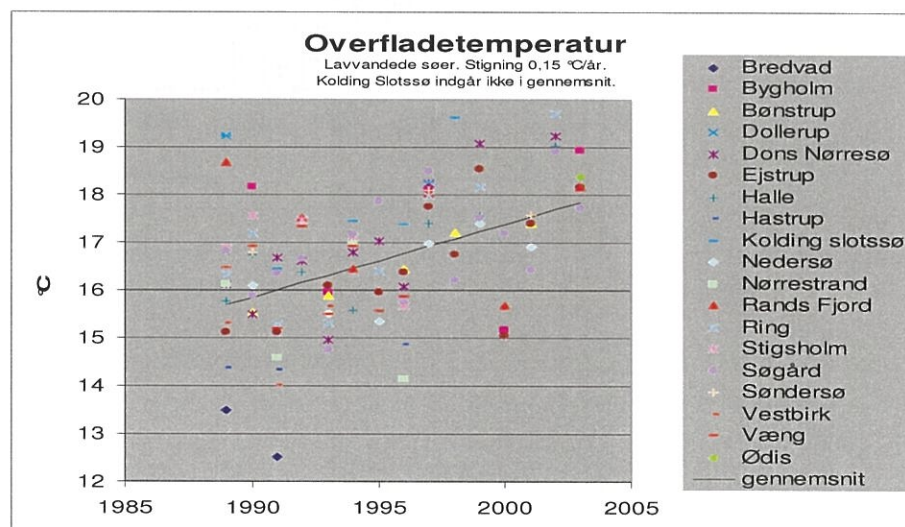
Lokalt blev sommeren 2003 meget varm, men ikke særlig solrig. Der kom meget nedbør først på sæsonen, men sidste del var tør. Det var ligeledes en meget nedbørfattig start på året.

3.3 Målinger i søer

Nogle af amtets egne feltmålinger knytter sig til vejrforholdene. Det er især bemærkelsesværdigt, at der kan observeres en temperaturstigning i sommerens overfladevand i alle amtets større søer på trods af, at der ikke kan påvises en udvikling ud fra klimadata fra Danmarks Meteorologiske Institut. Temperaturstigningen ses uafhængigt af, om søerne lagdeler eller ej (figur 3.3.1 og 3.3.2).



Figur 3.3.1: Overfladetemperaturen (sommergennemsnit) i 13 søer med mere eller mindre udtalt lagdeling i Vejle Amt.

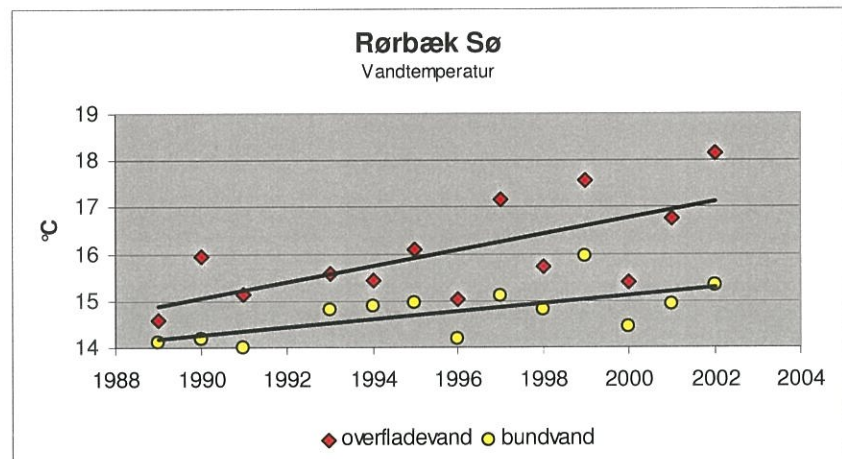


Figur 3.3.2: Overfladetemperaturen (sommergennemsnit) i 19 søer i Vejle Amt med meget sjældent forekommende lagdeling. Den beregnede regressionslinje indeholder ikke data fra Kolding Slotssø, der er stærkt påvirket af vand fra befæstede arealer i Kolding.

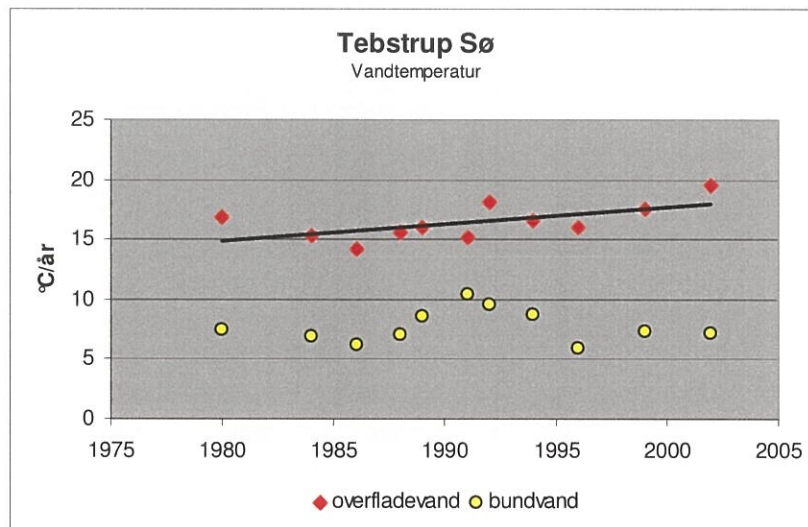
Ved test med lineær regression på sommergennemsnit er stigningen signifikant ($p < 0,001$) for alle søerne samt grupperet i hhv. lavvandede og lagdelende søer. Ændringen er i gennemsnit $0,15^{\circ}\text{C}/\text{år}$ i de lavvandede søer og $0,12^{\circ}\text{C}/\text{år}$ i de lagdelende. Det bør nævnes, at temperaturstigningen har været $0,23^{\circ}\text{C}/\text{år}$ de seneste 10 år, hvilket ligeledes er signifikant. Ses der på søerne hver for sig, viser de fleste søer en signifikant stigning i sommertemperaturen.

I Søgård Sø er der signifikant stigning i årgennemsnittet ($p < 0,001$), mens stigningen i sommergennemsnittet endnu ikke er signifikant. Udviklingen i overfladetemperaturen i Søgård Sø er nærmere beskrevet i afsnit 6.

Der kan ofte ses en tilsvarende temperaturstigning for bundvand. Der er dog en tendens til, at jo dybere søen bliver, jo mindre er temperaturen steget i bundvandet, og i de dybeste af amtets søer kan der ikke påvises en temperaturudvikling i bundvandet. Dette er i figurerne 3.3.3 og 3.3.4 eksemplificeret ved den mellemdybe Rørbæk Sø, der ind imellem lagdeler, og den dybe Tebstrup Sø, der altid lagdeler.

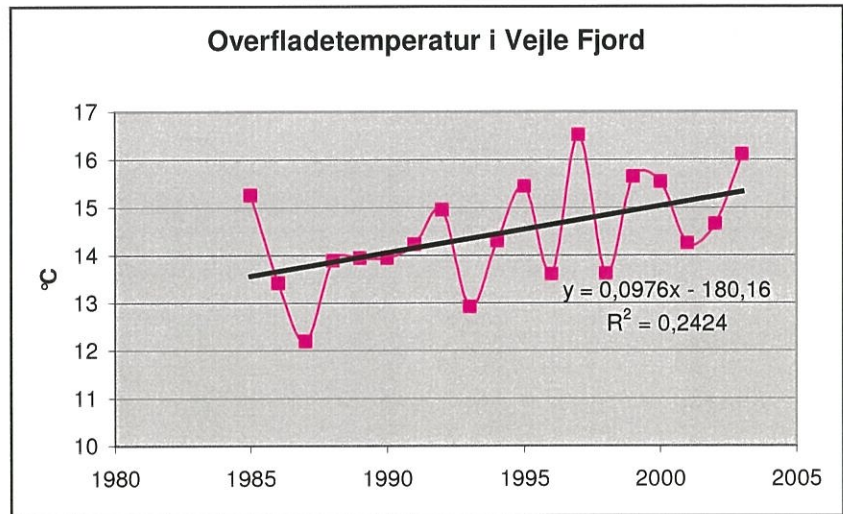


Figur 3.3.3: Vandtemperaturen (sommergennemsnit) i Rørbæk Sø i hhv. overfladen og ved bunden. Overfladetemperaturen er steget signifikant med $0,17^{\circ}\text{C}/\text{år}$, og bundvandstemperaturen er steget med $0,08^{\circ}\text{C}/\text{år}$, ligeledes signifikant.

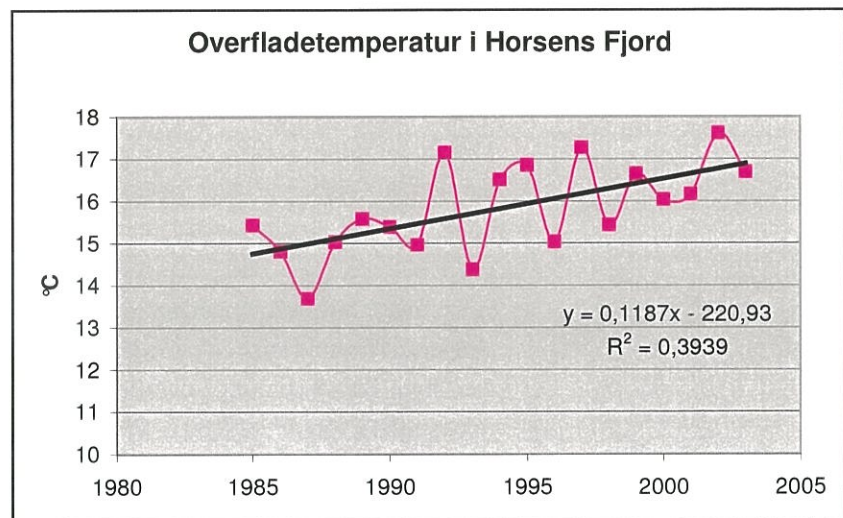


Figur 3.3.4: Vandtemperaturen (sommergennemsnit) i Tebstrup Sø i hhv. overfladen og ved bunden. Overfladetemperaturen er steget signifikant med $0,14^{\circ}\text{C}/\text{år}$, men bundvandstemperaturen viser ingen udvikling.

De observerede temperaturstigninger kan kun forklares ved en generel temperaturstigning, og det må derfor kunne konkluderes, at data fra DMI ikke er tilstrækkelige til at beskrive forholdene for søerne, i det mindste ikke over en længere årrække. Det er værd at bemærke, at solindstrålingen ikke har udviklet sig signifikant, og derfor kan indstrålingen ikke forklare den højere temperatur i søvandet. Søvandet akkumulerer energien fra omgivelserne, mens en lufttemperaturmåling giver et øjebliksbillede af situationen. Søvandstemperaturen er således bedre til at skildre temperaturforholdene i en periode op til målingen, end lufttemperaturen er. Den signifikante stigning i overfladetemperatur i søvandet genfindes i amtets fjordområder (figur 3.3.5 og 3.3.6). Siden 1985 er sommertemperaturen i 1 meters dybde steget $0,1^{\circ}\text{C}/\text{år}$ i Vejle Fjord ($p < 0,05$) og $0,12^{\circ}\text{C}/\text{år}$ i Horsens Fjord ($p < 0,001$).



Figur 3.3.5: Vandtemperaturen i 1 meters dybe (sommergennemsnit), Vejle Fjord. Temperaturen er steget signifikant ($p < 0,05$) med $0,1^{\circ}\text{C}/\text{år}$.



Figur 3.3.6: Vandtemperaturen i 1 meters dybe (sommergennemsnit), Horsens Fjord. Temperaturen er steget signifikant ($p < 0,001$) med $0,1^{\circ}\text{C}/\text{år}$.

4. Vand- og næringsstofftilførsel

4.1 Vandtilførsel og vandbalance

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

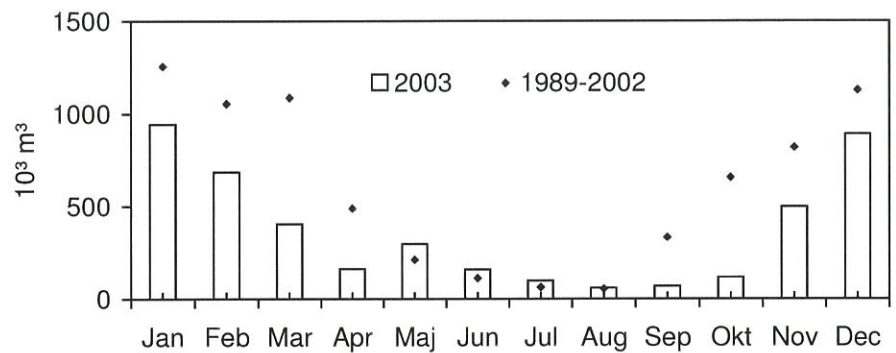
Søgård Sø's vandtilførsel stammer således helt fra nedbør og vandforbrug i oplandets bebyggelser. Vand fra oplandet føres primært til søen via Hjarup Bæk ved søens østende og det lille tilløb S5 (tabel 4.1.1). Derudover er der dræn til søen. Fraførslen af vand sker igennem Vamdrup Å ved søens vestende. Vandbalancen på månedsbasis for 2003 og på årsbasis for perioden 1989-2003 fremgår af bilag 4.3.

Søgård Sø 2003. 1000 m ³	Sommer	Året
Hjarup Bæk	552	3403
S5	66	474
Umålt tilløb	72	520
Nedbør	100	193
Grundvand tilført	222	278
I alt tilført	1012	4868
Afløb	905	4491
Fordampning	131	181
Grundvandstab	0	165
I alt fraført	1037	4837
Magasin	-25	32
Opholdstid (dage)	183	37

Tabel 4.1.1: Vandbalance for 2003 i Søgård Sø.

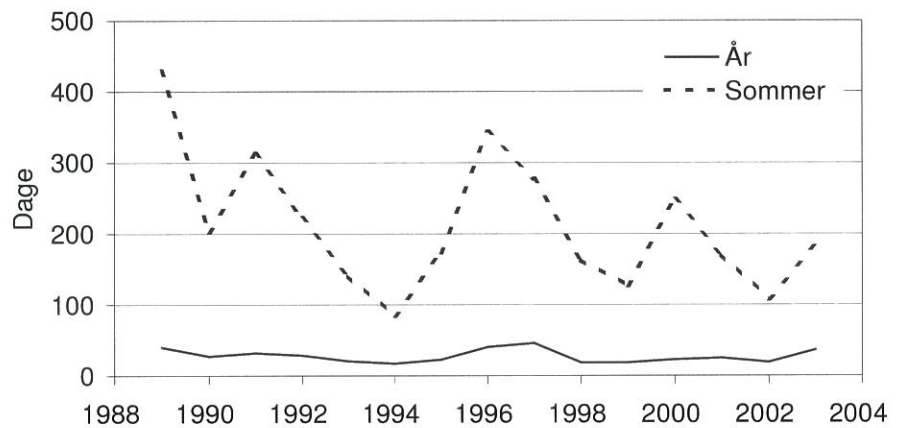
Den meget tørre vinter i 2003 var med til at give en årlig vandtilførsel på kun $4,9 \times 10^6 \text{ m}^3$, hvilket var 30% under normalen for perioden 1989-2002 ($7,3 \times 10^6 \text{ m}^3$) og 60% mindre end 2002. Det var små afstrømninger i efteråret og vinteren, der bidrog til den lave årlige vandtilførsel til Søgård Sø, mens sommerens afstrømning var tæt på normalen (figur 4.1.1). Opholdstiden for hele år 2003 var på 37 dage, hvilket var blandt de største opholdstider registreret i overvågningsperioden (figur 4.1.2 og bilag 4.3).

Afstrømning af overfladevand



Figur 4.1.1: Overfladeafstrømningen til Søgård Sø i 2003 sammenlignet med perioden 1989-2002.

Opholdstid i Søgård Sø



Figur 4.1.2: Opholdstiden i Søgård Sø udregnet for sommerperioden og hele året, 1989-2003.

4.2 Kilder til næringsstofftilførslen

Kildeopsplitning

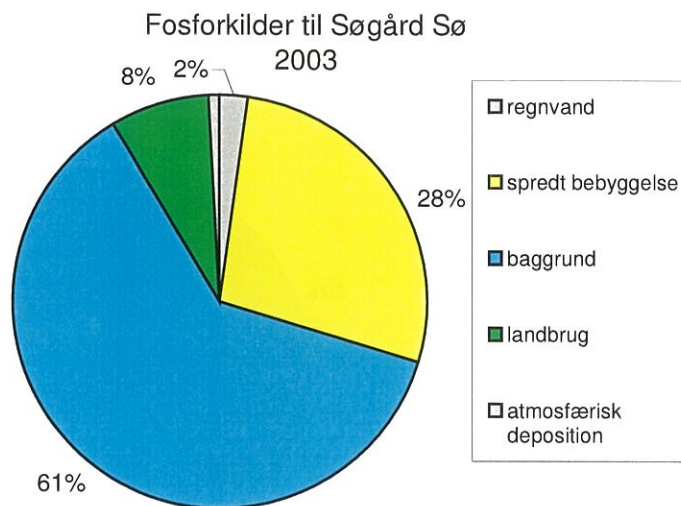
Søgård Sø modtager næringsstoffer via afstrømning fra oplandet, spildevand og atmosfærisk deposition (tabel 4.2.1). Afstrømningen fra oplandet omfatter bidrag fra spredt bebyggelse, dyrknings- og et baggrundsbidrag, som svarer til det, der kommer fra et ubelastet opland. Der foretages stofmålinger i Hjarup Bæk og et mindre tilløb (S5), som tilsammen leder hovedparten af al vand og stof til Søgård Sø. Det meste af den samlede fosfor- og kvælstof-tilførsel er derfor målt.

År 2003	Kvælstof	Fosfor
	ton/år	
Byspildevand	0,00	0,000
regnvand	0,03	0,008
spredt bebyggelse	0,40	0,096
diffus, heraf	40,04	0,245
baggrund	5,55	0,215
landbrug	34,09	0,027
atmosfærisk deposition	0,40	0,003
Samlet tilførsel	40,47	0,349

Tabel 4.2.1: Kildeopdelt kvælstof- og fosforbidrag til Søgård Sø, 2003. Baggrundsbidraget er beregnet ud fra baggrundskoncentrationer på hhv. 1,63 mg tot-N/l og 0,049 mg tot-P/l.

Fosfor

Den samlede fosfortilførsel var i 2003 0,35 tons mod 1,2 tons/år for perioden 1989-2002 (bilag 4.2 og 5.2). Som nævnt skyldes den meget lave tilførsel først og fremmest, at der var en lav vandafstrømning i 2003. 80% af den tilførte fosfor til søen kom fra Hjarup Bæk, der afvander de to deloplande, hvor svin er den alt dominerende dyrebestand. Figur 4.2.1 viser den relative fordeling af kilderne til fosfor i 2003. Bidraget fra dyrkede marker giver en relativt lavt fosfortilførsel i tørre år som 2003 (8%), hvor det i "normale" år udgør ca. 70%. Samme billede fandtes i 1996-1997, som var ekstremt tørre. Derfor var udvaskningen fra dyrkede arealer langt under baggrundsbidraget (61%). Spredt bebyggelse bidrog med 28%, hvilket er en relativ større andel end normalt. Regnvand og atmosfærisk deposition bidrog med under 2%. Hjarup Renseanlæg blev lukket i juni 2000, og dermed er al spildevand nu afskåret fra Søgård Sø.



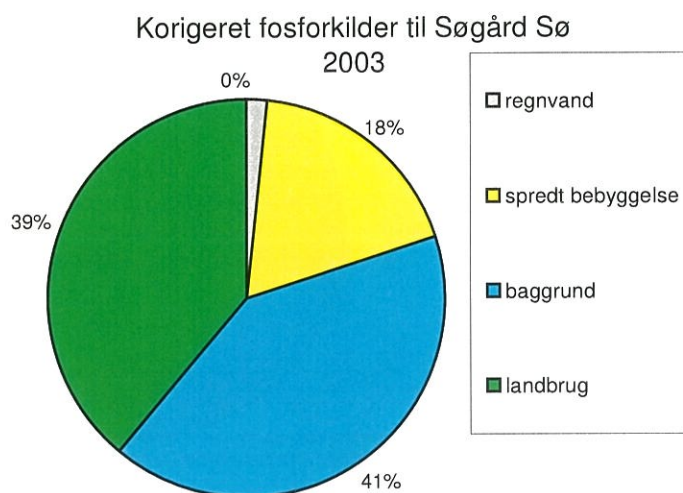
Figur 4.2.1: Relativ fordeling af fosforkilderne til Søgård Sø i 2003.

Bidraget fra landbruget beregnes som forskellen mellem den totale tilførsel og summen af de øvrige kilder. Det er usikkert, hvor meget af den diffuse afstrømning til søen, der egentligt stammer fra dyrkede arealer. Det skyldes hovedsageligt tre forhold.

Det ene forhold er usikkerheden ved beregningen af udledning fra spredt bebyggelse. Der er stor forskel på hvor meget fosfor, der når frem til søen i tørre og våde år, fordi husstandene, der har udledning i oplandet til Søgård Sø, for de flestes vedkommende har mekanisk rensning med markdræn. Der tilbageholdes varierende mængde fosfor i dræne alt afhængig af vandafstrømning, jordbundsforhold, rørlængde og drænrørstype m.v. Det vil give en stor overestimering i tørre år som 2003, mens bidraget formentligt underestimeres i "våde" år.

For det andet er der usikkerhed ved den anvendte koncentration til beregning af baggrundsbidraget. Den største usikkerhed findes dog nok i beregningen af vand- og stoftransporten. Den normale prøvetagning underestimerer skønsomt stoftransporten af fosfor med 30-70%, og det resulterer i et fejlagtigt lavt bidrag fra dyrkede arealer (Grünfeld, 2001). Skønnet er baseret på de sidste 5 års intensive målinger i Fløjbjerg Bæk samt en række landsdækkende undersøgelser (Bøgestrand, 2000), hvor normal og intensiv prøvetagning er sammenlignet.

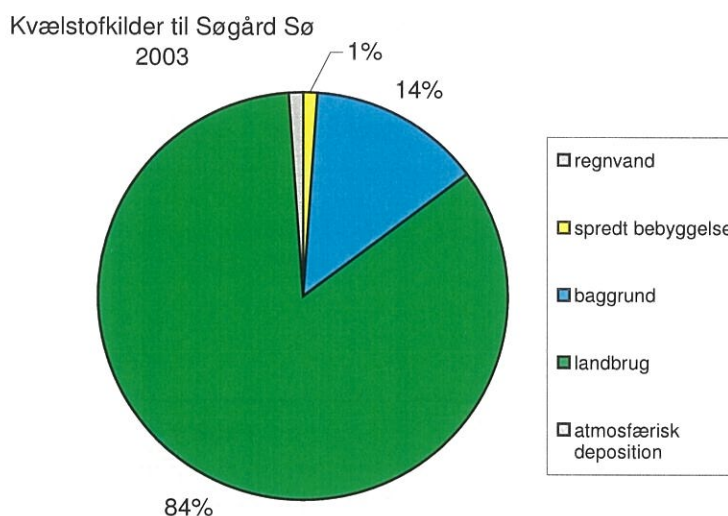
Hvis fosfortransporten korrigeres for 50% underestimering, ser den relative fordeling i 2003 ud som på figur 4.2.2. Andelen af fosfor fra dyrkede arealer er nu på niveau med baggrundsbidraget (40%). Med og uden at korrigere data står det dog stadig klart, at bidraget fra dyrkede arealer er den væsentligste fosforkilde til Søgård Sø.



