

Overvågning af

FÅRUP SØ 2003

Næringsalte * Belastning * Biologi

Udgiver:	Vejle Amt, Forvaltningen for Teknik og Miljø, Damhaven 12, 7100 Vejle. Tlf. 75 83 53 33.
Udgivelsesår:	2004.
Titel:	Overvågning af Fårup Sø, 2003.
Undertitel:	Næringsalte, belastning, biologi.
Forfatter:	Lisbeth Elbæk Pedersen.
Emneord:	Fosfor, kvælstof, belastning, fytoplankton, zooplankton, fisk, sører, vandmiljøplan.
© Copyright:	Vejle Amt, 2004. Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sideantal:	109.
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: 87-7750-832-7.

Indholdsfortegnelse	Side
1. Indledning.....	4
2. Sø- og oplandsbeskrivelse	5
2.1 Søbeskrivelse.....	5
2.2 Oplandsbeskrivelse.....	7
3. Klimatiske forhold	12
3.1 Temperatur og solindstråling	12
3.2 Nedbør og fordampning	13
3.3 Målinger i sører	15
4. Vand- og næringsstoftilførsel	20
4.1 Vandtilførsel.....	20
4.2 Kilder til næringsstoftilførslen	22
4.3 Udvikling i næringstilførslen	25
4.4 Belastningen fra de enkelte tilløb til søen	27
5. Vand- og stofbalance	30
5.1 Vandstand og vandbalance.....	30
5.2 Kvælstof-, fosfor- og jernbalance.....	32
6. Udviklingen i miljøtilstanden	38
6.1 Ilt og temperatur	39
6.2 Kvælstof, fosfor og øvrige parametre	40
6.3 Sigtdybde og klorofyl.....	46
6.4 Plante- og dyreplankton	48
6.5 Fisk	58
6.6 Undervandsplanter	62
6.7 Bundfauna	68
6.8 Fugle.....	70
6.9 Det fysiske, kemiske og biologiske samspil.....	73
7. Sediment	76
8. Miljøtilstand og fremtidig udvikling.....	77
8.1 Målsætning og miljøtilstand.....	77
8.2 Fremtidige tiltag	79
9. Sammenfatning og konklusion	81
10. Referenceliste	83
11. Bilag	85

1. Indledning

Fårup Sø er en af de tre sører i Vejle Amt, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for ferske vande i Danmark. Denne rapport beskæftiger sig med resultaterne fra Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Rapporten omhandler fysiske, kemiske og biologiske undersøgelser i søen, hvor hovedvægten ligger på at belyse ændringer i miljøtilstanden i 2003 i forhold til tidlige år. Rapporteringen er tilrettelagt efter retningslinjerne i Paradigma 2003 (Miljøstyrelsen, 2004). Der er givet en vurdering af effekter af miljøforbedrende tiltag. Muligheden for opfyldelse af målsætningen i Vandområdeplan 2003 ved reduktion af belastningen er belyst.

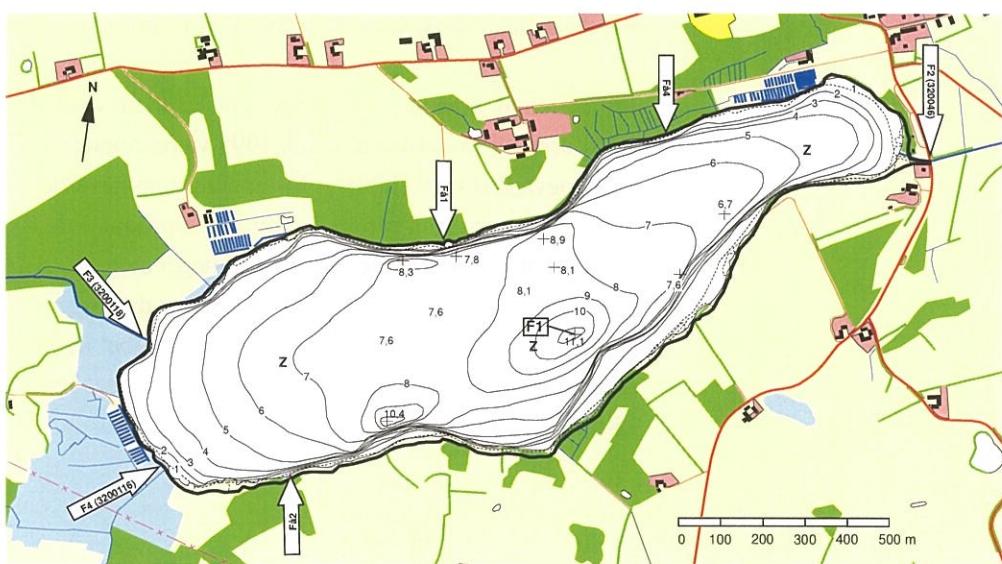
Der er i 2003 desuden foretaget en undersøgelse af søens fugle, som ikke er en del af NOVA-undersøgelsesprogrammet.