Figur 4.2.2: Relativ fordeling af fosforkilderne til Søgård Sø i 2003. Stoftransporten er korrigeret for 50% underestimering.

Kvælstof

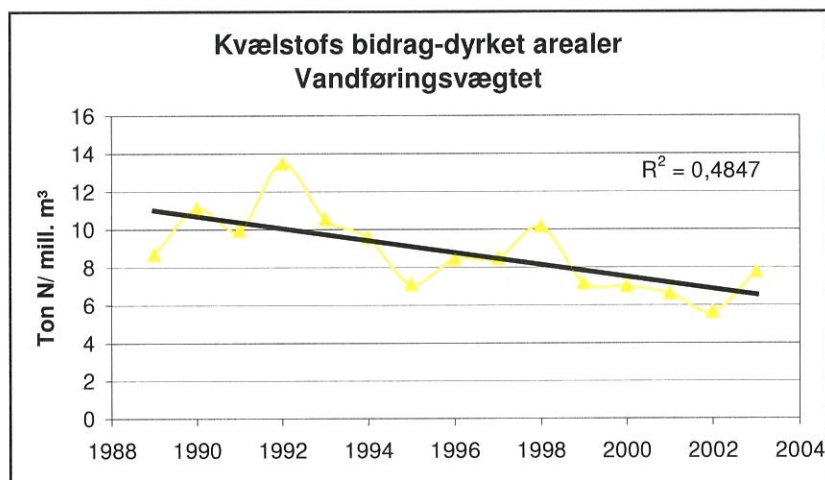
Den samlede kvælstoftilførsel var i 2003 på 40 tons mod 80 tons/år for perioden 1989-2002 (bilag 5.1). Figur 4.2.3 viser den relative fordeling af kilderne til kvælstof i 2003. For kvælstofs vedkommende dominerer det dyrkningsbetingede bidrag fuldstændigt (84%). Naturen bidrager med 14%, men ellers kommer resten stort set fra dyrkede marker. Samme fordeling ses de øvrige måleår, 1989-2003.



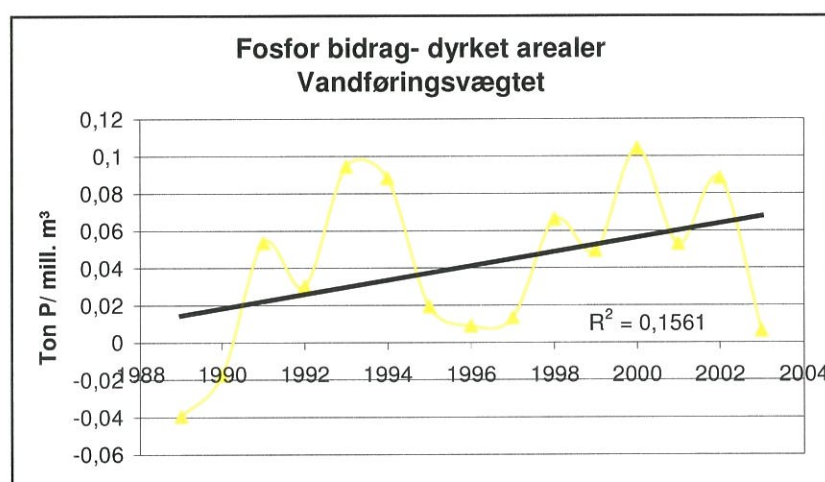
Figur 4.2.3: Relativ fordeling af kvælstofkilderne til Søgård Sø i 2003.

Udvikling i nærings- tilførslen

Bidraget fra renseanlæg var som den eneste af næringsstofkilderne faldet siden 1989 (bilag 4.2). Bidraget fra de to væsentligste kilder, dyrknings- og baggrundsbidrag, varierer meget igennem årene og er primært styret af vandafstrømningen (se næste afsnit). Der er dog et signifikant ($p=0,004$) fald i det vandføringsvægtede kvælstofbidrag fra dyrkede arealer i perioden 1989-2003 (figur 4.2.4). Det vandføringsvægtede fosforbidrag fra dyrkede arealer viser ingen signifikant udvikling, men der er en tendens til et stigende bidrag (figur 4.2.5).



Figur 4.2.4: Vandføringsvægtet kvælstofbidrag fra dyrkede arealer, 1989-2003.



Figur 4.2.5: Vandføringsvægtet fosforbidrag fra dyrkede arealer, 1989-2003.

Udviklingen i bidraget fra renselanlæg hænger sammen med en forbedret rensning og nedlæggelse af Møllevang Renselanlæg i efteråret 1997 og af Hjarup Renselanlæg i 2000. Nedlæggelse af Møllevang Renselanlæg gav en synlig reduktion i kvælstofbidraget, mens det primært var indførelse af fosforfældning på Hjarup Renselanlæg først i 90'erne, der gav den store reduktion i fosforbidraget. Der var tidligere gentagne gange observeret slamflugt fra Hjarup Renselanlæg (Marsbøll, 1999). Senest i 1999, hvor en slamflugthændelse, der tilfældigvis faldt sammen med en prøvetagning, resulterede i den hidtil største estimerede fosforbelastning af Søgård Sø. I juni 2000 blev renselanlægget nedlagt, og dermed blev en vigtig pulsudledning stoppet.

Konklusion

Bidraget fra dyrkede arealer er den væsentligste fosfor- og kvælstofkilde til Søgård Sø. Den totale årlige tilførte mængde kvælstof og fosfor har ikke vist nogen udvikling i overvågningsperioden. Det vandføringsvægtede kvælstofbidrag fra dyrkede arealer er dog signifikant reduceret siden 1989, mens der er en tendens til et stigende vandføringsvægtet fosforbidrag fra dyrkede arealer.

5. Stofbalance

Fosfor

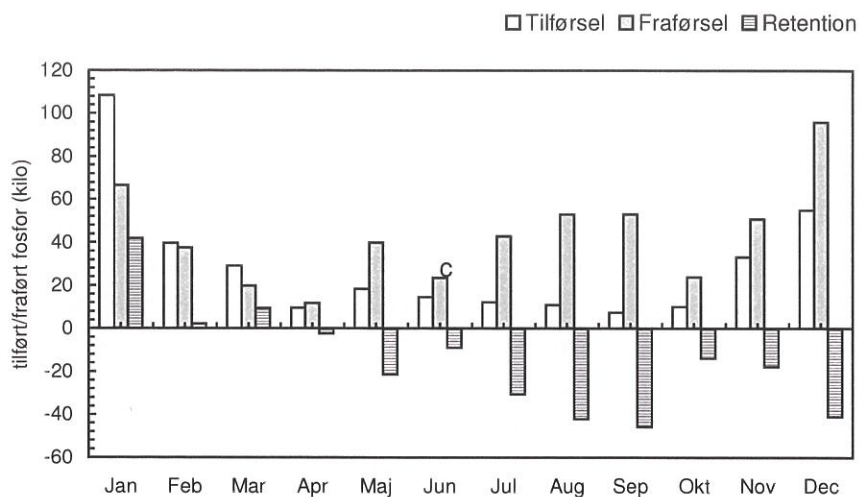
Års- og sommerbalancen for fosfor er angivet i tabel 5.1. Detaljerede balancer på månedsbasis findes i bilag 5.2.

Fosfortilførslen er ekstrem lav i 2003, mens fosforfraførslen er på niveau med tidligere år. Det betyder, at i 2003 aflaster Søgård Sø fosfor i betydelige mængder sommer og efterår. Søgård Sø har ikke aflastet fosfor siden 1995. Fosfortilførslen er højest i de måneder, hvor vandtilførslen er højest, hvilket vil sige december-februar (figur 5.1). Den lave fosfortilførsel afspejler således den generelt lave vandafstrømning i 2003.

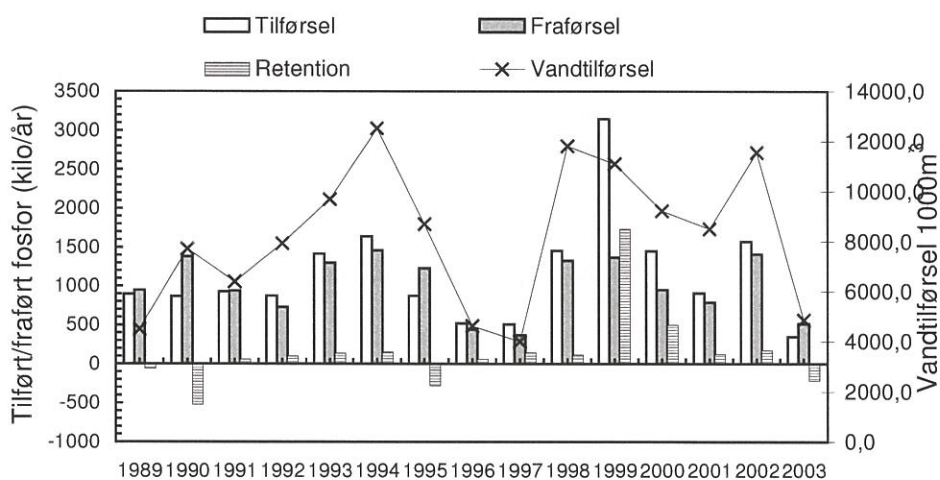
Fosfor stiger ligefremt proportionalt ($p < 0,05$) med vandtilførslen til Søgård Sø. Der er derfor ingen signifikant udvikling i fosfortilførslen i overvågnings- perioden (figur 5.2). Hvis fosfortilførslen korrigeres for vandtilførslen ses heller ingen udvikling (figur 5.3). Det skal dog nævnes, at tidligere tiders slamflughændelser fra renseanlæg, der ved et tilfælde blev registreret i 1999, giver stor usikkerhed på tidligere data, og gør det svært at registrere eventuelle ændringer over tid.

Søgård Sø 2003 – Fosfor	Sommer	Året
Samlet tilførsel, kilo/år	63	348
Samlet fraførsel, kilo/år	212	519
Magasinering	174	42
Retention	-323	-212
Indløbskonc. mg/l	0,014	0,073
Udløbskonc. mg/l	0,038	0,097

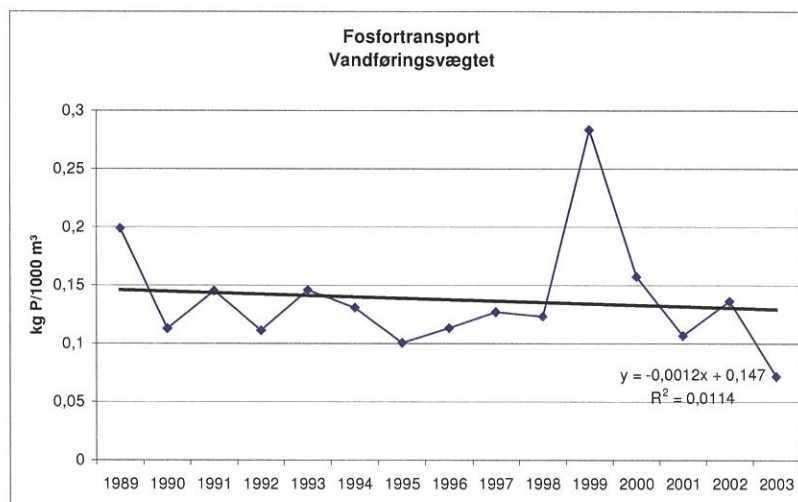
Tabel 5.1: Fosforbalancen for Søgård Sø, 2003.



Figur 5.1: Månedsbalance for fosfor i Søgaard Sø, 2003.



Figur 5.2: Massebalance for fosfor i Søgaard Sø, 1989-2003.



Figur 5.3: Vandføringsvægtet massebalance for fosfor i Søgaard Sø, 1989-2003. Der er ingen signifikant udvikling.

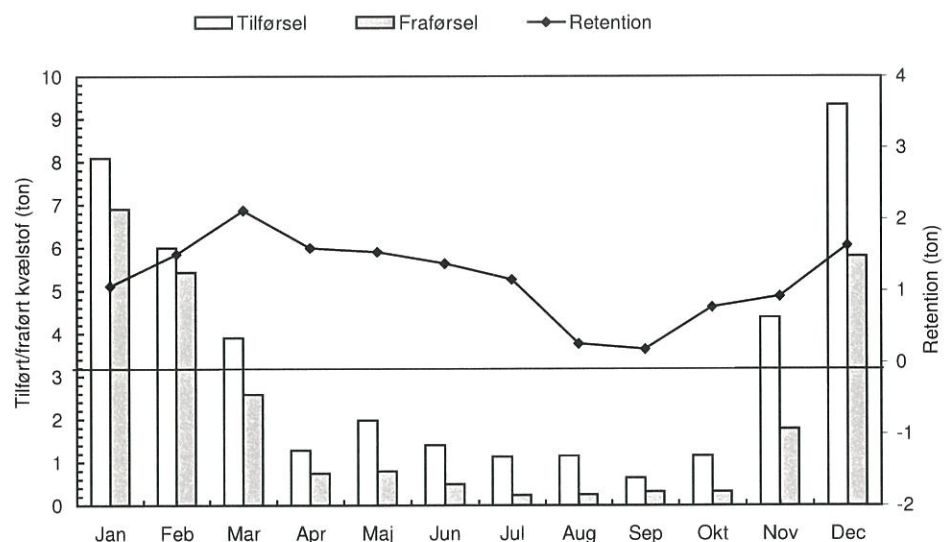
Kvælstof

Års- og sommerbalancen for kvælstof er angivet i tabel 5.2. Detaljerede balancer på månedsbasis findes i bilag 5.1.

Kvælstoftilførslen er højest i de måneder, hvor vandtilførslen er højest, hvilket vil sige december til februar (figur 5.4). Den lave vandafstrømning i 2003 har betydet en halvering af kvælstoftilførslen i 2003 i forhold til 2002. Tilførslen var på niveau med tilførslen i de ekstremt tørre år 1996 og 1997 (figur 5.5). Fraførslen af kvælstof var samtidig lav, og derfor varierede retentionen ikke meget over året. Om foråret og sommeren er tilførslen og fraførsel meget lav, men retentionen relativ høj, da kvælstofomsætningen er højest i de varme måneder.

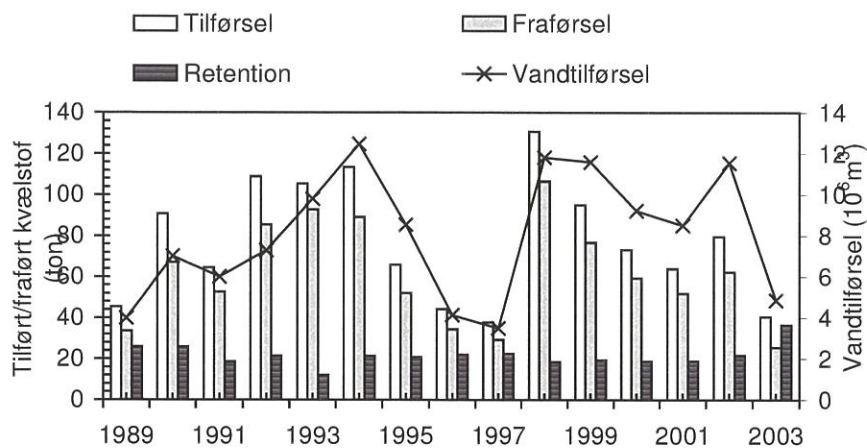
Søgård Sø 2002. Kvælstof	Sommer	Året
Samlet tilførsel, tons/år	6	40
Samlet fraførsel, tons/år	2	26
Magasinering	-0,3	0,7
Retention	5	14
Retention i %	33	35
Indløbskonc. mg/l	5,4	6,2
Udløbskonc. mg/l	1,8	2,1

Tabel 5.2: Års- og sommerbalance for kvælstof i Søgård Sø, 2003.

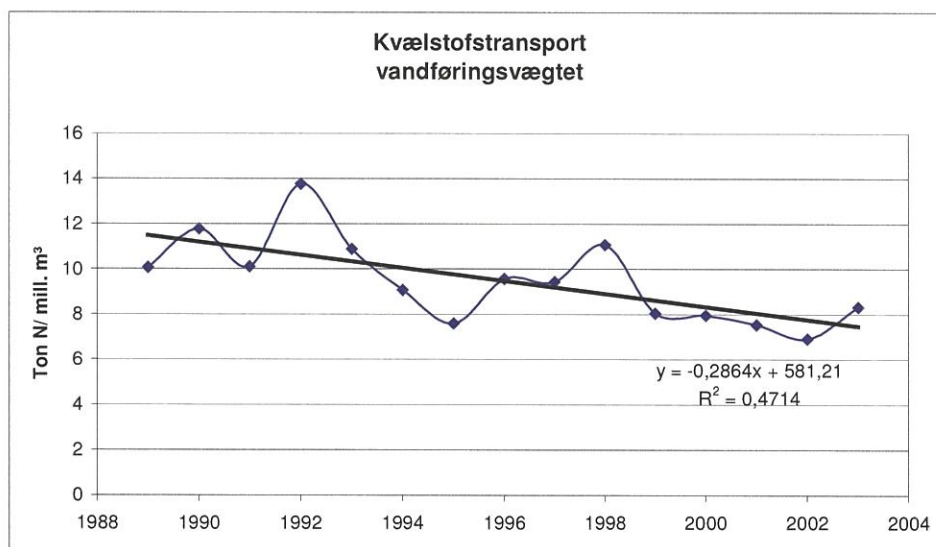


Figur 5.4: Månedsbalance for kvælstof i Søgård Sø, 2003.

Kvælstoftilførslen afhænger primært af vandtilførslen til Søgård Sø (Grünfeld 2002). Der er derfor ingen signifikant udvikling i kvælstoftilførslen i overvågningsperioden. Der er dog et signifikant ($p=0,005$) fald i den vandføringsvægtede kvælstoftransport i perioden 1989-2003, hvilket tyder på et generelt fald i kvælstofbelastningen til Søgård Sø (figur 5.6).



Figur 5.5: Massebalance for kvælstof i Søgård Sø, 1989-2003.



Figur 5.6: Vandføringsvægtet massebalance for kvælstof i Søgård Sø, 1989-2003. Der er et signifikant ($p=0,005$) fald i den vandføringsvægtede kvælstoftransport i perioden 1989-2003.

Der er som omtalt tilført relativt mindre kvælstof i 2003 end de forudgående år. I alt blev der tilbageholdt 14 tons i 2003, svarende til en relativ fjernelse på 35%. Den årlige retention af kvælstof har ligget stabilt på ca. 20% de forudgående 8 år, og derfor er den procentvise kvælstoffjernelse høj i 2003.

Det kan måske forklares med, at 2003 var et tørt år. Sommerens retention har varieret fra 35 til 80% siden 1989 alt afhængig af sommerens opholdstid og mængden af tilført kvælstof (Marsbøll, 1999), og i 2003 var den på 33%.

Sammenfattende har Søgård Sø en stor tilbageholdelseskapacitet overfor kvælstof. I tørre år er sommerens opholdstid lang, hvilket fremmer tilbageholdelsen, og i våde år modtager søen ganske vist store mængder kvælstof, men også det virker fremmende på kvælstoftilbageholdelsen.

6. Udviklingen i miljøtilstanden

I følgende afsnit er miljøtilstanden i Søgård Sø for år 2003 beskrevet. Samtidig er udviklingen i miljøtilstanden i Søgård Sø vurderet ud fra ændringer i de fysiske og kemiske forhold i søen, 1989-2003. Bilag 6.1 og 6.2 indeholder vandkemiske data for 2003 samt sommer- og årsmiddelværdier for alle årene, 1989-2003. Til test af tidsmæssige udviklinger anvendes lineær regression på de logtransformerede middelværdier, og der testes for, om der siden 1989 har været en statistisk sikker ændring (tabel 6.1).

2003	Enhed	Middelværdier		Udvikling	
		Sommer	År	Sommer	År
Sigt	m	0,52	0,89	+++	+++
pH		8,87	8,54		
klorofyl	mg/l	0,14	0,08	--	---
Total-fosfor	mg/l	0,29	0,19	--	--
Filt. Uorg. Fosfor	mg/l	0,09	0,07		
Total-kvælstof	mg/l	2,30	4,13	--	-
Ammonium	mg/l	0,11	0,11		
Nitrit-nitrat-N	mg/l	0,52	2,84		
Siliciumdioxid	mg/l	2,63	3,17		
Total-jern	mg/l	0,28	0,21	++	-
Alkal.	meq/l	2,32	2,54	-	---
Susp. Stof	mg/l	22,5	15,7		
Gløde-tab	mg/l	16,7	10,8	---	---
COD	mg/l	19,7	13,7	--	-
Algeplankton	Mg VV/l	13,69			
Dyreplankton	Mg TV/l	1,90			
Fiskeyngel	Antal/m ³				?
Littoralen		2,58			
Pelagiet		2,23			

Tabel 6.1: Tidsvægtede års- og sommergennemsnit af vandkemiske, fysiske og biologiske parametre, Søgård Sø 2003 -/+, --/++ og ---/+++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 5, 1 og 0,1 signifikansniveau indenfor perioden 1989-2003
Der sættes ? ved manglende data.

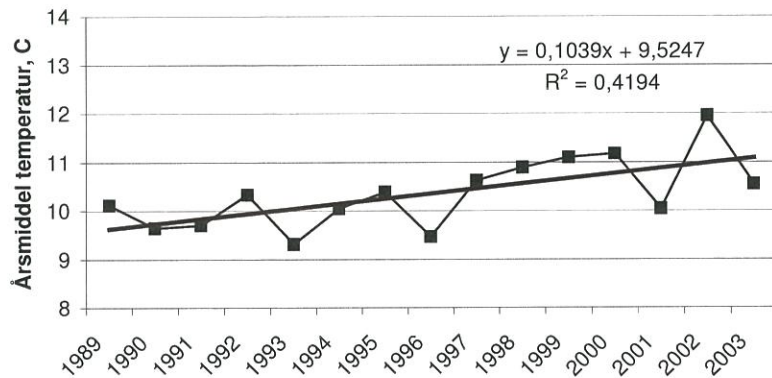
6.1 Temperatur og ilt

Ved én prøvetagning i juni var der etableret et svagt springlag tæt ved bunden i Søgård Sø. Iltten var ved samme prøvetagning 0% ved bunden og ca. 40% 0,5 meter over bunden. Ellers var der total opblanding af vandmasserne med iltprocenter over 80% ved alle prøvetagninger i 2003, hvilket var forventeligt for en lavvandet og vindeksponerede sø som Søgård Sø. Det er dog bemærkelsesværdigt, at der har været springlag i 2000, 2002 og nu i 2003, hvilket er atypisk for søtypen og tilsyneladende nyt for Søgård Sø, idet springlag ikke har været registreret fra 1989-2000. Der har været et fald i vindhastighed og en stigning i overfladevandtemperaturen i Søgård Sø siden 1989.

Begge faktorer kan være med til at forklare springlagsdannelsen. Temperaturen i Søgård Sø varierede fra 23°C i juli/august til 3°C i januar.

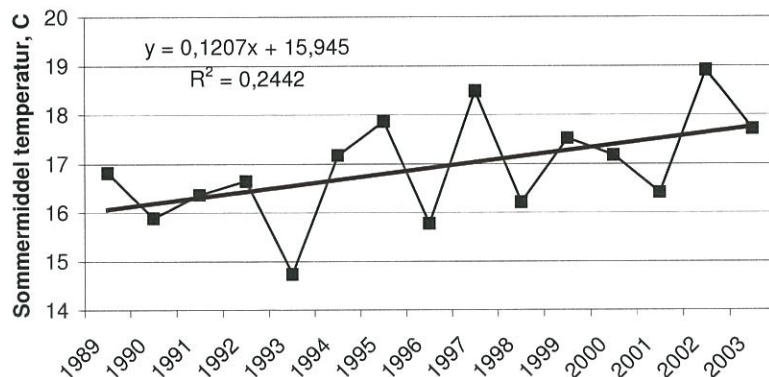
Der har som nævnt været en signifikant ($p < 0,0001$) stigning i årsmiddeltemperaturen i overfladevandet i Søgård Sø (figur 6.1.1 og bilag 6.1). Enkelte år har vintermålingerne været ustabile da tilsyn kun foretages uden isdækning. Derfor er sommermålingerne et mere robust datagrundlag at vurdere på. Udviklingen i sommermiddeltemperatur er dog endnu ikke signifikant (figur 6.1.2), men hældningen på regressionslinien følger den, som ses for udviklingen i årsmiddeltemperaturen. Det er vigtigt at følge temperaturudviklingen i søen for at kunne vurdere eventuelle kemiske eller biologiske ændringer i søen, der kan henføres til lokale eller globale klimaændringer.

Overfladevand



Figur 6.1.1: Årsmiddeltemperatur i Søgård Sø taget fra epilimnionblandingsprøve, 1989-2003. Stigning i temperatur er signifikant ($p < 0,01$).

Overfladevand

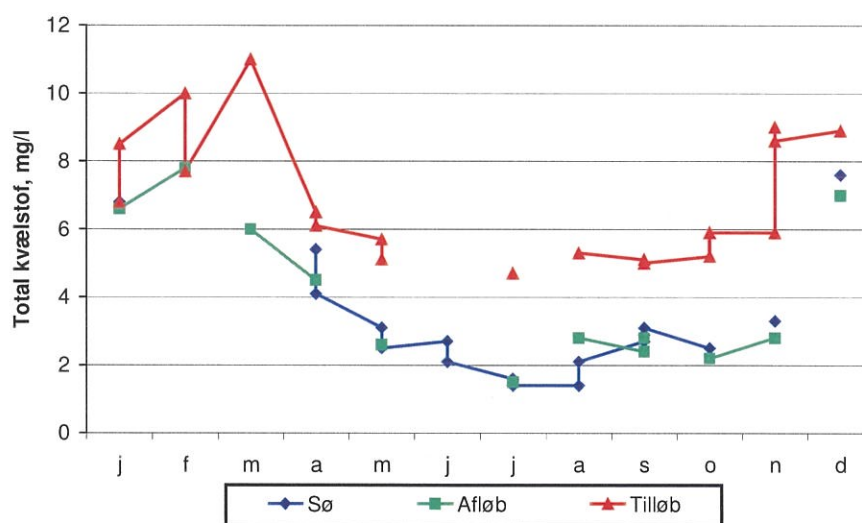


Figur 6.1.2: Sommermiddeltemperatur i Søgård Sø taget fra epilimnionblandingsprøve, 1989-2003. Stigning i temperatur er ikke signifikant ($p = 0,06$).

6.2 Kvælstof

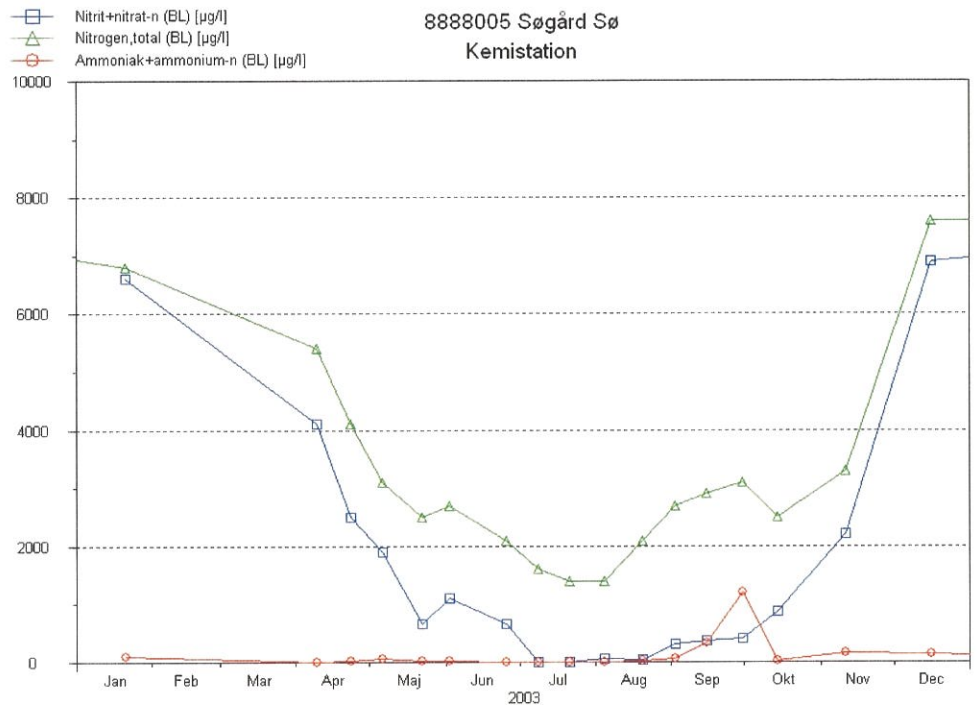
Den målte søvandskoncentration af totalkvælstof er gengivet på figur 6.2.1 sammen med den vandføringsvægtede koncentration i hhv. til- og afløb i 2003.

Sø- og afløbskoncentrationerne var stort set sammenfaldende, hvilket skyldes, at søvandet næsten var totalt opblandet hele året. Tilløbskoncentrationerne var næsten sammenfaldende med søkoncentrationen uden for vækstsæsonen, men var meget højere i sommersæsonen samt hen på efteråret, hvor koncentrationen i søvandet var lavt. De højeste koncentrationer af kvælstof i søen optrådte i vintermånederne, mens koncentrationen hen mod sommeren faldt i takt med, at nitraten blev optaget i planteplankton og/eller fjernet ved denitrifikation. Stoftransporten af kvælstof faldt samtidigt i denne periode, og sommerkoncentrationen af totalkvælstof nåede et minimum.



Figur 6.2.1: Koncentrationen af totalkvælstof (mg/l) i hhv. søvandet (målt), til- og afløb (begge vandføringsvægtede) i 2003, Søgård Sø.

Koncentrationen af uorganisk kvælstof (figur 6.2.2) kom langt ned og var potentielt begrænsende for algevæksten midt på sommeren. Koncentrationen af nitrit og nitrat faldt fra 7 mg/l i december-februar til under 0,05 mg/l fra slutningen af juni til starten af august. I løbet af sommeren var koncentrationen under detektionsgrænsen ved flere af prøvetagningerne. Ammoniumkoncentrationen var tæt på detektionsgrænsen hele året med undtagelse af 2 målinger i september.

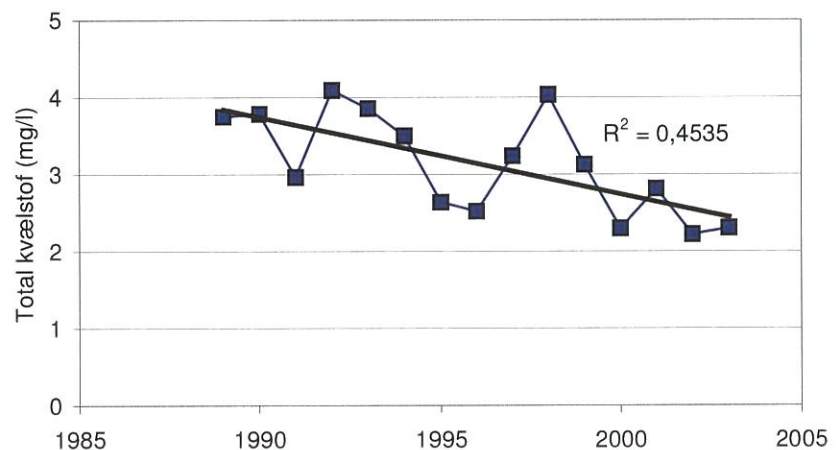


Figur 6.2.2: Koncentrationen af uorganiske kvælstof i Søgård Sø, 2003.

Udvikling i perioden 1989-2003

Indholdet af kvælstof var i sommeren 2003 på niveau med sommeren 2002, som var det lavest registrerede i perioden 1989-2003 (figur 6.2.3).

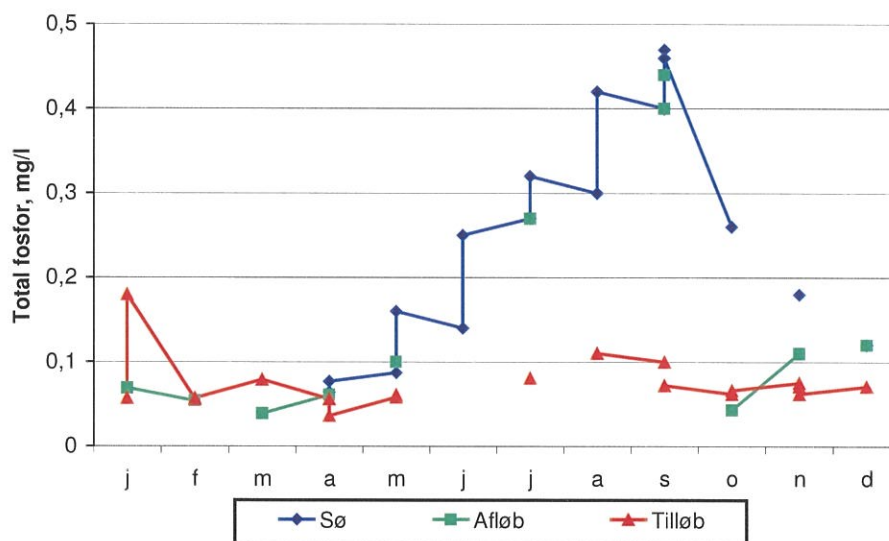
Års- og sommermiddelmålinger af Total-N varierer lidt gennem årene, men på grund af de sidste 4 års lave sommermiddelmålinger kunne der i 2002 og 2003 for første gang ses et signifikant fald i overvågningsperioden. Der var ikke nogen udvikling i uorganisk kvælstof.



Figur 6.2.3: Udviklingen af sommermiddelmåling af Total-N, Søgård Sø 1989-2003. Der er signifikant ($p < 0,001$) udvikling igennem overvågningsperioden.

6.3 Fosfor

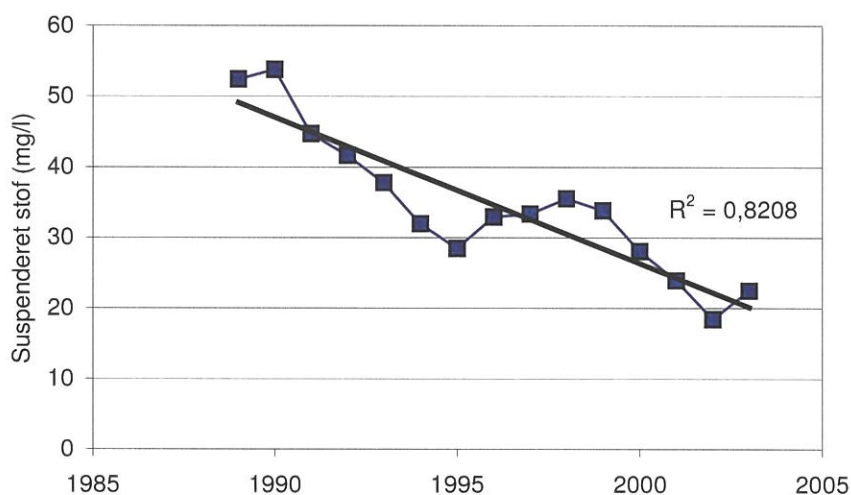
Den målte søvandskoncentration af totalfosfor er gengivet på figur 6.3.1 sammen med den vandføringsvægtede koncentration i hhv. af- og tilløb i 2003. Koncentrationen af fosfor i søvandet var næsten sammenfaldende med koncentrationerne i afløbet, hvilket skyldes, at søvandet var totalt opblandet hele året (figur 6.3.1). Den store interne fosforfrigivelse om sommeren resulterede i, at søvandskoncentrationen langt oversteg koncentrationen af fosfor i indløbet sommeren igennem. Koncentrationen af fosfor i søen var højest i sommerperioden som følge af frigivelse af orthofosfat fra søbunden og efterfølgende binding i algeplankton (figur 6.3.2).



Figur 6.3.1: Koncentrationen af totalfosfor i hhv. søvandet (målt), tilløb og afløb (begge vandføringsvægtede) i 2003, Søgård Sø.

6.4 Øvrige vandkemiske parametre

Af øvrige parametre har suspenderet stof (figur 6.4.1) og glødetab vist en signifikant reduktion siden 1989. Reduktionen falder sammen med et signifikant fald i klorofyl samt COD. Den mest markante reduktion i parametrene skete i perioden frem mod 1995. Jernindholdet er mere end halveret i perioden 1989-2003, og faldet er signifikant. Alene siden 2000 er jernindholdet faldet fra 0,65 mg/l til 0,21 mg/l i 2003.

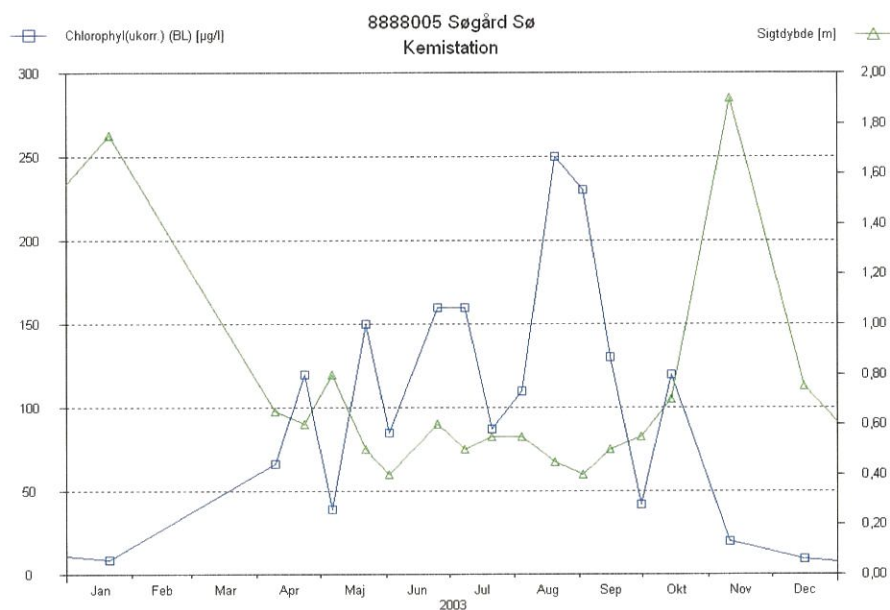


Figur 6.4.1: Sommergennemsnit for suspenderet stof i Søgård Sø fra 1989 til 2003.

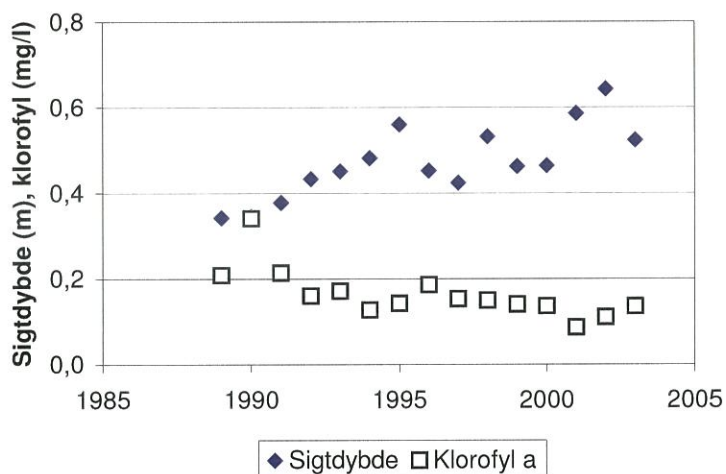
6.5 Sigtdybde og klorofyl

Figur 6.5.1 viser variationen af klorofyl og sigtdybden i år 2003. Det kan ses, at specielt sommerperiodens sigtdybde var meget ringe, hvilket er typisk for Søgård Sø og skyldes en algeopblomstring. I 2003 var sommergennemsnittet på ca. 50 cm, hvilket normalt kun ses i meget eutrofe søer og under 25% kvartilen for de øvrige overvågningssøer. Siden 1989 har sommersigtdybden dog udviklet sig signifikant ($p < 0,001$) og er forbedret med ca. 20 cm (figur 6.5.2).

Sæsonvariationen af klorofylkoncentrationen viser stort set den modsatte variation af sigtdybden (figur 6.5.1). Relativt høje værdier hele forårs- og sommerperioden og herefter et brat fald hen imod efteråret/vinteren.



Figur 6.5.1: Sæsonvariationen for sigtdybde og klorofyl a i Søgård Sø, 2003.



Figur 6.5.2: Udviklingen i sommerens gennemsnitlige sigtdybde og klorofyl a, Søgård Sø 1989-2003.

Klorofylkoncentrationen er faldet signifikant siden 1989, og i 2003 var koncentrationen næsten halveret siden 1989 (figur 6.5.2). Søgård Sø må dog stadig betegnes som en sø med mange alger, og den er stadig over 75% kvartilen for klorofyl i alle overvågningssøerne.

6.6 Plante- og dyreplankton

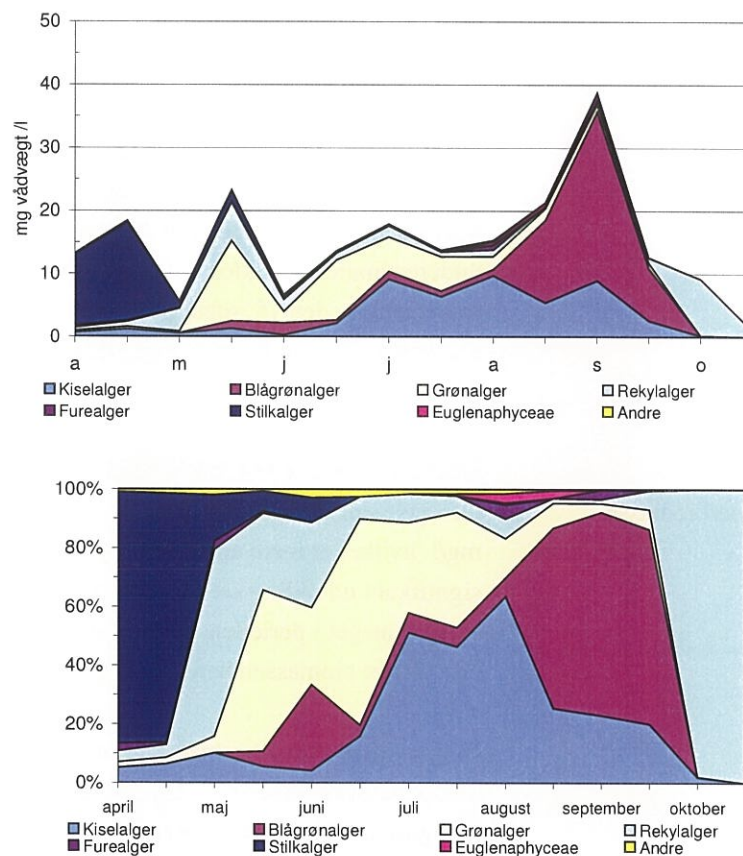
Planteplankton

Figur 6.6.1 viser algebiomassens sammensætning i 2003 på gruppeniveau, mens bilag 6.3 og 6.4 viser data for algebiomassen i 2003 og gennemsnit for perioden 1989-2003.

Sæsonudvikling

Algebiomasse

Sæsonvariationen af planteplanktonbiomassen fordelt på de enkelte grupper samt deres procentvise andel af den totale biomasse i 2003 ses i figur 6.6.1. samt af bilag 6.3.



Figur 6.6.1: Algebiomassens (mg VV/l) sammensætning på algegruppeniveau i Søgård Sø, 2003.

På grund af isdække blev de første algeprøver først udtaget i starten af april, hvor algebiomassen blev målt til 13,23 mg vådvægt/ml. Der udvikledes i løbet af foråret to mindre forårsmaksima i april og i maj (18,4 og 23,3 mg vådvægt/ml). Fra 25. juni til 4. august lå biomassen mellem ca. 13 og 18 mg vådvægt/ml, hvorefter der udvikledes et markant maksimum i september på 38,8 mg vådvægt/ml. Herefter faldt biomassen gradvist til et minimum på 0,9 mg vådvægt/ml i november.

Algesamfund

Det første forårsmaksimum den 23. april bestod hovedsageligt (85%) af stilkalgen *Chrysocromolina parva*. Og det næste midt i maj bestod af grønalggen *Monoraphidium arcuatum* og rekylalgen *Rhodomonas lacustris* med dominans af grønalggen (43%). Sommeren var mest præget af grønalger og kiselalger, som skiftevis dominerende. Grønalgerne udgjordes af mange arter af *coelastrum spp.* Blandt sommerens kiselalger var det hovedsageligt *aulacoseira spp.* og *Stephanodiscus spp.*, der var mest betydende. Fra sidst i august steg den samlede algebiomasse til et markant algemaksimum 2. september bestående af blågrønalger (69%) og kiselalger (23%), med dominans af blågrønalgerne *Anabaena flos-aqua* og *Anabaena spiroides*. Prøven den 30. september gik desværre tabt under oparbejdningen og mangler derfor. I oktober og november betød planktonet af rekylalgerne *Cryptomonas spp.* og *Cryptophyceae spp.*

Sommerplanktonet udgøres i 2003 primært af kiselalger, grønalger og blågrønalger. Den gennemsnitlige sommeralgebiomasse var i 2003 på 16,26 mg vådvægt/ml hvilket er mere end de foregående år. På grund af en mistet prøve den 30. september kan den gennemsnitlige algebiomasse være underestimeret, idet klorofylmængden på denne dato var større end prøvetagning den 15. september. Den kraftige opblomstring af blågrønalger i september 2003 er hovedårsagen til den høje samlede sommerbiomasse i 2003.