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

2. Sø- og oplandsbeskrivelse

2.1 Søbeskrivelse

Fårup Sø ligger i Egtved og Jelling Kommuner i en tunneldal øverst i Grejs Å-vandløbssystemet. Søen er dannet ved erosion af bundmateriale, der har skabt en lavning i terrænet. Søbunden består af ferskvandsdynd, der er aflejret efter istiden. Herunder ligger lag af skiftevis sand og ler (rækkefølgen kendes ikke).



Figur 2.1.1: Fårup Sø med dybdekurver og overvågningsstationer med stationsnumre. F1 angiver stationen, hvor der indsamles vand- og planktonprøver. Z angiver de to øvrige zooplanktonstationer.

Fårup Sø er relativ dyb med en maksimaldybde på 11 m og en middeldybde på 5,6 m (tabel 2.1.1). Søen er med sin beliggenhed i øst-vestlig retning meget vindeksporeret, hvorved vandmasserne hyppigt opblandes. Der kan dog i forbindelse med længerevarende perioder med varmt og stille vejr forekomme temperaturlagdeling af vandmasserne.

Søen har en smal littoralzone. Godt 80% af søens areal har således en dybde på over 4 m, figur 2.1.1. Søen har flere steder områder med undervandsvegetation, bestående af Potamogeton-arter, der forekommer på vandddybder indtil 2 m.

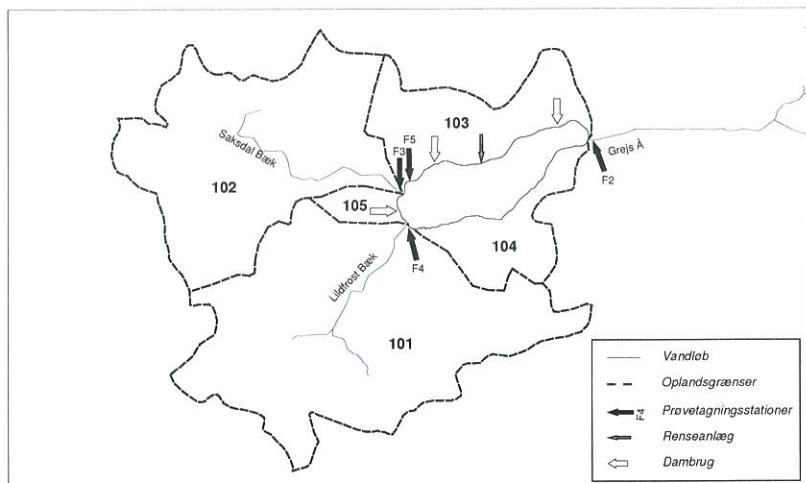
Areal	994.252 m ²
Volumen	5.555990 m ³
Gennemsnitsdybde	5,6 m
Største dybde	11,10 m
Omkreds	4990 m
Areal af opland	1321 ha

Tabel 2.1.1: Morfometriske data og oplandsareal, Fårup Sø, 2002.

Hovedparten af vandforsyningen til søen kommer fra væld, grundvand og overfladisk afstrømning fra oplandet, og kun en mindre del fra nedbør.

En del af den overfladiske afstrømning samles og udledes til søen via to vandløb, Saksdal Bæk mod nordvest og Lildfrost Bæk mod sydvest.

Fraførslen af vand sker gennem Grejs Å i søens østlige ende. Afløbet har fra 1940'erne og frem til sommeren 1995 været reguleret af et stemmeværk. Stemmeværket blev etableret for at give stemmeverksejerne i Grejs Å ret til at anvende søen som vandreservoir ved elproduktion. Reguleringen af afløbet har gennem årene resulteret i meget store vandspejlsvariationer i Fårup Sø, som har været til skade for søens dyre- og planteliv og den økologiske balance. Retten til at regulere afløbet fra søen blev afgivet i sommeren 1995, og vandstanden varierer nu mere naturligt, afhængig af afstrømningen.