Udvikling i perioden 1989- 2003

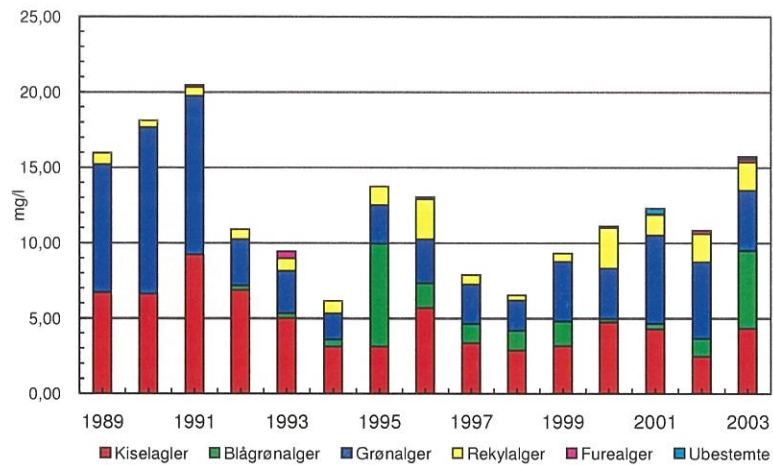
Sommerbiomasse

Den gennemsnitlige sommerbiomasse (maj-september) var i 2003 på 16,26 mg/l, hvilket er mere end de foregående år (figur 6.6.2). Der er ingen signifikant udvikling set over perioden 1989-2003. Algebiomassen har svinget meget i perioden, og efter nogle relative lave algebiomasser i 1997 og 1998 er biomassen herefter steget gradvist.

Blågrønalger udgør normalt kun mellem 0 og ca. 1,6% af den samlede sommerbiomasse i Søgård Sø. Der er en lille signifikant stigning ($p=0,047$) i blågrønalgebiomassen i perioden 1989-2003, hvilket nok mest skyldes, at blågrønalger var meget fåtallige i 1989-1994. I 1995 og 2003 udgjorde blågrønalgerne henholdsvis 5 og 6,8%, mens blågrønalgerne i perioden 1996-2002 varierede mellem 0,38 og 1,6 mg vådvægt /ml.

Der er også registreret en lille signifikant stigning ($p=0,043$) i mængden af rekylalger, men generelt udgør rekylalger kun en ubetydelig del af den samlede sommerbiomasse. Mængden af kiselalger er faldet signifikant ($p=0,009$) i perioden 1989-2003.

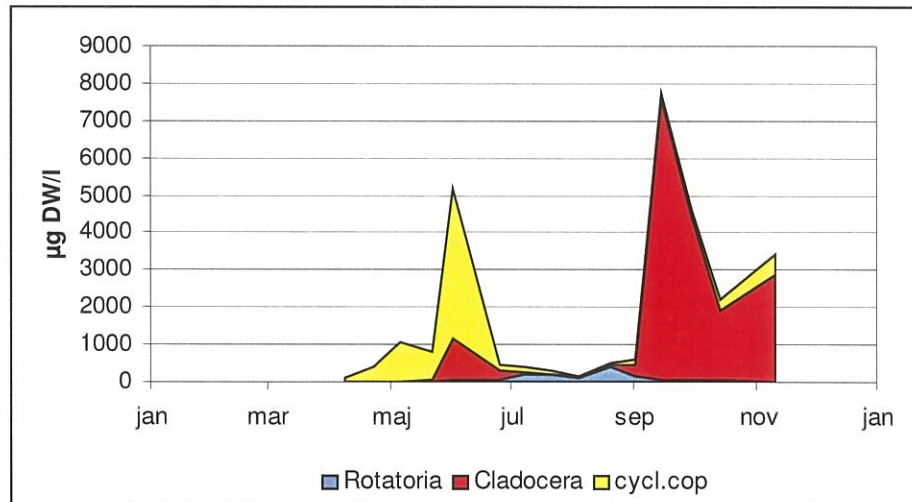
Før 1992 var Søgård Sø domineret af grønalger, og den totale biomasse var høj. Herefter skiftede algesammensætningen. Der kom flere blågrønalger, mens der skete en reduktion i grønalgebiomassen og den totale biomasse.



Figur 6.6.2: Udvikling af sommergennemsnit af algebiomasse mg VV/l i Søgaard Sø, 1989-2003.

Dyreplankton,
resultater

Dyreplanktonbiomassens udvikling gennem sæsonen i 2003 er gengivet på figur 6.6.3, mens bilag 6.5 og 6.6 viser dyreplanktonbiomassen i 2003 og gennemsnit for perioden 1989-2003.



Figur 6.6.3: Dyreplanktonbiomassens udvikling i 2003 i Søgaard Sø.

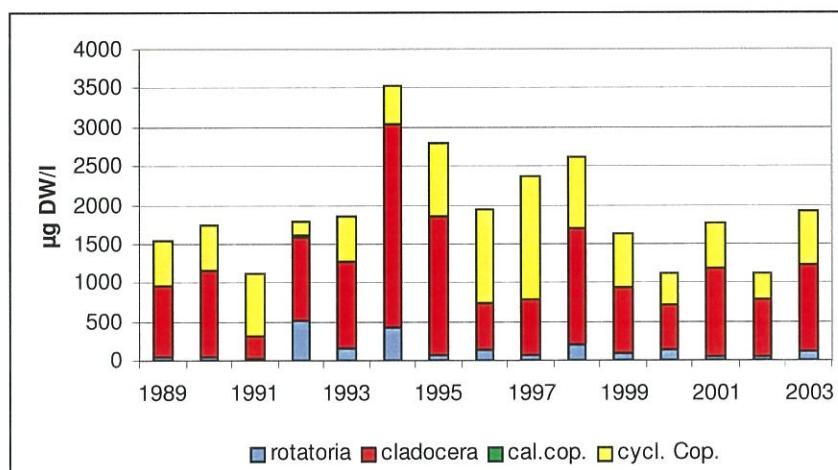
Først på sæsonen blev der opbygget et forårsmaksima domineret af cyclopoide copepoder. Dominansen varede frem til midten af juni, hvor de pludselig næsten forsvandt, og hjuldyrene overtog dominansen. Forårsmaksimaet domineres markant af *Cyclops vicinus*, mens de senere års hyppige forekomst af de mindre *Thermocyclops* og *Mesocyclops* ikke blev så udtalt i 2003.

I forbindelse med hjuldyrenes dominans efter fremkomsten af fiskeyngel i juni/juli udgjorde gruppen op til 80% af den stærkt reducerede totale biomasse. Efteråret var domineret af små cladocerer og de opbyggede et årsmaksimum i september.

Der blev i alt fundet 32 planktoniske arter/slægter af rotatorier, cladocerer og copepoder i Søgård Sø i 2003. Mange af de fundne arter findes ofte i eutrofierede søer, og rentvandsarter forekommer enten ikke eller er meget fåtallige. F.eks. var de calanoide copepoder helt fraværende i 2003, formentlig på grund af for højt prædationspres.

Dyreplanktonbiomassen svinger meget fra år til år i Søgård Sø, og der er ingen signifikant udvikling i sommergennemsnit for perioden 1989-2003 (figur 6.6.4). I 1993 til 1994 skete der dog et markant skifte med en fordobling af den totale biomasse på grund af fremgang for cladocerne. Samtidig ændredes dominansforholdene indenfor cladocé-gruppen, idet *Bosmina longirostris* blev væsentligt mindre dominerende, og *Daphnia*-arterne blev mere talrige. Fra 1994 til 2003 var *Daphnia cucullata* dominerende primært sidst på sæsonen, med undtagelse af 2000, hvor *Bosmina* var dominerende. Siden 1994/95 er cladocebiomasen faldet igen, hvilket betyder, at den samlede dyreplanktonbiomasse igen ligger på niveau med perioden før 1994.

Ses der på den gennemsnitlige tørvægt i cladocé-gruppen, så kan skiftet i dominansforholdene mellem *Bosmina longirostris* og *Daphnia cucullata* genfindes, idet gennemsnitsstørrelsen steg i 1993 og 1994. Imidlertid aftog den derefter gradvist (Grünfeld, 2001), og i 1998 og frem var den igen på det tidligere niveau. Sammenlignet med andre søer er der tale om meget små dyr, hvilket skyldes, at de store daphnia-arter ikke spiller nogen kvantitativ rolle.



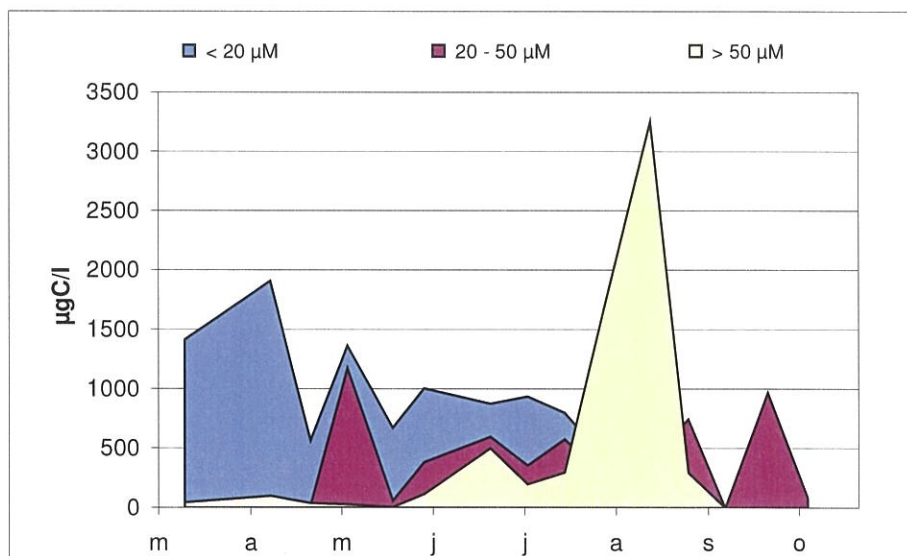
Figur 6.6.4: Udvikling af sommergennemsnit af dyreplanktonbiomasse i Søgård Sø, 1989-2003.

Græsning

Planteplanktonets størrelsesfordeling varierer meget, og det har stor betydning for, hvor effektivt dyreplankton kan græsse. Figur 6.6.5 viser den størrelsesmæssige fordeling på tværs af artssammensætningen. Heraf fremgår det, at de mindste alger (< 50µm) dominerer først på sæsonen, mens alger > 50µm dominerer sidst på sommeren og danner årsmaksimum i september. Blågrønalgerne *Anabaena flos-aqua* og *Anabaena spiroides* dominerer blandt de store alger, og de er næsten umulige for dyreplanktonet at kontrollere. Som det fremgår af figur 6.6.5 er næsten halvdelen af algebiomassen juni-august og hele biomassen i september domineret af store alger, som kun i begrænset omfang kan græsses af dyreplankton.

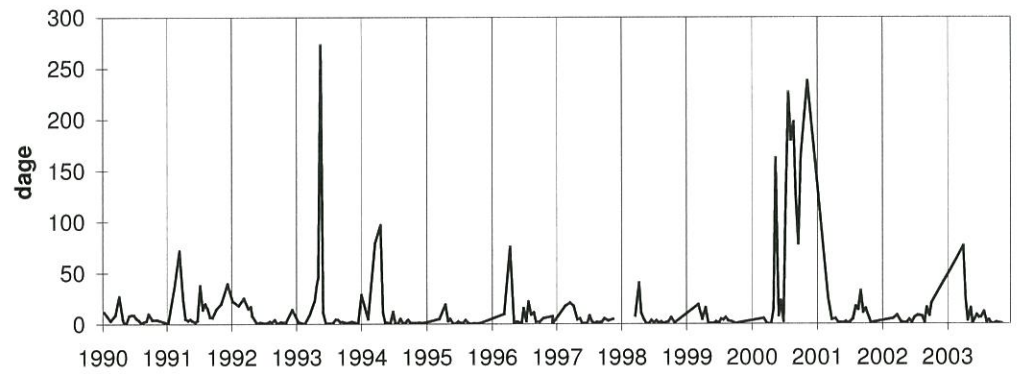
Forårsmaksima af *Cyclops vicinus* og årsmaksima af Cladocerer kunne tilsyneladende ikke kontrollere algerne. Fra august til oktober var græsningsraten ellers < 2 dage (figur 6.6.6), hvilket kan betyde, at dyreplankton potentielt regulerer algerne, men da de store *Anabaena* dominerede denne periode, har algerne været udenfor græssernes kontrol.

Dyreplankton har alt i alt ikke haft en betydende kontrol af algerne i 2003. Nogle år kan søens dyreplankton dog delvist nedgræsse den stående biomasse af alger, mindre end 50 µm i diameter, i en periode i foråret (figur 6.6.6), men ellers har græsningen i de sidste 13 år heller ikke været effektiv nok til at kontrollere algerne.



Figur 6.6.5: Algebiomassens fordeling i størrelsesgrupper i 2003 i Søgaard Sø.

Søgård Sø, Græsningsrate (dage)



Figur 6.6.6: Den beregnede græsningsrate for dyreplanktons græsning af alger, mindre end 50 µm, i Søgård Sø, 1989-2003.

6.7 Fisk

Fiskebestanden er undersøgt i Søgård Sø i 1992, 1997 (Møller et al., 1998) og 2002, mens fiskeynglen er undersøgt hvert år i perioden 1998-2003.

Fiskeundersøgelse

I sensommeren 2002 blev fiskebestanden undersøgt i Søgård Sø i overensstemmelse med anvisning fra DMU. Resultaterne er beskrevet og vurderet i en konsulentrapport (Müller og Jensen, 2002). Her gives et kort resume af rapporten.

Med 9 registrerede arter er artsantallet i Søgård Sø lidt over middel efter danske forhold. Af almindeligt forekommende danske ferskvandsfiskearter savnes bl.a. suder og hork, hvoraf i hvert fald suder burde kunne trives i søen. Søgård Sø er en del af Kongeå-systemet, som trods sin udstrækning er fattig på indskudte søer, hvilket kan forklare manglen på flere almindelige fiskearter.

Antalsmæssigt var fangsten af småfisk med 422 fisk pr. garn på samme meget høje niveau som i 1997 og væsentligt større end i 1992, hvor tætheden af småfisk dog stadig var betydelig, som det er kendetegnende for søtypen.

Antallet af fisk, større end 10 cm, var med knap 79 fisk pr. garn væsentligt under niveauet fra 1997, men ligesom i 1992 tæt på medianen for søtypen, som normalt er meget fiskerig. Vægtmæssigt var fangsten større end i 1992, men mindre end 1997 og tæt på middelfangsten i referencesøerne.

Garnfangsten i 2002 var antalsmæssigt helt domineret af skaller med 49% og aborrer med 42%, mens de resterende fisk overvejende var brasener med knap 7%. I 1997 var skaller mere antalsmæssigt dominerende, brasener udgjorde en væsentlig større andel af fangsten, mens aborrer optrådte med mindre hyppighed i fangsten.

Vægtmæssigt var fangsten domineret af skaller og brasener, som begge udgjorde lidt over 1/3 af fangsten, mens aborrer (17%), gedder (6%) og flirer (6%) udgjorde hovedparten af den resterende fangst. I 1997 udgjorde brasener en væsentlig større andel af fangsten, mens især aborrer var ringere repræsenteret.

Elfangsten var antalsmæssigt helt domineret af skaller og til dels rudskaller, og vægtmæssigt af gedder, ål og skaller. I 1997 blev der fanget flere aborrer og ål, hvorimod elfangsten ikke rummede gedder.

Fiskeyngel

Fiskeynglen er undersøgt hvert år i perioden 1998-2003, og resultaterne er beskrevet og vurderet i en konsulentrapport (Müller og Jensen, 2003) og gengivet i bilag 6.7. Her gives et kort resume af rapporten.

I forbindelse med Vejle Amts overvågning af miljøtilstanden i Søgård Sø blev fiskeynglen undersøgt i natten mellem 6.- 7. juli 2003. Undersøgelsen, som er blevet foretaget siden i 1998, blev udført i overensstemmelse med anvisningen fra DMU med yngeltræk i 6 transekter i littoralen og 6 transekter i pelagiet af ca. 1-2 minutters varighed.

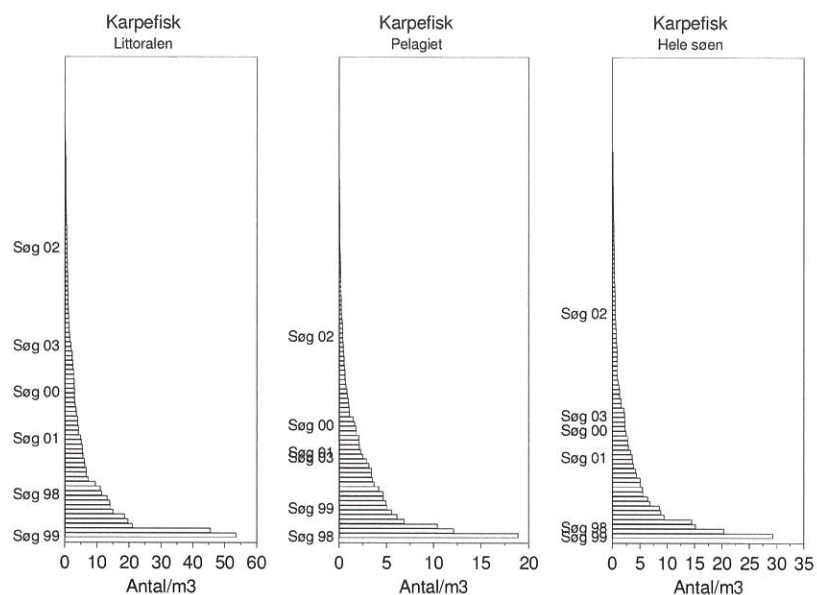
Der blev konstateret yngel fra 4 arter; skalle, aborre, rudskalle og brasen samt etårige skaller i fangsten (tabel 6.7.1).

Den samlede yngeltæthed (inklusive etårige) var 2,23 pr. m³ i littoralen og 2,58 pr. m³ i pelagiet, hvilket var mere end i 2002, men væsentligt under de rekordhøje tætheder, som tidligere er blevet registreret i 1998 og 1999. Vægtmæssigt var tætheden 1,18 g vådvægt pr. m³ i littoralen og 0,57 g pr. m³ i pelagiet. Blandt årsynglen var skaller både antalmæssigt og vægtmæssigt dominerende over hele søen.

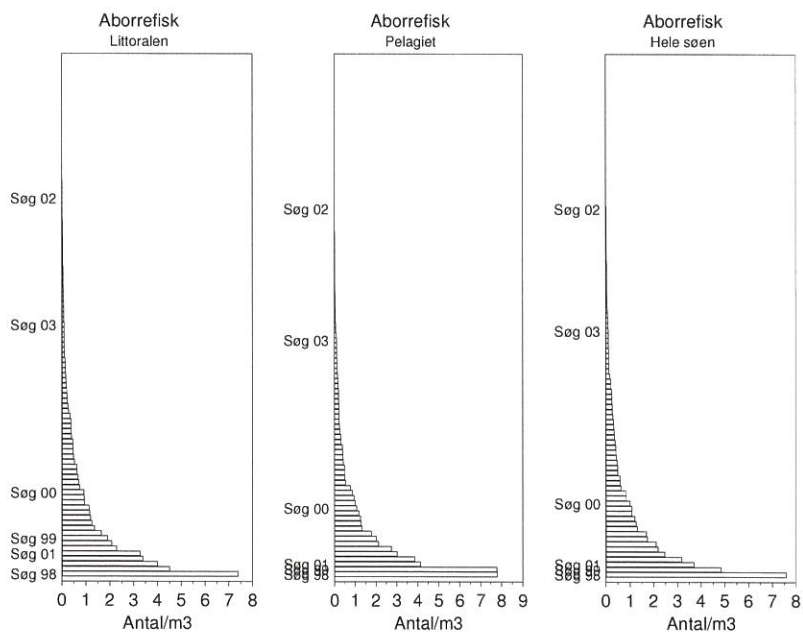
Sammenlignet med 16 andre danske søer, hvor der er foretaget yngelundersøgelser de seks seneste år, var tætheden af karpefiskeyngel gået fra et rekordstort niveau i 1998 og 1999 til et mere moderat niveau lidt over medianen i 2003 (figur 6.7.1). Dette gælder også aborreynglen, som i 2003 var tæt medianen blandt referencesøerne (figur 6.7.2).

Art	Antal/m ³		g (vådvægt)/m ³	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Skalle 0+	1,69	2,26	0,27	0,36
Skalle +1	0,14	0,02	0,77	0,09
Rudskalle 0+	0,01	0,02	0,00	0,00
Brasen 0+	0,30	0,18	0,04	0,02
Aborrer 0+	0,10	0,11	0,10	0,10
Total	2,23	2,58	1,18	0,57

Tabel 6.7.1: Den beregnede biomassetæthed af fiskeyngel hos de respektive arter i littoralzonen og i pelagiet, Søgård Sø, juli 2003.



Figur 6.7.1: Tætheden af karpeskeyngel i Søgård Sø for perioden 1998-2003 i littoralzonen, pelagiet og i hele søen sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.



Figur 6.7.2: Tætheden af aborre yngel i Søgård Sø for perioden 1998-2003 i littoralzonen, pelagiet og i hele søen sammenlignet med tætheden fundet i andre danske søer.

Der er generelt store variationer i årgangsstyrken hos de respektive arter, hvoraf især de sent gydende arter som bl.a. brasener er følsomme for klimatiske udsving forår og sommer. I 2003 var middeltætheden af karpefiskeyngel i lavvandede søer gennemsnitlig, mens aborreynghen generelt forekom mindre talrigt som i 2000 og 2002. I Søgård Sø var karpefiskeynglens tæthed meget høj i 1998 og 1999, beskeden i 2002 og middel i de øvrige år, mens aborrernes rekruttering var bedst i 1998, 1999 og 2001 og ringe i 2000, 2002 og 2003. Søgård Sø følger dermed det generelle billede i lavvandede søer.

Fiskeynglens beregnede konsumptionsrate (inklusive etårige skaller) omkring 1. juli var med 27 mg tv/m³/d større end i 2002, men væsentligt under de øvrige år, hvor der i årene 1998 og 1999 blev fundet rekordstore konsumptionsrater. Selv om fiskeynglen næppe alene har kunnet begrænse søens dyreplankton, kan fiskebestandens samlede prædationstryk på dyreplanktonet have været meget betydeligt som følge af søens øvrige bestand af småskaller og småbrasener.

6.8 Undervandsplanter

Undervandsvegetationen er ikke systematisk undersøgt i Søgård Sø, men der er ikke på noget tidspunkt, siden overvågningsprogrammet startede, observeret højere planter, og den ringe sigtddybde sandsynliggør, at der overhovedet ikke findes undervandsvegetation i søen i dag.

7. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

I Søgård Sø er overfladevandet (0,2 m) i 2001 og 2003 analyseret for indholdet af 47 forskellige pesticider, 19 PAH, 2 Nonylphenoler, 2 Blødgørere og 1 Ether, som det fremgår af Miljøstyrelsens stofliste (se bilag). Der er udtaget 6 vandprøver af overfladevandet i perioden juni-september. Prøvetagningsstrategi og procedure for prøvetagning følger den tekniske anvisning fra DMU (Kronvang et al., 1999). Resultaterne for 2003 er gengivet i tabel 7.1 sammen med gennemsnittet af 6 målinger fra juni-september 2001. I tabellen er kun medtaget de stoffer, hvis koncentration er målbar. Koncentrationen af de fleste målte stoffer ligger under detektionsgrænsen, og derfor indeholder tabel 7.1 kun et fåtal af de undersøgte stoffer.

Stof Koncentration µg/l	Prøvedato						genn. 2003	genn. 2001
	02.06.03	25.06.03	08.07.03	21.07.03	20.08.03	15.09.03		
PAH-forbindelser:								
Naphtalen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,050	0,017	-
Blødgørere:								
DEHP	0,700	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,138	-
Nonylphenoler:								
Nonylphen	0,230	0,100	<0,05	0,160	0,100	<0,05	0,107	-
Ethere:								
MTBE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,100	<0,02	0,025	-
Pesticider:								
Cyanacin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,020	0,008	-
Phenanthren	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,012	0,006	-
Esfenvalerat	0,020	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,020	0,010	-
Ethofumesat	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,006	-
Maleinhydrazid	0,050	0,030	0,030	<0,01	0,040	0,030	0,031	-
Mechlorprop	<0,01	0,041	0,027	0,019	0,019	<0,01	0,019	-
Dinoseb	<0,01	0,030	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,009	-
Bentazon	<0,01	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,006	-
Terbut.azin,desethyl	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	0,006	-
Carbofuran	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,020	<0,01	0,008	-
DNOC	0,030	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,009	-
Simazin, hydroxy	<0,01	0,020	<0,01	0,020	<0,01	0,013	0,011	-
Chlorsulfuron	<0,01	<0,01	<0,01	0,020	<0,01	<0,01	0,008	-
AMPA	<0,01	0,120	0,087	0,120	0,170	0,130	0,105	0,111
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,024	0,032	<0,01	0,018	<0,01	0,044	0,021	0,033
diuron	<0,01	0,046	0,027	0,029	0,014	0,016	0,023	0,007
ethylenthiourea (ETU)	0,020	<0,01	<0,01	0,040	0,020	<0,01	0,016	0,010
glyphosat	<0,01	0,076	0,054	0,053	0,055	0,150	0,066	0,021
isoproturon	0,013	0,051	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,014	0,012
MCPA	0,150	0,110	0,060	0,059	0,028	0,300	0,118	0,045
4-nitrophenol	<0,05	0,120	0,064	<0,05	<0,05	0,060	0,053	0,031
simazin	0,033	0,033	<0,01	0,020	<0,01	<0,01	0,017	0,009
terbutylazin	<0,01	0,035	0,019	0,025	0,012	<0,01	0,017	0,006
trichloreddikesyre (TCA)	0,025	0,032	0,030	0,030	0,041	0,040	0,037	0,007

Tabel 7.1: Søvandets (0,2 m) indhold af pesticider og andre miljøfremmede stoffer gennem sæsonen 2003 sammenlignet med gennemsnittet af 6 prøver taget i juni-september 2001, Søgård Sø.

Der er registreret 24 forskellige pesticider samt 1 blødgørere (DEHP), 1 Ethere (MTBE), 1 PAH (Naphtalen) og 1 Nonylphenol i Søgård Sø 2003. Samtlige stoffers skadelige virkning er vurderet ud fra The EXTension TOXicology NETwork (<http://ace.orst.edu/info/extoxnet/>), Ecotox database systemet (<http://epa.gov/ecotox/>) samt Miljøstyrelsens datablade (http://ovs.dmu.dk/2NOVA_2003_ov./4datablade). Fokus har været på stoffernes fedtopløselighed, bioakkumulerbarhed, nedbrydelighed, giftighed samt eventuelt gældende kvalitetskrav.

Pesticider

Der er registreret 24 forskellige pesticider i 2003 mod kun 11 pesticider i 2001. Koncentrationerne af de målte pesticider overskrider ikke de gældende vandkvalitetskrav og ligger mindst en faktor 1000 under laveste fundne effektkoncentrationer. Det er dog alligevel bemærkelsesværdigt, at der er fundet så mange forskellige pesticider, og at antallet er vokset markant siden 2001. Mange af pesticiderne findes der ikke tilstrækkelig viden om, og flere af dem er svært nedbrydelige og bioakkumulerbare.

Da oplandet til Søgård Sø primært består af dyrkede arealer, er risikoen stor for, at søen er belastet med pesticider. Amtet vil derfor fortsat have fokus på forekomsten af pesticider i søen, og der bør foretages yderligere undersøgelser af vand, sediment og biota.

Blødgørere

DEHP blev registreret ved en enkel måling den 2. juni 2003. Koncentrationen af DEHP blev målt til 0,7 µg/l, hvilket er 7 gange over kvalitetskriteriet (http://ovs.dmu.dk/2NOVA_2003_ov./4datablade/). Det er specielt krebsdyr og alger, der er sårbare overfor DEHP. DEHP har desuden en meget høj biokoncentrationsfaktor (BCF) i fisk. DEHP er let nedbrydeligt med en halveringstid på 5 dage. Koncentrationen vil derfor variere meget over året, og den maksimale koncentration i søvandet er vanskelig at registrere. Den risiko, DEHP udgør for miljøet, kan ikke vurderes særligt godt ud fra kun en registrering, men der bør sættes fokus på problemets omfang og evt. supplere målinger i vandfasen med målinger i fisk. DEHP bruges i den kemiske industri og i bygge- og anlægsvirksomheder. Den primære kilde i oplandet til Søgård Sø kan p.t. ikke spores.

Øvrige stoffer

Der blev ikke fundet kritiske niveauer af Nonylphenoler, Ethere eller PAH.

Metaller

Der er registreret 6 forskellige tungmetaller i Søgård Sø i 1999 og 2001. Kobberkoncentrationen viser ved enkelte prøvetagning et niveau, som kan være kritisk for visse organismer, men som dog ikke overskrider gældende vandkvalitetskrav (jf. bek. 921). Koncentrationer af de øvrige metaller overskrider heller ikke vandkvalitetskravene, men forekomsten af cadmium, krom og zink bør undersøges nærmere.

Vandområdeplanen

Som det fremgår af Vandområdeplan for 2002 ønsker Amtsrådet i Vejle Amt "en forebyggende indsats over for brugen af miljøfarlige stoffer. I tråd med nationale og internationale forpligtelser vil amtsrådet således arbejde for, at stoffer, der er farlige for miljøet, udfases eller begrænses mest muligt." Samtlige af de målte miljøfremmede stoffer og metaller i Søgård Sø kan være farlige, og de skal derfor udfases, eller brugen af dem begrænses mest muligt.

8. Sediment

Sedimentet i Søgård Sø er undersøgt i hhv. 1991, 1996 og 2001 og er nærmere beskrevet i (Marsbøll, 1997 og Grünfeld, 2002). Koncentrationen af hhv. fosfor, jern og organisk tørstof ligger på niveau med gennemsnittet af søerne i overvågningsprogrammet.

Jern-/fosforindholdet kan have stor betydning for sedimentets evne til at tilbageholde fosfor. Jern-/fosforindholdet i de øverste 10 cm ligger mellem 14 og 19, hvilket betyder, at der normalt er jern nok til binding af fosfor i sedimentet.

Tungmetaller

Ved de tre sedimentstationer blev der i 2001 indsamlet en sedimentsøjle (50 cm) til analyse for tungmetaller.

Sammenholder man tungmetalværdierne i sedimentet fra Søgård Sø med de danske kvalitetskriterier for marint sediment, viser det sig, at koncentrationen af cadmium ligger en faktor 2 over grænseværdien. Sammenholdes tungmetalværdierne fra Søgård Sø med grænseværdier for tungmetaller i slam til jordbrugsformål (bek. 49) viser det sig, at koncentrationen af cadmium ligger over 5 gange højere end grænseværdien, mens koncentrationen af nikkel kun lige overholder grænseværdien. Cadmium-niveauet gør, at sediment fra Søgård Sø ikke umiddelbart vil kunne spredes på landbrugsarealer m.v.

Sammenlignes koncentrationen af tungmetaller i sedimentet fra Søgård Sø med koncentrationen i den isoleret beliggende Hampen Sø, ses der ikke store forskelle. Det er faktisk kun nikkelkoncentrationen, der er lidt højere i Søgård Sø, men ellers ligger koncentrationen af tungmetaller på samme niveau i de to søer. Det vidner om, at der ikke er - eller har været væsentlige kilder til forurening med tungmetaller ved Søgård Sø.

9. Det biologiske, fysiske og kemiske sammenspil

9.1 Fosfortilførsel og retention

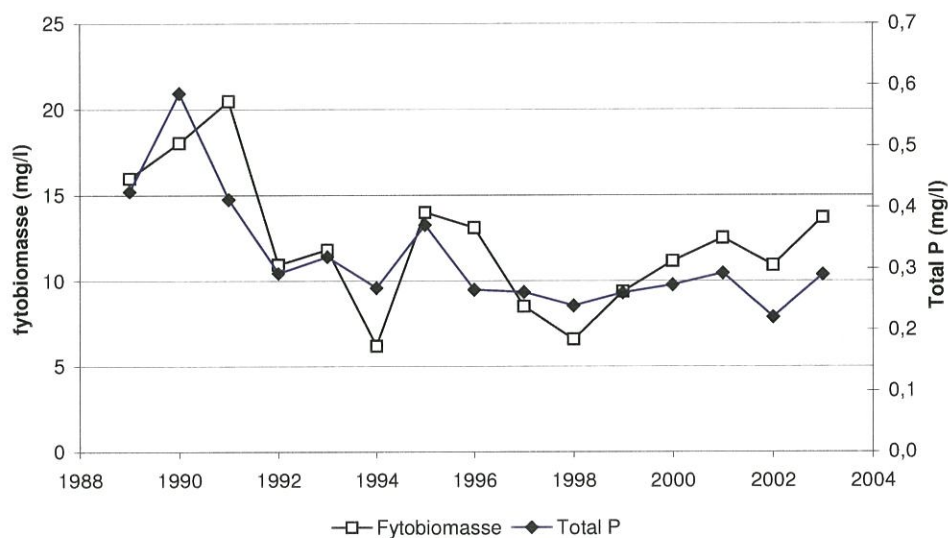
Selv om der ikke er registreret nogen udvikling i fosfortilførslen til Søgård Sø, er koncentrationen af totalfosfor i søen næsten halveret siden 1989. I 2003 aflastede Søgård Sø over 200 kg fosfor, hvilket fjerner en betydelig del af den tilgængelige fosfor fra systemet. Det er med til at holde koncentrationen af totalfosfor relativ lav. Fjernelse af fosfor ved binding i sediment (retention) og biota er nok også med til at forklare, at fosforniveauet er faldet i søen, mens tilførslen har været uændret. Retentionen følger totaltilførslen af fosfor, og den varierer som beskrevet med vandafstrømningen. Den relative retention og fosforindholdet i sedimentet er dog steget signifikant ($p < 0,05$) siden 1989 (Grünfeld, 2001).

Forholdet mellem jern og totalfosfor i sedimentet har ligget konstant de sidste 10 år på ca. 16-1, og i de øverste 10 cm ligger det mellem 14 og 19, hvilket betyder, at der er jern nok til binding af fosfor i sedimentet. Jernindholdet i sedimentet er således også steget signifikant og har fulgt stigningen af fosfor i sedimentet. Men det forklarer nok ikke hele den relative stigning i retentionen. Ændringer i biotaen kan have indflydelse på retentionen. Hvis f.eks. store mængder skalle- og brasenyngel udvandrer fra søen hvert år, vil der fjernes fosfor, og retentionen stiger. Det er sandsynligt, at der er sket en udvandring, idet bestanden af fredsfisk, efter et kollaps, nu er tæt på bærekapaciteten. Det vil måske presse specielt brasener og skalle ud af søen (Müller og Jensen, 2000).

En anden forklaring på forskellen mellem fosfortilførsel og søkoncentration kan findes i måleusikkerheden. Der har været problemer med slamflugthændelser fra renseanlægget i Hjarup Bæks opland, men renseanlægget blev lukket i 2000. Slamflugthændelser vil normalt ikke blive registreret ved de almindelige prøvetagninger (undtagelse i 1999), og derfor kan der være tilledt mere fosfor til søen før i tiden, end der gør i dag, uden at det blev målt.

9.2 Næringsstoffer og algebiomasse

Der er en klar og signifikant ($p < 0,01$) sammenhæng mellem fosforniveauet i søen og mængden af alger (figur 9.2.1). Reduceringen af fosforindholdet i søvandet fra 1989 til 2003 resulterer derfor i en tilsvarende reducere af algebiomassen, som dog er begyndt at stige igen og derfor ikke falder signifikant. Indholdet af klorofyl og suspenderet stof er signifikant faldet i overvågningsperioden, hvilket vidner om, at indholdet af suspenderet stof bestemmes af mængden af algebiomasse.

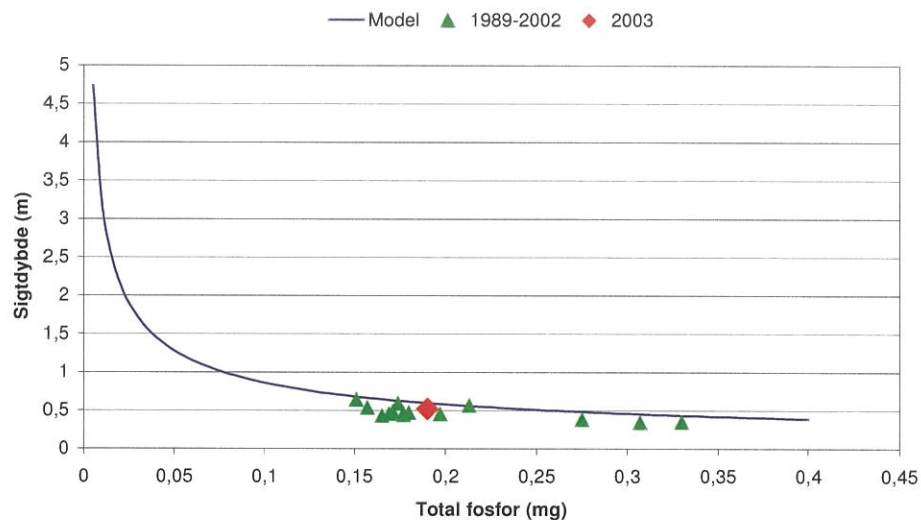


Figur 9.2.1: Årsudvikling i totalfosfor og total algebiomasse, Søgård Sø 1989-2003.

I 2003 var den for planterne tilgængelige fosfor (ortofosfat) mellem 100 og 300 $\mu\text{g/l}$ hele sommeren, og derfor har potentialet været der for den høje koncentration af total-fosfor i 2003. Kvælstof har potentielt været begrænsende midt på sommeren 2003, uden dog at det gav en mærkbar reduktion af den høje biomasse af grønalger og kiselalger sommeren igennem.

9.3 Algebiomasse og sigtddybde

Der er oftest en fin omvendt sammenhæng mellem sigtddybde og algebiomasse i Søgård Sø (Grünfeld, 2002). De få afvigelser, der er observeret, hænger normalt sammen med ekstraordinær stor partikeltransport fra oplandet i forbindelse med store mængder nedbør eller kraftig vind, der ophvirvler bundmateriale. Det er således kun undtagelsesvis, at sigtddybden ikke er bestemt af mængden af alger.



Figur 9.3.1: Sammenhængen mellem årgennemsnit af totalfosfor i søvandet, 1989-2003, og den gennemsnitlige sommersigtdybde efter model $Sigt=0,26 * P^{-0,57} * Middeldybde^{-0,27}$, $r=0,63$ (Jensen et al., 1994).

Da mængden af alger som omtalt følger mængden af fosfor, kan forholdet mellem sigtdybde og fosfor beskrives fint ud fra en empirisk model som vist på figur 9.3.1. Der er dog en tendens til, at modellen overestimerer sigtdybde, og det kan få betydning, specielt i området hvor sigtdybden aftager eksponentielt. Det er nemlig afgørende for søens miljøtilstand at få fosforkoncentrationen ned på det niveau, hvor der er en markant effekt på sigtdybden. Med et årgennemsnit på 0,19 mg P/l i 2003 er der langt igen, før sigtdybden for alvor forbedres.

9.4 Plante- og dyreplankton

Den totale dyreplanktonbiomasse steg meget først i 1990'erne, men siden 1994 er biomassen faldet signifikant. I 2003 blev der målt en dyreplanktonbiomasse, som er på niveau med de sidste 4 år, men dog højere end i 2002.

Både plante- og dyreplankton viser tegn på en betydende begivenhed i 1994. Før 1994 var Søgaard Sø domineret af grønalger, men begivenheden i 1994 resulterede i, at algebiomassen faldt til det laveste i overvågningsperioden, og dyreplanktonbiomassen steg til det højeste, der er registreret i overvågningsperioden. Der er formentlig tale om en periode med fiskedød, der har skabt forudsætningerne for den omtalte ændring, i hvert fald når det gælder dyreplankton. Halveringen af fosforkoncentrationen i søen kan dog være medvirkende årsag til den faldende algebiomasse i årene inden 1994 og skiftet fra grøn- til blågrønalger. En tendens, der stemmer overens med de empiriske relationer for planteplanktonsammensætningen i lavvandede søer (Jensen et al., 1994).

Der er mange indikationer på, hvad der muligvis er hændt omkring 1994, men uanset årsagen så er der stadig kun tale om mindre ændringer i dag i forhold til 1989. Grønalgerne dominerer igen, og der findes stadig de samme små dyre- og fytoplanktonarter, omend der er forskydninger i de indbyrdes dominansforhold.

Det er stadig kun i foråret, at græsningen har en betydning, uden det dog på noget tidspunkt giver søen så god en sigtddybde, at vækstbetingelser for bundvegetation er til stede. I 2003 har dyreplankton ikke kunnet kontrollere algerne i foråret. Først når de store effektive cladocé-arter optræder i betydende mængder, bliver der tale om en egentlig nedgræsning af de små alger. Copepoderne og Rotaria, der dominerer om sommeren, er ikke tilnærmelsesvis så effektive.

Sammenfattende har dyre- og fytoplankton ikke vist en signifikant udvikling i perioden 1989-2003, men klorofylindholdet er faldet signifikant, og biomassen af alger er endnu ikke helt kommet op på niveauet fra før 1994. Der er dog ikke fundet entydige tegn, der kan tolkes i retning af en mindre eutrof status for Søgård Sø.

9.5 Udvikling i fiskebestand

Udviklingen af både plante- og dyreplankton samt klorofylkoncentrationerne viser som nævnt tegn på en betydende begivenhed i perioden omkring 1994. Sammenfaldet mellem den reducerede grønalgdominans samt algebiomasse og stigningen i gennemsnitstørvægten blandt cladocæerne kan hænge sammen med fiskedød og en deraf følgende mere effektiv græsning af flere og større cladocæer. Fiskebestanden er ustabil i søen, og netop i 1994 ser det ud til, at livsbetingelserne ændrer sig (Müller og Jensen, 2000).

Rekrutteringsmulighederne er gode i Søgård Sø, og sammen med det til tider meget barske kemiske miljø vil der meget hurtigt kunne optræde justeringer af fiskebestandene. Meget ofte er der tale om mindre justeringer af de enkelte fiskearter og kun undtagelsesvis om kortvarige men markante tilfælde af fiskedød.

De barske kemiske betingelser i søen giver en meget svingende ynglesucces for søens fisk. Ud fra de forrige fem års fiskeyngelundersøgelser kan det konstateres, at fredsfiskene i høj grad er kommet sig efter den formodede fiskedød.

Den samlede fiskebestand i 2002 var skønsvist 12,3 tons svarende til 487 kg/ha, hvoraf ca. 128 kg/ha var småfisk. Fiskebiomassen var dermed lidt større end i 1992, men væsentligt mindre end i 1997, hovedsageligt som følge af en markant mindre brasenbestand.

Som i mange andre meget næringsrige søer har søens rovfiskebestand generelt været ringe, men geddebestanden har dog været inde i en positiv udvikling. Ved denne undersøgelse var geddebestandens biomassetæthed således 27 kg/ha, svarende til knap 7% af fiskebiomassen i søen. Lavvandede, næringsrige søer med en betydelig bredzone huser ofte betydelige geddebestande, og Søgård Sø rummer gode muligheder for at etablere en betydelig geddebestand, så længe de vandkemiske forhold ikke er ekstreme. Aborrebestanden har vedvarende været præget af gode rekrutteringsforhold, men forholdsvis få overlever til voksenstørrelse, og store aborrer findes derfor kun meget fåtalligt.

Som det er kendetegnende for søtypen, er fredfiskebestanden domineret af brasener og småskaller. Begge arter har gode rekrutteringsforhold, men en ringe overlevelse hos de voksne fisk bevirker, at bestandene er domineret af unge fisk. De til tider ekstreme vandkemiske forhold er formodentlig den væsentligste årsag til den ringe overlevelse hos de fleste arter i søen. Selvom fiskebestanden bærer præg af perioder med fiskedød med en meget svingende fiskebiomasse gennem overvågningsperioden, har fredfiskebestandens karakter dog ikke ændret sig væsentligt, siden den første fiskeundersøgelse fandt sted i 1992, og fiskebestanden har gennem hele perioden været karakteristisk for en lavvandet, næringsrig sø.

Den gennemgående ringe sigtddybe i Søgård Sø tyder således på, at det biologiske system i søen gennem hele perioden har været typisk for søer i en uklar fase. Der er normalt en markant negativ sammenhæng mellem tætheden af karpefisk samt, især i lavvandede søer, brasenbestandens biomasse og sommermiddelsigtddybden i danske søer. Et stort antal karpefisk bevirker et stort prædationstryk på dyreplaktonet, og er antallet af karpefisk i garnene større end 100, er sigtddybden under 1 m.

En tæt bestand af brasener påvirker ikke kun dyreplanktonet, men brasenernes fødesøgning på bunden indebærer desuden, at store mængder af bundmateriale bringes i resuspension, hvilket øger både fosforfrigivelsen fra bunden og mængden af suspenderet stof i søvandet med ringere sigtddybe til følge. Biomasser, større end ca. 200 kg/ha, er således sammenfaldende med sigtddyber under 1 m i søer med middeldyber under 3 m.

I Søgård Sø har både fangsten af karpefisk og brasenernes biomasse ved alle tre undersøgelser været på et niveau, som empirisk svarer godt til de ringe sommersigtddyber, der er målt i de pågældende år.

Disse forhold antyder, at fiskebestandens tæthed og sammensætning har påvirket vandmiljøet negativt i alle år, og de generelt ringe sigtddybder målt i overvågningsperioden tyder på, at fiskebestanden på trods af perioder med fiskedød i søen vedvarende har påvirket vandmiljøet negativt, hvilket antageligt skal tilskrives søens vedvarende høje produktion af fiskeyngel.

Konsumptionsraten for yngel i 2003 var større end i 2002 men markant mindre end de tidligere år, og der udøves stadig et betydeligt prædationstryk på dyreplanktonet. Det var sandsynligvis den primære årsag til, at dyreplanktonbiomassen var signifikant reduceret siden 1994. Det afspejles også af det markante fald i dyreplankton fra et stort årsmaksimum i midten af juni 2003 til et minimum i slutningen af juli, hvor yngelen sætter ind. Ved yngelundersøgelserne registreredes ikke ældre fisk, men som fiskeundersøgelserne i 1997 og 2002 har vist, rummer Søgård Sø mange etårige og ældre fisk. Det samlede prædationstryk på dyreplanktonet må derfor antages at være væsentligt større end ynglens prædation. Det vil forsinke effekten af et eventuelt skifte i dominansforholdene blandt yngelen.

9.6 Temperatur

Det er ikke muligt på nuværende datagrundlag at finde ændringer i biota, der kan henføres specifikt til den signifikante stigning i overfladetemperatur, der er registeret i Søgård Sø 1989-2003. Temperatur påvirker mange biologiske faktorer, som også indbyrdes påvirker hinanden. Det kan derfor være vanskeligt at isolere temperatur som den betydende faktor i en given ændring af biota. Der er dog ingen tvivl om, at temperaturændringen har betydning for biotaen i søen.

En øget temperatur vil have betydning for fiskenes (primært skalle og brasens) gydesucces, næringsstoftransport, algeproduktion og dermed sigtddybde. Der vil også ske forskydninger i artssammensætning af biota i søen.

9.7 Samlet vurdering

Det er stadig vandtilførslen, der er den primære bestemmende faktor for kvælstof- og fosfortransporten til Søgård Sø. Der kan dog registreres et signifikant fald i den vandføringsvægtede kvælstoftilførsel, mens der ingen udvikling er i det vandføringsvægtede fosforbidrag, på trods af redueringen af fosfor fra spildevand og en tendens til stigende fosforbidrag fra dyrkede arealer.

Bidraget fra dyrkede arealer er klart den væsentligste fosfor- og kvælstofkilde til Søgård Sø.

På trods af en halvering af søvandets indhold af totalfosfor, et lille fald i algebiomassen og en beskedne stigning i sigtddybden siden 1989 er Søgård Sø stadig en meget næringsbelastet sø med ringe sigtddybde. Søgård Sø har en stor algebiomasse domineret af grønalger, en sommersigtddybde på ca. 0,5-0,6 m, ingen undervandsvegetation, og dyreplankton præderes effektivt af den store forekomst af fredsfisk. Der eksisterer derfor ikke et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv i søen. Der er stadig lang vej til fosforbegrænsning af algevæksten i sommerperioden, og et egentlig økologisk omslag til en klarvandet tilstand vil sandsynligvis forudsætte en halvering af den nuværende årsmiddelfosforkoncentration på 0,19 mg/l.

10. Miljøtilstand og fremtidig udvikling

10.1 Søtilstand og målsætning

Målsætning

Søgård Sø er i Vandområdeplanen (2002) målsat til at have et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. Helt specifikt er der krav om en sommersigtedybde i gennemsnit på 0,9 m og aldrig under 0,5 m, forekomst af mindst 6 forskellige arter af rodfæstede undervandsplanter, geddedominerende rovfisk og maksimal fosfortilførsel på 350 kg pr. år. Så god en miljøtilstand ligger sandsynligvis mindst 50 år tilbage i tiden. Under alle omstændigheder har tilstanden været meget dårlig siden 1971, hvor amtet førte sit første tilsyn på søen.

Søtilstand

Målsætningen kan ikke forventes indfriet med den nuværende næringsstofbelastning. Algebiomassen er i perioder først på sæsonen kortvarigt begrænset i sin videre vækst af prædation fra dyreplankton og/eller af mangel på fosfor og i sjældnere tilfælde, som i 2003, sidst på sæsonen af kvælstof, men der er stadig så store mængder næringsstof til rådighed, at denne situation først opstår længe efter, at sigtddybden er kommet under de målsatte 0,9 m. Sommersigtddybden har været signifikant stigende i overvågningsperioden og er steget fra 0,35 m til næsten 0,5 m i 2003. Det skyldes et signifikant fald i fosforkoncentrationen, mens mængden af alger endnu ikke er faldet signifikant. Algebiomassen er dog lavere i dag end i 1989, og klorofylkoncentrationen er faldet signifikant. Klorofylindholdet er faldet signifikant, hvilket underbygger tendensen til, at algebiomassen trods alt er faldet i overvågningsperioden. Vandets gennemsigtighed er dog stadig ikke stor nok til en etablering af undervandsvegetation, og rovfiskene kan endnu ikke kontrollere karpfiskene.

For at opnå en sigtddybde på over 0,9 m (ifølge vandområdeplanen) skal årsgennemsnitskoncentrationen af totalfosfor ned på under 90 $\mu\text{g/l}$, hvilket er over en halvering af det nuværende niveau (se figur 9.3.1). Man kan ved hjælp af en simpel model af Wollenvieder (Kristensen et al. 1990) beregne den eksterne belastning ved en given koncentration af fosfor i søvandet, når søen atter er i ligevægt med denne. Hvis indholdet af totalfosfor ikke må overstige 90 $\mu\text{g/l}$, viser beregninger, at tilførslen af fosfor ikke må overstige 350 kg fosfor pr. år. Det er baggrunden for, at Søgård Sø er målsat til i gennemsnit højst at modtage 350 kg fosfor pr. år, incl. alle næringsstoffer. I beregningen af denne grænseværdi for belastning er der taget højde for usikkerheden ved modellerne, den interne fosforbelastning og den givne underestimering af fosfortransporten ved normal prøvetagning.

10.2 Fremtidige tiltag

Fosfortilførslen til Søgård Sø er ikke reduceret siden 1989 og varierer mellem 400 og 3000 kg fosfor pr. år med et gennemsnit på 1200 kg fosfor pr. år.

Skal søen kunne leve op til sin målsætning, må der derfor gribes ind overfor belastningen med næringsstoffer, specielt fosfor, som er det primære bestemmende næringsstof for algerne. Der må naturligvis ikke forekomme slamflughændelser fra renseanlæg, som tilfældet var i de forudgående år. Derfor blev Hjarup Renseanlæg lukket i juni 2000, så en væsentlig fosforkilde er hermed fjernet. Desuden er der initiativer i gang overfor belastningen fra den spredte bebyggelse (kommunernes spildevandsplaner), så belastningen af næringsstoffer er på vej ned. Der vil som minimum blive stillet krav om kemisk rensning eller nedsivning (uden dræn). Flere husstande ventes med tiden at blive tilkøbet kloaksystemet. Som konsekvens af ovenstående ventes det, at bidraget fra spredt bebyggelse vil nærme sig 0 de kommende år. Dermed er der kun en regulerbar kilde til næringsstoffer tilbage, nemlig bidraget fra dyrkede arealer. Bidraget herfra er dominerende for både fosfors og for kvælstofs vedkommende.

Hvis målet med en fosforbelastning på 350 kg fosfor pr. år skal opfyldes, må de dyrkede arealer ikke tilføre Søgård Sø fosfor, idet baggrundsbidraget i forvejen er oppe på over 200-600 kg fosfor pr. år med et gennemsnit på 360 kg fosfor pr. år. Baggrundsbidraget varierer med vandafstrømningen, og da nedbørsforhold ikke bør være afgørende for, om søen indfrier sin målsætning, vil det blive nødvendigt at regulere fosforbidraget fra de dyrkede arealer kraftigt og/eller fjerne en stor del af den partikelbundne fosfor, inden den når søen.

Et igangværende "fosfor og landbrugsprojekt" i oplandet til Fløjbjerg Bæk har til hensigt at klarlægge, hvordan redueringen af næringsstoffer kan ske dels gennem konkrete undersøgelser og dels på baggrund af erfaring/viden på området samt afprøve og udvikle samarbejdsformer med landbruget om at reducere næringsbidraget fra de dyrkede marker. Erfaringer herfra vil blive brugt i kommende handlingsplaner for oplandet til Søgård Sø.

Udover etablering af våde enge vil der være mulighed for indgåelse af frivillige aftaler med interesserede landmænd om mere miljøvenlig jordbrugsdrift (MVJ-aftale) mod en økonomisk kompensation. Der er i dag indgået MVJ-aftaler på kun 0,5% af det dyrkede areal. Der er derfor muligheder for flere MVJ-aftaler, som formentligt vil reducere næringsstofftilførslen til Søgård Sø yderligere.

Vådengsprojekt

Den 22. juni 2004 bliver et stort vådområde langs Hjarup Bæk officielt indviet. Vådområdet dækker over 35 ha fra udkanten af Hjarup By til Søgård Sø.

Ved en optimal projektilrettelæggelse vil det, især i forbindelse med oversvømmelser, være muligt at tilbageholde partikler med absorberet fosfor på engarealerne. Omkring halvdelen af fosfortransporten til Søgård Sø er partikulært bundet, og det forventes skønsmæssigt, at der kan tilbageholdes 300-400 kg fosfor om året. Dertil kommer en forventelig kvælstoffjernelse på ca. 14 tons pr. år eller ca. 20% af den gennemsnitlige kvælstoftilførsel til Søgård Sø. Forudsat at vådengsprojektet ved Hjarup Bæk gennemføres med optimal projektering, vil bidraget fra de dyrkede arealer med rimelighed kunne andrage 300-400 kg fosfor pr. år og samtidig ikke hindre opfyldelse af søens målsætning. Det svarer til ca. 0,2 kg fosfor pr. ha dyrket mark pr. år.

Restaurering

Først når belastningsforholdene er bragt ned på et minimum i oplandet, og den interne belastning med frigivet fosfor er reduceret, kan det betale sig at restaurere søen.

10.3 Konklusion

Vandmiljøplanen har virket overfor renseanlæg i oplandet til Søgård Sø. Imidlertid har dimensioneringen af opsamlingsbassiner været utilstrækkelig, og i 2000 blev det sidste tilbageværende renseanlæg i oplandet nedlagt.

Efter 15 år er der endnu ikke givet en målbar reduktion i fosforbelastningen til Søgård Sø. Den totale årlige tilførte mængde kvælstof og fosfor har ikke vist nogen udvikling i overvågningsperioden. Det vandføringsvægtede kvælstofbidrag fra dyrkede arealer er dog signifikant reduceret siden 1989, mens der er en tendens til et stigende vandføringsvægtet fosforbidrag fra dyrkede arealer.

Landbruget leverer det største bidrag af fosfor og kvælstof til søen.

Miljøtilstanden i Søgård Sø er dårlig, men der kan måles en reduktion i fosfor- og algemængden med de følgevirkninger, det har for de andre forhold i søen. Der kræves dog yderligere reduktioner i næringsstofbelastningen, hvis søen skal kunne indfri sin målsætning. I fremtiden er det derfor nødvendigt med en indsats for at begrænse næringsstofbidraget fra dyrkede arealer, som er den eneste tilbageværende regulerbare kilde. Et igangsat vådengsprojekt ventes at kunne tilbageholde en betydelig mængde næringsstoffer, hvilket også ventes at forbedre tilstanden i Søgård Sø.

11. Sammenfatning og konklusion

Søgård Sø er beliggende i Vamdrup Kommune i en lavning på en hedeslette, øverst i Kongeå-vandløbssystemet, hvor ca. 90% af oplandet er intensivt dyrket. Søen er på 267.225 m² med et opland på 22,7 km².

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 ustabil, og søen opfylder ikke sin målsætning.

Efter 15 år er der endnu ikke givet en målbar reduktion i fosforbelastningen til Søgård Sø. Den totale årlige tilførte mængde kvælstof og fosfor har ikke vist nogen udvikling i overvågningsperioden og det på trods af en væsentlig reduktion af bidraget fra spildevand. Det vandføringsvægtede kvælstofbidrag fra dyrkede arealer er dog signifikant reduceret siden 1989, mens der er en tendens til et stigende vandføringsvægtet fosforbidrag fra dyrkede arealer. Landbruget leverer det største bidrag af fosfor og kvælstof til søen.

På trods af at søvandets indhold af totalfosfor næsten er halveret, et lille fald i algebiomassen og en beskeden stigning i sigtdybden siden 1989, er Søgård Sø stadig en meget næringsbelastet, algedomineret sø med ringe sigtdybde.

Søgård Sø har en stor algebiomasse domineret af grønalger, en sommer-sigt dybde på 0,5 m, ingen undervandsvegetation, og dyreplankton præderes effektivt af den store forekomst af karpefisk. Der eksisterer derfor ikke et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv i søen. Der er stadig lang vej til fosforbegrænsning af algevæksten i sommerperioden, og et egentligt økologisk omslag til en klarvandet tilstand vil sandsynligvis forudsætte mere end en halvering af den nuværende årsmiddelfosforkoncentration på 0,19 mg/l. Der er en betydelig fosforpulje i sedimentet, men også jern nok til at binde fosfor under iltede forhold.

Der er registreret 24 forskellige pesticider i 2003 mod kun 11 pesticider i 2001. Koncentrationerne af de målte pesticider overskrider ikke de gældende vandkvalitetskrav og ligger mindst en faktor 1000 under laveste fundne effektkoncentrationer. Det er dog alligevel bemærkelsesværdigt, at der er fundet så mange forskellige pesticider, og at antallet er vokset markant siden 2001. Samtlige af de målte pesticider og metaller kan være giftige, og derfor vil amtet arbejde for, at de udfases, eller brugen af dem begrænses mest muligt.

Fremtidige tiltag

Der kræves yderligere reduktioner i næringsstofbelastningen, hvis søen skal kunne indfri sin målsætning. Med et planlagt vådensprojekt håber amtet at kunne tilbageholde en del fosfor og kvælstof, før det når søen, og bidraget for spredt bebyggelse er der taget hånd om i Kommunernes Spildevandsplan, men disse tiltag er ikke nok. Denne rapport sætter fokus på nødvendigheden for yderligere tiltag til begrænsning af næringsstofbidraget fra dyrkede arealer og anbefaler, at de højst må bidrage med 0,2 kg fosfor pr. ha pr. år.

Et igangværende "fosfor- og landbrugsprojekt" i oplandet til Fløjbjerg Bæk har til hensigt at klarlægge, hvordan redueringen af næringsstoffer kan ske dels gennem konkrete undersøgelser og dels på baggrund af erfaring/viden på området samt at afprøve og udvikle samarbejdsformer med landbruget om at reducere næringsbidraget fra de dyrkede marker. Erfaringer herfra vil blive brugt i kommende handlingsplaner for oplandet til Søgård Sø.

Først når belastningsforholdene er bragt ned på et minimum i oplandet, og den interne belastning med frigivet fosfor er reduceret, kan det betale sig at restaurere søen.

2003	Enhed	Middelværdier		Udvikling	
		Sommer	År	Sommer	År
Sigt	m	0,52	0,89	+++	+++
pH		8,87	8,54		
klorofyl	mg/l	0,14	0,08	--	---
Total-fosfor	mg/l	0,29	0,19	--	--
Filt. Uorg. Fosfor	mg/l	0,09	0,07		
Total-kvælstof	mg/l	2,30	4,13	--	-
Ammonium	mg/l	0,11	0,11		
Nitrit-nitrat-N	mg/l	0,52	2,84		
Siliciumdioxid	mg/l	2,63	3,17		
Total-jern	mg/l	0,28	0,21	++	-
Alkal.	meq/l	2,32	2,54	-	---
Susp. Stof	mg/l	22,5	15,7	---	---
Gløde-tab	mg/l	16,7	10,8	---	---
COD	mg/l	19,7	13,7	--	-
Algeplankton	Mg VV/l	13,69			
Dyreplankton	Mg TV/l	1,90			
Fiskeyngel	Antal/m ³				?
Littoralen		2,58			
Pelagiet		2,23			

Tabel 6.1: Tidsvægtede års- og sommergennemsnit af vandkemiske, fysiske og biologiske parametre, Søgård Sø 2003 -/+, --/++ og ---/+++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 5, 1 og 0,1 signifikansniveau indenfor perioden 1989-2003. Der sættes ? ved manglende data.

12. Referenceliste

Benny, A., Jensen, H.A., Christensen, I.G og Møller, P.H. 1999. Kilder og vandløb 1999. Vejle Amt.

Brøgger, 2000. Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer. Notat fra Miljøstyrelsen af 20. juli 2001.

Bøgestrand, J. (2000). Vandløb og kilder 1999, NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 336.

Danmarks Miljøundersøgelser (1990):
Prøvetagning og analysemetoder i søer.

Fiskeøkologisk Laboratorium, (1993 og 1998 og 2002):
Fiskebestanden i Søgård Sø.

Fiskeøkologisk Laboratorium, (1998-2002):
Fiskeyngel i Søgård Sø.

Grünfeld, S. (2002):
Overvågning af Søgård Sø 2001, Vejle Amt.

Grünfeld, S. (2001):
Overvågning af Søgård Sø 2000, Vejle Amt.

Hansen et al. (1992):
Zooplankton i søer - metoder og artsliste, Danmarks Miljøundersøgelser.

Jensen, P.J, Søndergård, M., og Jeppesen, E. Søer 1994. Faglig rapport fra DMU 1994.

Jeppesen, E. 1998. Lavvandede søers økologi. Faglig rapport fra DMU, nr. 248.

Kristensen, P., Jensen, J.P. og Jeppesen, E. 1990. Npoforskning-Eutrofieringsmodeller for søer. Miljøstyrelsen nr. c9b.

Kronvang et al., 1999. Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand. Teknisk anvisning, DMU nr. 17.

Kronvang og Bruhn (1990) Overvågningsprogram.
Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb.

Marsbøll, S. (1997):
Overvågning af Søgård Sø 1996, Vejle Amt.

Marsbøll, S. (1999):
Overvågning af Søgård Sø 1998, Vejle Amt.

Marsbøll, S. (2000):
Overvågning af Søgård Sø 1999, Vejle Amt.

Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, (2004):
Paradigma 2004. For normalrapportering af det nationale program for
overvågning af vandmiljøet 1998 – 2003. Del 1: Retningslinjer, tidsfrister og
rapporteringsformater.

Müller, J.P og Jensen, H.J. (2001). Fiskeyngel i Søgård Sø, juli 2001.
Fiskeøkologisk Laboratorium.

Müller, J.P og Jensen, H.J. (2000). Fiskeyngel i Søgård Sø, juli 2000.
Fiskeøkologisk Laboratorium.

Møller, P.H. et. al. (1995):
Overvågning af søer 1994, Vejle Amt.

Møller, P.H. et. al. (1998):
Overvågning af søer 1997, Vejle Amt.

Olrik, K. (1991):
Planteplanktonmetoder, Miljøprojekt nr. 187, Miljøstyrelsen.

Vejle Amt (2003):
Hjarup Bæk, Etablering af vådområde. Faglig rapport, Vejle Amt,
Vådområdegruppen.

13. Bilag

Metodebeskrivelse - Søgård Sø

Oplandsanalyser

Anvendte data til beskrivelse af oplandet herunder produktionen af kvælstof og fosfor fra husdyr er rekvireret fra Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri herunder Forskningscenter Foulum og Landbrugets EDB-Center.

Stoftransport

Vejle Amt har i perioden 1989-2003 gennemført fysisk-kemiske undersøgelser i søernes til- og afløb i overensstemmelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram og de retningslinier, der er beskrevet i den af Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede 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 af- og hovedtilløb har Hedeselskabet i overensstemmelse med standarder og procedurer, anvist af Danmarks Miljøundersøgelser, beregnet døgnmiddelvandføringen i vandløbene.

Næringsstoftransporten er herefter beregnet ved hjælp af PC-programmet 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, STOQ-sømodul.

Sømodulet opstiller vandbalancen ud fra følgende størrelser:

Qnedbør	(månedsværdier, mm)
Qfordampning	(månedsværdier, mm)
Qdirekte tilførsel	(månedsværdier, l/s)
Qsum af målte tilløb	(månedsværdier, l/s)
Qafløb	(månedsværdier, l/s)
Qumålt tilløb	(månedsværdier, l/s)
Qmagasinering	(vandstandsvariationer, m)
Qgrundvand ind-/udsivning	(månedsværdier, m ³)
Asøareal	

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

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

hvor

$Q_{\text{umålt tilløb}}$ = (umålt opland) beregnet ved en simpel arealkorrektion af det målte tilløb E6 og følgende ligning:

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

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

Det skal i den forbindelse bemærkes, at STOQ-version 1998 beregner magasinændringerne ud fra søens naturlige topografi beskrevet ved arealer i forskellige dybder, en vandspejlskote, en kote til nulpunkt på skalapæl og de ved tilsynet aflæste vandhøjder. Den tidligere version af STOQ beregnede magasinændringerne ud fra søen, beskrevet som en kasse, og de ved tilsynet aflæste vandhøjder.

Ovenstående beregningsforskelle kan medføre mindre forskelle i den beregnede opholdstid.

Stofbalancen opstilles tilsvarende ud fra følgende størrelser:

Satmosfærisk deposition	(konstant, kg/ha/år)
Ssum af målte tilførsler	(månedsværdier, kg)
Safløb	(månedsværdier, kg)
Spunktkilder	(månedsværdier, kg)
Søvrige kilder	(månedsværdier, kg)
Sumålt opland	(månedsværdier, kg)
Sgrundvand	(månedsværdier, kg)
Smagasinerings	(ændret stofindhold i søen) (søkonc., volumen, $\mu\text{g/l-m}^3$)
Sintern belastning	(månedsværdier, kg)
Csøkoncentration	($\mu\text{g/l}$)
Vsøvolumen	(m^3)
G+ konc. tilf. grundv.	($\mu\text{g/l}$)
G- konc. uds. grundv.	($\mu\text{g/l}$)

Stofbalancen er således opgjort månedsvis som:

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

hvor

Sumt opland er beregnet ved en simpel arealkorrektion af målte tilløb, for Søgaard Sø, S5 og følgende ligning:

$$S_{\text{sumt opland}} = \text{sum af } (S_{\text{sum af målte tilførsler}} \cdot (v_i - 1)), \text{ for } i = 1 \text{ til antal tilløb}$$

(med vægte $< > 1.0$)

$$S_{\text{grundvand}} = G + \text{konc. tilf. grundv.} \cdot Q_{\text{grundvand indsvivning}} > 0 \text{ (måneder medtilstrømning)}$$
$$S_{\text{grundvand}} = G - \text{konc. uds. grundv.} \cdot Q_{\text{grundvand udsivning}} < 0 \text{ (måneder med udsivning)}$$
$$S_{\text{magasinering}} = C_{n+1} \cdot V_{n+1} - C_n \cdot V_n \text{ (interpolerede værdier ved månedsskifter).}$$

De samme betragtninger som under vandbalancen gør sig naturligvis også gældende for magasinændringerne i stofbalancen.

En anden meget afgørende forskel ved den nye version af STOQ er, at der interpoleres retlinet til nærmeste søkoncentration beliggende i året før og efter beregningsåret. I Søgaard Sø har det vist sig at medføre meget små ændringer i opgørelsen af magasineringen og dermed også retensionen.

Satmosfærisk deposition er beregnet ud fra $A_{\text{søareal}}$ (1), og standardværdierne 15 kg N/ha/år og 0,1 kg P/ha/år anvist af Danmarks Miljøundersøgelser.

G+ konc. tilf. grundv. og G- konc. uds. grundv. er

for Søgaard Sø beregnet som middelkoncentrationen af målte værdier i tilløbet S5 i 2002.

Nedbør og fordampning

Nedbørs- og potentiel fordampningsdata er rekvireret fra Danmarks Metrologiske Institut, som har estimeret værdierne fra en nærliggende målestation ved Vamdrup Flyveplads og Båstrup. 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 korrigerede nedbørs- og fordampningsdata viser, at korrektionen er uden betydning for balancen.

Søundersøgelser

Vejle Amt har i perioden 1989-2003 gennemført undersøgelser af søen i overensstemmelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram og de retningslinjer, der er beskrevet i den af Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede tekniske anvisning om prøvetagning og analysemetoder i søer (1990).

Undersøgelserne i søen omfatter årlige fysisk-kemiske undersøgelser af søvandet, og undersøgelser af plante- og zooplankton, mens undersøgelse af fiskebestanden og søens sediment udføres hvert 5. år. Placeringen af prøvetagningsstationerne for søen fremgår af kort i rapportens afsnit 2.

I nedenstående tabel ses en oversigt over udførte undersøgelser i søen, herunder undersøgelser fra før igangsætningen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram.

Søgård Sø	80	81	82	86	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03
Stoftransport	X			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vandkemi	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fytoplankton	X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zooplankton						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fisk									X					X						X
Fiskeyngel																X	X	X	X	X
Miljøfarlige stof.																X		X		
Sediment	X							X					X					X		

() = få tilsynsdata

stort kryds = fiskeundersøgelse efter NOVA-program

lille kryds = prøvefiskeri

Andre undersøgelser = Primærproduktion: 1978.

Feltindsamling

Der er udført årlige undersøgelser af søvandets *fysisk-kemiske forhold* og *plante- og dyreplankton*. Søgård Sø er besøgt 19 gange i løbet af året.

I perioden 1. maj til 30. september med 14 dages mellemrum, og resten af året en gang hver måned. Antallet af plante- og dyreplanktonprøver er fra 1998 nedsat fra 19 til 16 prøver årligt. Der er udtaget planktonprøver i månederne marts, april og november. De resterende 13 prøver er udtaget som de øvrige prøver i perioden 1. maj til 30. september.

Ved hvert tilsyn er sigtddyben målt med secchiskive (Ø 25 cm), og vejrforholdene er noteret. Målinger af ilt, temperatur, pH og ledningsevne ned gennem vandsøjlen er registreret elektronisk med en søsonde.

En blandingsprøve til kemiske analyser er udtaget med en hjerteklapvandhenter (2 l) i dybderne 0,2 m - sigtddybde og dobbelt sigtddybde. Hvis den dobbelte sigtddybde er større end vanddybden, er denne del af prøven udtaget 50 cm over søbunden.

Ved temperaturlagdeling udtages prøver i hypolimnion. De indsamlede vandprøver er opbevaret på køl indtil analysering.

Fra blandingsprøven er udtaget en delprøve, der fikseres til planteplanktonbestemmelse.

Blandingsprøven er sendt til MiljøKemi til analysering for flere *kemiske parametre* for COD (DMU 88), totalkvælstof (DS 221), ammonium-N (DS 224), nitrit+nitrat-N (DS 223), totalfosfor (DS 292), orthofosfat (DS 291), suspenderede stoffer (DS 207), glødetab (DS 207), siliciumdioxid (Koroleff) og jern (DS 219). Vedrørende laboratorieskift, se under afsnittet Laboratorieanalyser.

Der er udtaget prøver til kvantitativ og kvalitativ bestemmelse af *planteplanktonet* på søstationen. Den kvantitative prøve er udtaget fra blandingsprøven (se ovenfor). De kvalitative prøver er udtaget ved lodret og vandret træk gennem søvandet med et 20 µm planktonnet. Prøverne er fikseret med lugol.

Der er udtaget prøver til *dyreplankton*-undersøgelse på 3 stationer i søen, jf. kort. Fra hver station er der udtaget delprøver med hjerteklapvandhenter, som puljes i en balje. Prøverne er udtaget i følgende dybder:
Søgård Sø: 0,5 og 1 m.

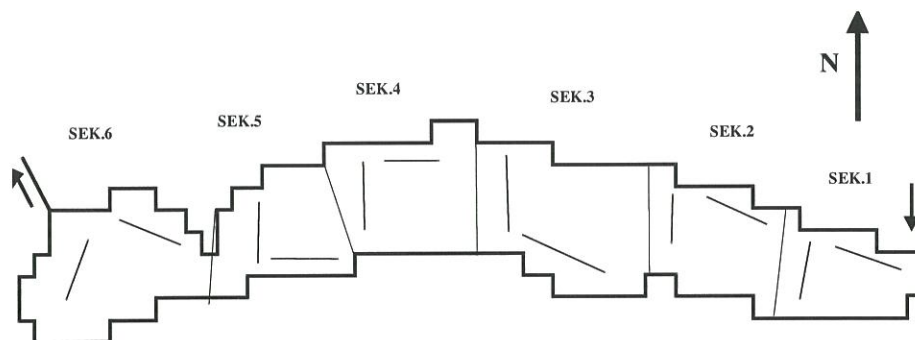
Fra baljeprøven i felten er udtaget følgende prøver til dyreplanktonbestemmelse:

4,5 l filtreret gennem et 90 µm filter. Filtratet er hældt på flaske og tilsat lugol.

0,9 l direkte hældt på flaske og tilsat lugol.

Fiskeyngel

Fiskeriet fandt sted natten mellem den 6.- 7. juli 2003 og blev udført som beskrevet i vejledningen for fiskeyngelundersøgelser i søer fra Danmarks Miljøundersøgelser. Søen blev således inddelt i 6 sektioner, der hver især blev befisket med et minut i et transekt i bredzonen og et minut i et transekt i pelagiet (figur 13.1) med et standardyngelnet (hoopnet).



Figur 13.1: Kort over Søgård Sø med angivelse af sektioner og placering af transekter.

Miljøfarlige stoffer

I Søgård Sø analyseres overfladevandet (0,2 m) for indholdet af 47 forskellige pesticider, 19 PAH, 2 Nonylphenoler, 2 Blødgørere og 1 Ether, som det fremgår af Miljøstyrelsens stofliste. Der blev udtaget 6 vandprøver af overfladevandet i perioden juni-september, 2003 (tabel 13.2).

Måned	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Vandprøver	-	-	-	-	-	2	2	1	1	-	-	-

Tabel 13.2: Prøvetagningsstrategi og frekvens for overvågning af pesticider og andre miljøfremmede stoffer i Søgård Sø 2003.

Prøvetagningsstrategi og procedure for prøvetagning følger den tekniske anvisning fra DMU (Kronvang et al., 1999). De enkelte analyser er udført af Miljøkemi i henhold til Dansk Akkreditering-registreringsnr. 168 (tabel 13.3).

Parameter	Metode
Pesticider (sur)	MK2270
Pesticider (basisk)	MK2271
ETU	MK2274
Glyphosat+AMPA	MK2275
Dalapon+TCA	MK2276A
Pesticider LCMS	MK8210A
DE-DIP-atracin	MK8211
Maleinhydrazid	MK8215
Phenolforb. og PAH blødgørere	MK2260
LAS	MK8231
MTBE	MK2210
Tungmetaller, Kviksølv og generelle parametre	MK 1231, 1232, 1233, 1240, 1221, og 3002

Tabel 13.3: Oversigt over metodebeskrivelser.

Laboratorieanalyser

Kemi

Blandingsprøven sendes til MiljøKemi til analysering for følgende *kemiske parametre* for COD (DMU 88), totalkvælstof (DS 221), ammonium-N (DS 224), nitrit+nitrat-N (DS 223), totalfosfor (DS 292), orthofosfat (DS 291), suspenderede stoffer (DS 207), glødetab (DS 207), siliciumdioxid (Koroleff) og jern (DS 219).

Planteplankton

Planteplanktonprøverne oparbejdes i eget laboratorium. 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 lugolfixerede 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*., ultralydsbehandles så de enkelte celler kan tælles og opmåles. Galdværdi måles som den længste dimension af kolonien.

Bearbejdningen af prøverne er i øvrigt foretaget som beskrevet i Olrik (1991). Registreringer, beregninger og rapportering er foretaget ved hjælp af Sql.baserede STOQ-planteplanktondatabase.

Dyreplankton

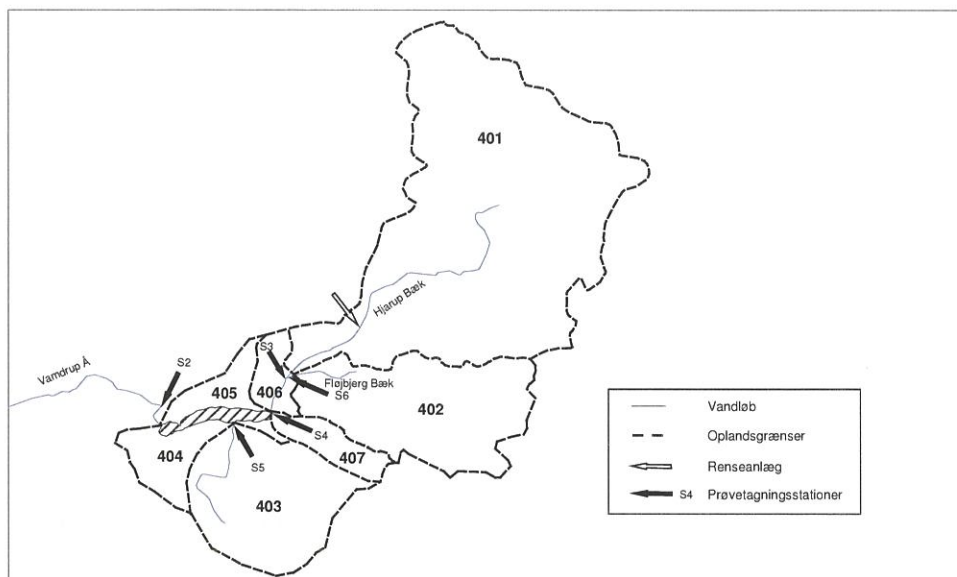
Dyreplanktonprøverne er tidligere oparbejdet i eget laboratorium, men i 2001 og 2002 af Miljøbiologisk Laboratorium. Den i felten filtrerede prøve anvendes til optælling af cladoceer og copepoder under lup. Rotatorier er talt i den sedimenterede prøve i omvendt mikroskop. Alle opmålinger er foretaget i omvendt mikroskop. Generelt følger bearbejdningen af prøverne nøje de anvisninger, der er givet i "Dyreplankton i søer - metoder og artsliste", Miljøministeriet 1992. Der er til tider foretaget kraftige fortyndinger pga. store algeforekomster. Det forøger usikkerheden ved kvantificeringen. Desuden er opmåling af visse nærtstående cladocé-arter af tidsbesparende hensyn slået sammen, og de enkelte arter er registreret som "til stede".

I forbindelse med en interkalibrering for zooplanktonbestemmelse er nogle forhold vedrørende artsbestemmelse og biomasseberegning blevet korrigeret for arterne *Daphnia cucullata*, *Filinia terminalis*, *Notholca squamula* og *Brachionus urceolaris*.

Ingen hjuldyr er opmålt. D.v.s. alle biomasser er baseret på konstantværdier.

Tabeller og kurver - Søgård Sø

Bilag 2.1: Kort over tilløbenes og punktkildernes placering i oplandene til Søgård Sø.



Bilag 2.2: Arealudnyttelse i oplandet til Søgård Sø.

Oplands type	Ha
Hede, Eng og Overdrev	22
Skov	132
Vej og bebyggelse	96
Landbrug	1990
Sø og mose	14
uklassificeret	13
I alt	2267

Bilag 2.3: Jordbundstype i oplandet til Søgård Sø.

Jordbundstype 0 – 1 meters dybde	km ²	%
Grov lerbl. sandjord/fin lerbl. sandjord	8,83	39
Grov sandbl. lerjord/fin sandbl. lerjord	7,77	35
Lerjord	4,45	20
Uklassificeret	1,40	6

Bilag 2.4: Morfometriske data, Søgård Sø.

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	19 dage (år)
Areal af opland	22,67 km ²

Bilag 3.1: Nedbørs- og fordampningsdata, Søgård Sø, 1989-2003.

Nedbør (mm)																	
st. 23250	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	1989-02	
Bredsten	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	1989-02	
Jan	31,7	106,4	95,6	53,9	112,0	123,2	112,0	6,8	0,0	75,1	112,3	57,9	41,6	104,2	55,0	73,8	
Feb	67,5	126,8	34,5	52,0	38,0	77,2	113,0	41,9	73,5	66,3	49,5	81,1	62,5	126,0	17,9	72,1	
Mar	94,6	52,0	43,5	72,7	25,0	99,9	68,0	9,1	39,8	74,1	91,4	76,7	47,3	43,0	22,1	59,8	
Apr	44,1	40,3	53,8	71,3	14,0	32,6	34,0	5,1	50,7	111,0	40,4	36,5	55,1	34,4	51,2	44,5	
Maj	19,5	12,4	16,9	36,5	24,0	31,6	62,0	61,7	84,6	27,3	38,8	64,1	43,6	82,7	74,0	43,3	
Jun	31,3	60,9	75,1	0,2	20,0	85,2	62,0	16,8	49,2	59,5	9,5	56,5	42,9	112,1	86,5	48,7	
Jul	57,5	52,9	38,8	44,5	99,0	12,1	63,0	52,4	55,2	133,0	3,1	47,3	73,6	110,5	60,6	60,2	
Aug	40,9	84,2	28,6	149,0	91,0	119,4	28,0	65,6	50,0	56,5	61,4	69,7	94,9	92,8	66,4	73,7	
Sep	42,5	174,0	55,9	44,3	129,0	145,8	113,0	47,8	38,0	84,3	115,3	81,4	167,1	17,5	50,3	89,7	
Okt	111,2	102,3	60,7	79,7	105,0	65,5	33,0	83,9	101,2	214,3	92,7	99,9	74,4	139,8	83,1	97,4	
Nov	28,9	51,5	106,8	154,6	42,0	82,7	67,0	132,9	28,8	54,8	29,8	93,3	64,5	77,0	46,1	72,5	
Dec	68,6	66,4	76,0	61,5	134,0	134,7	20,0	42,8	66,7	65,6	173,3	68,0	55,9	22,7	80,8	75,4	
I alt	638,3	930,1	686,2	820,2	833,0	1009,9	775,0	566,8	637,7	1021,8	817,5	832,4	823,4	962,7	694,0	811,1	
Potentiel fordampning (mm)												Båstrup			Bygholm		1989-02
st. 23250	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Middel	
Bredsten	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Middel	
Jan	6,4	5,2	7,8	7,0	7	6,3	7	4	7	7	2,5	5,1	5,3	5,5	5,5	5,9	
Feb	12,7	13,4	12,4	11,6	12,0	9,4	14,0	11	12,0	10,0	4,8	8,3	13,4	14,3	12,8	11,4	
Mar	28,8	33,3	26,8	26,6	31,0	29,3	29,0	26	34,0	36,0	17,5	23,8	30,8	35,0	39,7	29,1	
Apr	52,1	63,6	52,0	44,0	60,0	53,3	56,0	63	59,0	38,0	45,1	43,3	46,5	51,8	67,3	52,0	
Maj	106,5	102,2	88,5	112,5	98,0	84,3	89,0	69	79,0	102,0	79,8	84,5	100,9	88,4	83,0	91,8	
Jun	116,6	81,0	77,2	132,8	108,0	98,9	93,0	93	108,0	95,0	73,2	84,4	95,2	107,4	101,3	97,4	
Jul	104,7	104,9	114,8	107,5	84,0	131,3	117,0	96	116,0	91,0	89,2	77,6	113,0	85,9	110,4	102,4	
Aug	74,8	90,8	83,3	71,2	73,0	83,6	111,0	95	103,0	75,0	77,6	70,0	80,2	59,3	99,4	82,0	
Sep	53,1	42,3	55,4	49,1	34,0	38,7	43,0	52	52,0	37,0	44,4	38,3	38,8	60,1	56,2	45,6	
Okt	24,5	24,5	25,3	25,0	19,0	25,1	25,0	23	23,0	18,0	15,8	15,1	22,1	19,9	29,3	21,8	
Nov	11,8	10,4	9,2	8,5	5,0	10,2	10,0	8	8,0	8,0	5,7	5,4	10,1	6,1	7,9	8,3	
Dec	5,3	4,9	4,9	4,0	4,0	5,1	4,0	2,0	4,0	5,0	2,9	2,6	4,7	2,4	4,5	4,0	
I alt	597,3	576,5	557,6	599,8	535	575,5	598	542	605	522	458,5	458,4	561	536,1	617,3	551,6	

1998: april og juli er der ikke registreret nedbør på målerne trods det var meget nedbørsrige måneder

derfor er der for disse to måneder anvendt nedbørstal for vandrups st.

1999: juni og juli for lave grundet driftsforstyrrelser på stationen

1999- 2001: fordampningsdata fra station Båstrup

2001: Ingen nedbørdata for juli, i stedet anvendt værdi fra Båstrup st.

2002 : Fordampningsdata fra st. 23141, Horsens, Bygholm

Bilag 4.2: Kildernes bidrag af kvælstof og fosfor, Søgård Sø, 1989-2003.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Kvælstof, ton/år															
byspildevand	0,800	1,700	0,800	1,900	0,900	1,180	1,230	0,860	0,859	0,560	0,226	0,820	0,000	0,000	0,000
regnvand	0,100	0,100	0,100	0,100	0,040	0,050	0,040	0,030	0,030	0,048	0,043	0,039	0,039	0,048	0,032
spredt bebyggelse	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,430	0,500	0,550	0,771	2,068	0,652	0,399	0,368	0,399	0,396
diffus, heraf	43,860	88,440	62,880	106,400	103,160	111,260	63,580	42,320	35,540	128,560	90,961	71,281	63,140	78,850	40,040
baggrund	6,944	11,392	8,078	11,985	15,232	20,672	13,326	6,000	4,733	19,333	15,976	12,247	10,380	16,149	5,554
landbrug	36,916	77,048	54,802	94,415	87,928	90,588	50,252	36,320	30,807	109,227	74,985	59,034	52,760	62,700	34,086
atmosfærisk deposition	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,530	0,473	0,473	0,473	0,473	0,401
andet	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,640	0,000	0,000	0,000	0,000
Fosfor, ton/år															
byspildevand	0,550	0,230	0,080	0,100	0,120	0,130	0,110	0,080	0,070	0,072	0,096	0,076	0,000	0,000	0,000
regnvand	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,013	0,011	0,010	0,010	0,013	0,008
spredt bebyggelse	0,170	0,170	0,170	0,170	0,170	0,100	0,110	0,120	0,180	0,122	0,146	0,089	0,089	0,089	0,096
diffus, heraf	0,040	0,270	0,560	0,500	1,120	1,430	0,570	0,230	0,201	1,240	1,094	1,249	0,805	1,467	0,245
baggrund	0,208	0,392	0,265	0,289	0,333	0,596	0,433	0,192	0,153	0,529	0,579	0,371	0,383	0,485	0,215
landbrug	-0,168	-0,122	0,295	0,211	0,787	0,834	0,137	0,038	0,048	0,711	0,515	0,878	0,422	0,882	0,027
atmosfærisk deposition	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
andet	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,941	0,000	0,000	0,000	0,000

Bilag 4.3: Vandbalance for Søgård Sø, 1989-2003.

Vandbalance (mill. m ³ /år)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Total vandtilførsel	4,51	7,71	6,40	7,92	9,69	12,52	8,69	4,63	4,00	11,8	11,81	9,22	8,50	11,55	4,87
Vandraførsel	3,82	7,01	5,91	6,98	9,43	12,24	8,51	3,91	3,51	10,95	10,23	8,95	7,86	9,93	4,49
Fordampning	0,17	0,17	0,17	0,18	0,19	0,17	0,18	0,15	0,17	0,16	0,13	0,13	0,17	0,17	0,18
Grundvand											0,85	0,13	0,46	1,50	0,16
Total vandraførsel	4,41	7,70	6,46	7,69	9,82	12,44	8,89	4,52	4,11	11,59	11,21	9,22	8,48	11,59	4,84
Magasinering	0,10	0,01	-0,06	0,23	-0,14	0,07	-0,20	0,09	-0,11	0,22	-0,11	0,01	0,02	-0,04	0,03
Vandets opholdstid:	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
På årsbasis (år)	0,110	0,075	0,088	0,078	0,057	0,048	0,063	0,111	0,126	0,051	0,051	0,063	0,069	0,052	0,100
På årsbasis (dage)	40	27	32	28	21	18	23	41	46	19	19	23	25	19	37
Sommer 1/5 - 30/9 (dage)	1,176	0,556	0,857	0,609	0,384	0,232	0,476	0,941	0,759	0,445	0,348	0,680	0,465	0,296	0,500
	429	203	313	222	140	85	174	343	277	162	127	248	170	108	183
Alstrømningshøjde	16,5	28,8	24,2	28,8	36,8	46,6	33,3	16,9	15,4	43,4	42,0		31,7	43,4	18,1

Bilag 5.1: Kvælstofbalance for Søgård Sø, 2003.

Kvælstofbalance - Søgård Sø															
År	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, ton/år	45,4	90,7	64,6	109,0	105,4	113,4	65,9	44,3	37,7	130,6	95,0	73,2	64,0	79,7	40,5
Samlet fraførsel, ton/år	33,6	67,2	52,6	85,6	92,8	89,2	52,1	34,4	29,2	106,5	76,7	59,4	51,9	62,4	25,7
Magasinering	0,8	0,5	-0,2	3,2	0,2	0,9	-1,1	3,9	-3,2	3,1	-1,7	0,1	-0,4	-0,5	0,7
Intern belastning	-10,9	-23,0	-12,2	-20,2	-12,4	-23,3	-14,9	-5,9	-11,7	-21,0	-19,9	-13,7	12,5	17,8	14,1
Indløbskonc., mg/l	11,4	12,9	10,8	14,9	10,8	9,1	7,7	10,7	10,8	11,1	8,2	7,9	7,5	6,9	8,3
Udløbskonc., mg/l	8,4	9,6	8,8	11,7	9,5	7,2	6,1	8,3	8,4	9,0	6,6	6,4	6,1	5,4	5,3
Tilbageholdelse	11,8	23,5	12,0	23,4	12,6	24,2	13,8	9,8	8,5	24,2	18,3	13,8	12,1	17,3	14,8
Tilbageholdelse i %	26,0	25,9	18,5	21,5	12,0	21,3	20,9	22,2	22,5	18,5	19,2	18,8	18,9	21,7	36,5
Sommer	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, ton/år	2,8	9,3	4,1	6,3	11,8	19,1	6,6	2,8	5,8	10,4	10,3	4,7	8,9	9,8	6,3
Samlet fraførsel, ton/år	1,5	2,4	1,6	3,5	7,2	11,3	2,4	0,7	2,6	5,9	4,1	1,6	3,7	3,4	2,1
Magasinering	-3,0	0,4	-1,7	-2,6	0,3	0,7	0,2	-1,3	-2,9	-2,9	-0,5	-2,1	0,7	-1,4	-0,3
Intern belastning	-4,2	-6,4	-4,1	-5,4	-4,3	-7,1	-4,1	-3,4	-6,1	-7,5	-6,8	5,1	4,5	7,9	4,5
Indløbskonc., mg/l	8,4	11,9	9,5	10,4	9,0	8,8	7,5	10,6	10,6	9,6	9,0	7,2	13,7	5,4	6,2
Udløbskonc., mg/l	4,6	3,1	3,8	5,8	5,5	5,2	2,7	2,6	4,7	5,4	3,5	2,5	5,7	1,8	2,1
Tilbageholdelse ton/år	1,2	6,9	2,4	2,7	4,6	7,8	4,2	2,1	3,2	4,6	6,2	3,1	5,2	6,5	4,2
Tilbageholdelse i %	44,8	73,8	60,2	44,0	38,9	40,6	64,0	75,6	55,5	43,7	60,6	65,8	58,6	65,9	66,8

Tilførsel

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Til. 360023	5899,2	4558	3050,1	885,6	1262,8	604,3	384,7	260,1	305,4	571,4	3077	6224,4	2817,3	27083
Til. 360199	1026,7	662,9	391,5	119,6	268,8	143,2	75,3	35,4	41,9	65	605,8	1461,5	564,6	4897,6
Umålt opland	1124,6	726,1	428,9	131	294,4	156,8	82,5	38,8	45,9	71,2	663,5	1600,8	618,4	5364,6
Grundvand	0	13,8	0	115,1	116,7	468	552,1	783	210,5	414,4	0	0	2130,3	2673,7
Atm. deposit	40,8	39,3	37,6	36,1	36,9	36,8	36,1	36	36,2	36,6	37,5	39,9	182	449,8
I alt	8091,3	6000,1	3908,2	1287,4	1979,6	1409,2	1130,7	1153,2	640	1158,6	4383,8	9326,6	6312,7	40469
I alt ton	8,09	6,00	3,91	1,29	1,98	1,41	1,13	1,15	0,64	1,16	4,38	9,33	6,31	40,47

Fraførsel

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Afl. 360198	6237,9	5431,6	2577,8	746,2	795,3	490,7	235,1	251,5	323,5	324,2	1696,1	5483,6	2096,2	24594
Grundvand	665,7	0	11,9	0	0	0	0	0	0	0	91,7	316,6	0	1085,9
I alt	6903,6	5431,6	2589,7	746,2	795,3	490,7	235,1	251,5	323,5	324,2	1787,8	5800,2	2096,2	25680
I alt ton	6,9	5,4	2,6	0,7	0,8	0,5	0,2	0,3	0,3	0,3	1,8	5,8	2,1	25,7

Magasinering og retention

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Magasinering	123,5	-939,7	-800,7	-1054	-356,3	-460,4	-259,6	643	133,3	62,6	1672,2	1894,8	-299,9	658,6
Magasinering ton	0,1235	-0,94	-0,801	-1,054	-0,356	-0,46	-0,26	0,643	0,1333	0,0626	1,6722	1,8948	-0,3	0,6586
Retention	1064,2	1508,2	2119,1	1595,4	1540,7	1378,8	1155,1	258,7	183,2	771,8	923,7	1631,6	4516,4	14131
Retention ton	1,0642	1,5082	2,1191	1,5954	1,5407	1,3788	1,1551	0,2587	0,1832	0,7718	0,9237	1,6316	4,5164	14,131
I alt	1187,7	568,5	1318,4	541,3	1184,3	918,5	895,5	901,7	316,5	834,4	2596	3526,4	4216,5	14789

Retention	Sommer	55,9
	År	31,5

Bilag 5.2: Fosforbalance i kilo for Søgård Sø, 2003.

År	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, kg/å	897,3	868,4	928,1	879	1410,8	1634,8	874,4	523,4	507,9	1454,3	3145,2	1451,5	907,4	1572	348,6
Samlet fraførsel, kg/	950,7	1379,4	938,2	730,2	1297,2	1457,3	1229,1	444,5	368,5	1326,5	1367,3	951,8	790,8	1407,1	518,7
Magasinering	6,1	9,4	-67,9	46,3	-22	26,1	-77,3	19,3	-5,9	11,3	49,7	-3,1	-7,8	-12,4	42,1
Retention	-59,5	-520,4	57,8	102,5	135,6	151,4	-277,4	59,6	145,3	116,5	1728,2	502,8	124,4	177,3	-212,3
Indløbskonc., mg/l	0,199	0,113	0,145	0,111	0,146	0,131	0,101	0,113	0,127	0,123	0,283	0,157	0,107	0,136	0,072
Udløbskonc., mg/L	0,215	0,179	0,145	0,095	0,132	0,117	0,138	0,098	0,090	0,114	0,122	0,103	0,093	0,121	0,093
Sommer	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, kg/å	91,4	136,4	66,7	90,7	195,8	290,2	114,6	46,3	53,6	101,3	146,2	65,3	106,3	157,8	63,6
Samlet fraførsel, kg/	100,1	399,2	162,9	157,3	277,3	370,2	221,7	75,3	103,1	195,3	362,9	145	179,7	445,1	212,4
Magasinering	63,3	94,2	110	25,5	19,2	13,3	67,9	55,5	46,4	31,4	92,5	34	94,3	74,6	174,4
Retention	-72,0	-357,0	-206,2	-92,1	-100,7	-93,3	-175,0	-84,5	-95,9	-125,4	-309,1	-113,7	-167,7	-361,9	-323,1
Indløbskonc., mg/l	0,020	0,018	0,010	0,011	0,020	0,023	0,013	0,010	0,013	0,009	0,013	0,007	0,013	0,014	0,013
udløbskonc., mg/l	0,023	0,052	0,025	0,020	0,028	0,030	0,025	0,017	0,025	0,017	0,032	0,016	0,021	0,038	0,038

Tilførsel

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Til. 360023	90,1	29,6	22,4	6,8	14,2	8,9	6,8	5,2	5,3	6,8	28,1	46,4	40,4	270,6
Til. 360199	8,6	4,6	3,1	0,8	1,6	1,2	0,8	0,3	0,3	0,3	2,3	4	4,2	27,9
Umålt opland	9,4	5	3,4	0,9	1,7	1,3	0,9	0,4	0,3	0,3	2,5	4,3	4,6	30,6
Grundvand	0	0,1	0	0,8	0,7	2,9	3,4	4,8	1,3	2,5	0	0	13,1	16,5
Atm. deposit	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	1,2	3
Ialt	108,3	39,6	29,2	9,5	18,4	14,6	12,2	10,9	7,5	10,1	33,2	55	63,6	348,6

Fraførsel

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Afl. 360198	59,5	37,5	19,8	11,8	39,8	23,5	42,9	53	53,2	23,9	46,8	90,9	212,4	502,6
Grundvand	6,9	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	4,1	5	0	16,1
Ialt	66,4	37,5	19,9	11,8	39,8	23,5	42,9	53	53,2	23,9	50,9	95,9	212,4	518,7

Magasinering og retention

	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	Sommer	År
Magasinering	-14	-10,9	4,8	12,7	30,9	57,7	27,2	46,8	11,7	-108,7	-24,7	8,6	174,4	42,1
Retention	56	13	4,6	-15,1	-52,3	-66,6	-57,9	-88,9	-57,3	95	7	-49,6	-323,1	-212,3
Ialt	41,9	2,1	9,4	-2,4	-21,4	-8,9	-30,7	-42,1	-45,7	-13,8	-17,7	-41	-148,8	-170,2
Retention	Sommer	-307,2												
	År	-53,4												

Bilag 6.1: Sommer- og årsmiddel for de vandkemiske parametre i Søgård Sø, 1989-2003. Udvikling vurderet ud fra lineær regression lavet på logtransformeret middelværdier.

Sommer middel	Sigtet.	Klorofyl	pH	Total fosfor	Filt. uorg. fosfor	Total kvælstof	Amm. kvælstof	Nitrit, nitrat kvælstof	Sili- cium	Tot. jern	Alkal.	Susp. stof	Gløde- tab	COD	Temp
År	m	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	meq/l	mg/l	mg/l	mg/l	c
1989	0,34	0,208	9,10	0,426	0,064	3,75	0,107	1,262	3,72		1,88	52,42	27,96		16,81
1990	0,35	0,341	9,41	0,586	0,160	3,78	0,048	1,119	8,52		1,82	53,80	30,25		15,89
1991	0,38	0,214	9,18	0,413	0,075	2,97	0,017	1,081	3,82		1,84	44,70	22,11		16,36
1992	0,43	0,16	8,69	0,292	0,040	4,09	0,110	2,026	1,26		2,45	41,64	18,95	26,41	16,64
1993	0,45	0,171	8,63	0,319	0,083	3,86	0,083	1,590	4,76	0,775	2,00	37,80	21,86	29,08	14,74
1994	0,48	0,127	8,26	0,268	0,055	3,50	0,167	1,747	2,87	0,717	1,97	31,97	15,35	21,77	17,17
1995	0,56	0,142	8,92	0,371	0,166	2,64	0,132	1,264	11,07	0,572	2,23	28,47	16,72	23,81	17,87
1996	0,45	0,186	8,85	0,265	0,047	2,52	0,120	0,590	1,30	0,641	1,84	32,94	15,93	24,45	15,77
1997	0,42	0,153	9,22	0,261	0,039	3,24	0,085	1,516	1,73	0,613	1,84	33,35	18,48	18,49	18,48
1998	0,53	0,149	8,70	0,239	0,039	4,03	0,111	2,294	1,65	0,686	2,16	35,52	17,28	19,23	16,21
1999	0,46	0,14	8,70	0,260	0,034	3,12	0,118	1,351	2,12	0,823	2,14	33,83	15,71	22,55	17,52
2000	0,46	0,136	8,90	0,273	0,038	2,30	0,066	0,545	2,09	0,650	2,06	28,05	15,08	21,89	17,18
2001	0,59	0,09	8,63	0,29	0,10	2,81	0,07	1,29	4,98	0,38	2,39	23,92	14,30	18,03	16,41
2002	0,64	0,11	8,64	0,22	0,06	2,22	0,03	0,69	7,71	0,23	2,58	18,45	13,18	17,45	18,91
2003	0,52	0,14	8,87	0,29	0,09	2,30	0,11	0,52	2,63	0,28	2,32	22,49	16,70	19,67	17,71

Udvikling	+	-	0	-	0	-	0	0	0	-	+	-	-	-	0
r ²	0,644	0,585	0,128	0,530	0,049	0,475	0,002	0,202	0,014	0,557	0,364	0,820	0,680	0,597	0,244
p-værdi	0,000	0,002	0,190	0,002	0,427	0,004	0,886	0,093	0,675	0,008	0,017	0,000	0,000	0,003	0,061

Års middel	Sigtet.	Klorofyl	pH	Total fosfor	Filt. uorg. fosfor	Total kvælstof	Amm. kvælstof	Nitrit, nitrat kvælstof	Sili- cium	Tot. jern	Alkal.	Susp. stof	Gløde- tab	COD	Temp
År	m	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	meq/l	mg/l	mg/l	mg/l	c
1989	0,51	0,169	8,80	0,307	0,047	5,62	0,072	3,371	4,37		2,25	37,20	20,16		10,12
1990	0,59	0,189	8,74	0,330	0,085	7,17	0,039	5,251	7,11		2,02	33,44	17,73		9,65
1991	0,51	0,152	8,78	0,275	0,053	5,75	0,027	4,184	4,98		2,15	30,90	15,18		9,71
1992	0,72	0,104	8,48	0,177	0,026	8,17	0,096	6,602	3,32		2,43	26,05	12,40	17,36	10,33
1993	0,78	0,095	8,37	0,197	0,056	7,66	0,075	6,121	5,94	0,577	2,16	22,77	12,80	16,41	9,32
1994	0,78	0,062	8,12	0,171	0,048	5,91	0,109	4,572	5,29	0,583	2,11	17,98	9,49	12,42	10,05
1995	0,85	0,077	8,40	0,213	0,093	4,50	0,094	3,552	9,48	0,490	2,39	17,56	10,18	14,12	10,38
1996	0,60	0,108	8,47	0,169	0,035	4,86	0,109	3,644	4,42	0,449	2,32	20,50	10,81	15,51	9,47
1997	0,70	0,109	8,87	0,165	0,023	5,66	0,052	4,256	3,14	0,418	2,13	21,08	12,46	12,75	10,63
1998	0,74	0,087	8,22	0,157	0,035	7,64	0,100	6,533	4,60	0,515	2,28	21,34	10,64	11,56	10,89
1999	0,70	0,074	8,24	0,177	0,040	5,85	0,089	4,473	5,34	0,656	2,33	20,89	9,99	12,94	11,10
2000	0,71	0,071	8,29	0,180	0,036	4,76	0,088	3,567	4,62	0,606	2,31	19,67	10,36	13,23	11,17
2001	0,97	0,05	8,29	0,17	0,05	5,14	0,06	4,22	5,40	0,28	2,57	15,45	9,54	10,71	10,04
2002	0,97	0,06	8,34	0,15	0,04	4,24	0,04	3,24	6,53	0,21	2,53	12,77	7,81	9,82	11,96
2003	0,89	0,08	8,54	0,19	0,07	4,13	0,11	2,84	3,17	0,21	2,54	15,64	10,80	13,71	10,54

Udvikling	+	-	0	-	0	-	0	0	0	-	0	-	-	-	+
r ²	0,556	0,593	0,232	0,519	0,015	0,347	0,049	0,161	0,021	0,502	0,154	0,757	0,648	0,482	0,417
p-værdi	0,001	0,001	0,069	0,002	0,663	0,021	0,428	0,138	0,610	0,015	0,147	0,000	0,000	0,012	0,009

Bilag 6.2: De målte vandkemiske parametre i Søgård Sø, 2003.

Dato	Susp.stof	Glødetab	Alkalinitet	COD	Ammonium	Nitrit-nitrat	Nitrogen,total	Orthophosphat	Phosphor, total	Jern	Silicium	Chlorophyl	pH	Sigtedybde
	µg/l	µg/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	pH	m
21-01-2003	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL	BL
09-04-2003	5700	1800	2,7	1700	92	6600	6800	37	69	130	4200	8,5	7,97	1,75
23-04-2003	15000	13000	2,4	23000	7,6	4100	5400	3,2	64	94	1500	66	8,9	0,65
06-05-2003	17000	8800	1,9	18000	15	2500	4100	5	77	83	1700	120	8,8	0,6
22-05-2003	8600	8400	2,2	15000	64	1900	3100	5,5	87	160	3000	39	8,06	0,8
02-06-2003	15000	15000	2,1	18000	16	650	2500	9,1	160	210	2900	150	9,04	0,5
25-06-2003	14000		1,9	19000	21	1100	2700	8,7	140	340	3800	85	8,49	0,4
08-07-2003	23000	17000	2,6	18000	5,3	660	2100	7,5	250	420	6200	160	8,85	0,6
21-07-2003	27000	17000	2,1	23000	4,6	2	1600	20	270	300	4400	160	9,27	0,5
04-08-2003	27000	17000	2,2	16000	6,1	2	1400	110	320	310	1200	87	9,2	0,55
20-08-2003	21000	15000	2,4	16000	8,8	57	1400	95	300	250	750	110	9,44	0,55
02-09-2003	36000	23000	2,4	29000	22	35	2100	160	420	220	1300	250	9,11	0,45
15-09-2003	28000	24000	2,4	26000	51	310	2700	140	400	140	540	230	9,23	0,4
30-09-2003	28000	19000	2,6	24000	330	360	2900	200	470	270	1100	130	9,07	0,5
14-10-2003	18000	10000	2,8	7900	1200	400	3100	270	460	450	2700	42	7,09	0,55
11-11-2003	16000	11000	2,7	14000	14	880	2500	100	260	190	3900	120	8,22	0,7
16-12-2003	8000	6200	3	6500	150	2200	3300	73	180	110	4600	20	8,23	1,9
	10000	3100	3,1	3000	140	6900	7600	73	120	250	4800	9,5	8,27	0,75

Bilag 6.3: Tidsvægtede sommergennemsnit for fytoplanktonbiomassen i Søgård Sø, 1989-2003.

Tidsvægtede sommergennemsnit	Kiselalger	Blågrønalger	Grønalger	Rekyalger	Furealger	Stilkalger	euglenaphyceae	Ubestemte	Total biomasse
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l
1989	6,71	0,02	8,46	0,76	0,00	0,00		0,00	15,96
1990	6,62	0,00	11,05	0,44	0,00			0,00	18,11
1991	9,23	0,00	10,52	0,58	0,13	0,00		0,00	20,47
1992	6,88	0,29	3,09	0,64	0,00	0,00		0,00	10,90
1993	4,99	0,33	2,82	0,83	0,45	2,28		0,00	11,71
1994	3,13	0,44	1,74	0,84	0,00	0,00		0,00	6,16
1995	3,13	6,82	2,55	1,24	0,00	0,22		0,00	13,96
1996	5,68	1,64	2,92	2,65	0,00	0,00		0,14	13,04
1997	3,35	1,27	2,64	0,61	0,00	0,58		0,02	8,47
1998	2,86	1,33	2,02	0,34	0,00	0,00		0,00	6,55
1999	3,15	1,65	3,96	0,57	0,00	0,00		0,00	9,33
2000	4,75	0,22	3,34	2,70	0,00	0,01		0,11	11,12
2001	4,28	0,38	5,85	1,39	0,04	0,13	0,21	0,37	12,65
2002	2,46	1,19	5,09	1,87	0,23	0,05			10,89
2003	4,33	5,16	3,98	1,91	0,20	0,40	0,11	0,17	16,26

Bilag 6.4: Biomasse af fytoplanktongrupper på prøvetagningsdatoerne i Søgård Sø, 2003.

Søgård Sø	Kiselalger	Blågrønalger	Grønalger	Rekyalger	Furealger	Stilkalger	Euglenaphyceae	Andre	Total-biomasse
2003	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l
09-04	0,692		0,244	0,5	0,353	11,322		0,121	13,23
23-04	1,181		0,413	0,788	0,166	15,587		0,268	18,40
06-05	0,576		0,317	3,566	0,169	0,884		0,109	5,62
22-05	1,291	1,208	12,744	6,095	0,186	1,584		0,153	23,26
02-06	0,284	1,938	1,751	1,932		0,556		0,194	6,66
25-06	2,166	0,519	9,535	1,034				0,342	13,60
08-07	9,142	1,214	5,493	1,728				0,292	17,87
21-07	6,39	0,904	5,403	0,784			0,089	0,217	13,79
04-08	9,727	0,976	2,044	1,042	0,721	0,099	0,492	0,22	15,32
20-08	5,431	13,109	1,8	0,363			0,555	0,092	21,35
02-09	8,923	26,857	1,163	0,545	1,206			0,107	38,80
15-09	2,548	8,364	0,849	0,811				0,052	12,62
14-10	0,189		0,012	8,998					9,20
11-11				0,901					0,90

Bilag 6.5: Tidsvægtede sommergennemsnit for dyreplanktonbiomassen i Søgård Sø, 1989 - 2003.

	Hjuldyr	Cladoceer	Cal. copepoder	Cycl. copepoder	Total biomasse
1989	0,04	0,92	0,000	0,58	1,54
1990	0,04	1,13	0,000	0,57	1,74
1991	0,03	0,29	0,002	0,80	1,12
1992	0,52	1,08	0,002	0,20	1,80
1993	0,17	1,13	0,001	0,44	1,73
1994	0,42	2,61	0,000	0,50	3,53
1995	0,06	1,81	0,001	0,93	2,80
1996	0,13	0,61	0,001	1,21	1,94
1997	0,06	0,73	0,002	1,58	2,37
1998	0,20	1,33	0,0002	1,58	3,11
1999	0,08	0,81	0,00	0,72	1,61
2000	0,14	0,36	0,00	0,41	0,91
2001	0,05	1,13	0,0011	0,59	1,77
2002	0,04	0,75	0,00	0,32	1,11
2003	0,11	1,11	0,00	0,69	1,91

Bilag 6.6: Biomasse af dyreplanktongrupper på prøvetagningsdatoerne i Søgård Sø, 2003.

Søg-2003	Hjuldyr µg DW/l	Cladoceer µg DW/l	Calanoide copepoder µg DW/l	Cyclopoide. copepoder µg DW/l	Total-biomasse µg DW/l
09-04-2003	2,645	1,146	0,0	112,8	116,6
23-04-2003	1,022	5,946	0,0	384,2	391,2
06-05-2003	1,811	6,68	0,0	1047,1	1055,6
22-05-2003	7,593	38,9	0,0	744,1	790,6
02-06-2003	47,59	1085,7	0,0	4031,3	5164,6
25-06-2003	40,9	283,7	0,0	111,1	435,7
08-07-2003	202,7	34,25	0,0	177,3	414,3
21-07-2003	182,4	26,12	0,0	112,8	321,3
04-08-2003	122,5	9,386	0,0	18,15	150,0
20-08-2003	406,1	42,04	0,0	61,38	509,5
02-09-2003	139,7	307,2	0,0	145,6	592,5
15-09-2003	46,82	7527,4	0,0	182,3	7756,5
30-09-2003	33,42	4408,7	0,0	197,3	4639,4
14-10-2003	61,58	1832,5		309	
11-11-2003	14,97	2826,1	0,0	554,3	3395,4

Bilag 6.7: Fiskeyngeldata, Søgård Sø, 2003.
 Den beregnede biomassetæthed af fiskeyngel hos de respektive arter i littoralzonen og i pelagiet, Søgård Sø, juli 2003.

Art	Antal/m ³		g (vådvægt)/m ³	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Skalle 0+	1,69	2,26	0,27	0,36
Skalle +1	0,14	0,02	0,77	0,09
Rudskalle 0+	0,01	0,02	0,00	0,00
Brasen 0+	0,30	0,18	0,04	0,02
Aborrer 0+	0,10	0,11	0,10	0,10
Total	2,23	2,58	1,18	0,57

For Søgård Sø er der tidligere udgivet følgende:

Vejle Amt (1989). Overvågningssøerne Dons Nørresø 1977-88/Søgård Sø 1980-88.

Vejle Amt (1989-2002). Overvågning af søer 1989.....2002. Vejle Amts overvågningsrapport.