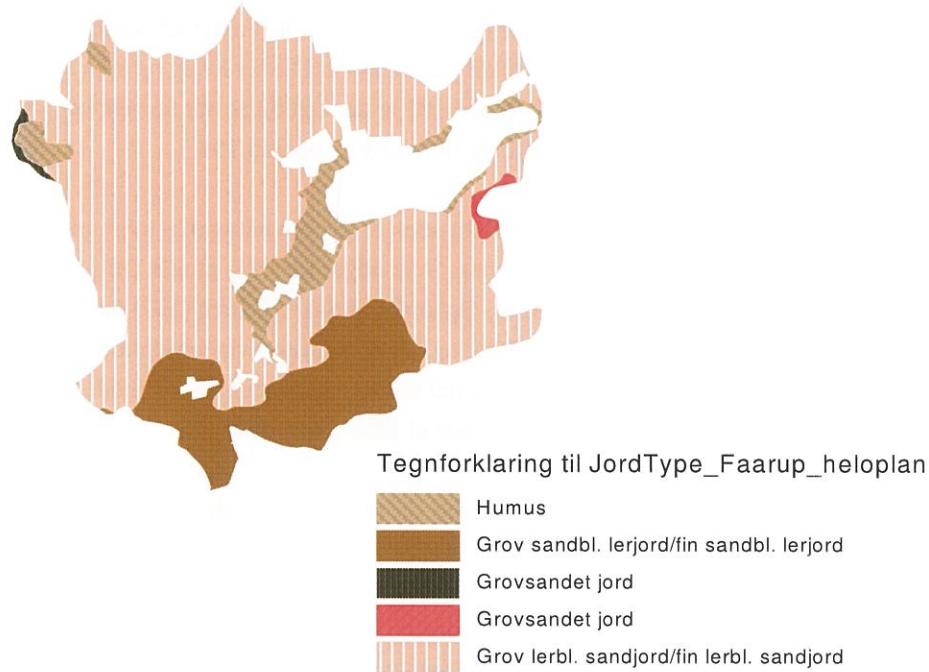


Figur 2.1.2: Kort over tilløbene og punktkildernes placering i oplandet.

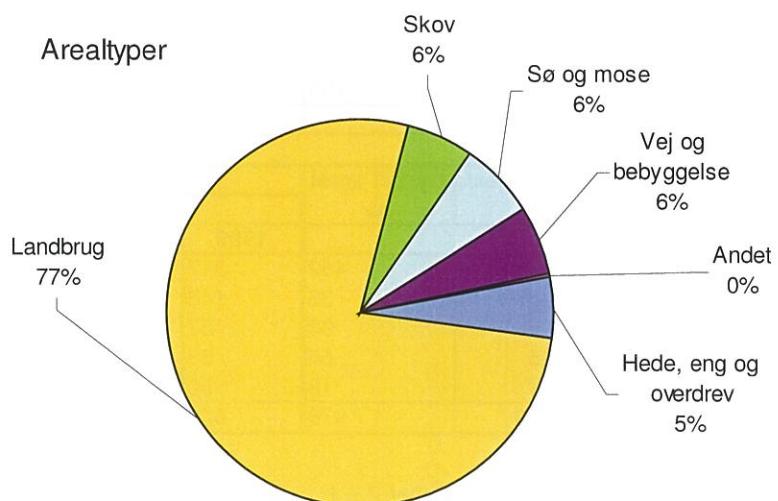
Fårup Sø er eutrofieret af tidligere og nuværende tilførsler af næringsstoffer fra især fosfor fra dambrug, spredt bebyggelse og fra dyrkede marker i oplandet. Der er i 2002 registreret 100 ukloakerede ejendomme. Det svarer til en tæthed på 0,19 PE/ha. Til trods for at søen er blevet mere klarvandet de senere år, er miljøtilstanden i søen ikke god. Indvandring af vandremuslingen *Dressena polymorpha*, som er hovedårsagen til det klare søvand, er desuden også medvirkende til at forringe søens tilstand.

2.2 Oplandsbeskrivelse

Søens samlede topografiske opland er beregnet til 1269 ha. Jordbunden i oplandet består overvejende af grov lerblændet sandjord/fin lerblændet sandjord (59%), grov sandblændet lerjord/fin sandblændet lerjord (33%) og humus (7,5%), figur 2.2.1 og bilagstabel 2.2.1.



Figur 2.2.1: Fordeling af jordbundstyper i Fårup Sø's opland, 2003.



Figur 2.2.2: Arealanvendelse af opland til Fårup Sø.

Langt hovedparten af oplandet er landbrugsområder, i alt ca. 77% af opmlandets samlede areal (figur 2.2.2). Derudover er der spredt dækning af skov (6%), anden natur (11%) m.v. og bebyggelse (6%). Oplandet er delt i 5 deloplande, som alle domineres af dyrkede arealer (tabel 2.2.1).

Dyretæthed (DE) er opgjort for hvert delopland. Data for hvert delopland og for hele oplandet fremgår af tabel 2.2.1 og figur 2.2.2. Gennemsnittet for hele oplandet er 0,62 DE/ha dyrket areal, mod 0,64 DE/ha i 1999. Der er stor forskel på antallet af DE for kvæg og svin mellem de enkelte deloplande. I opland 101 er der i 2002 er lidt færre kvæg, mens der er flere svin i opland 102 og flere kvæg i opland 104.

Nord for søen er der hovedsageligt svin, mens der syd for søen overvejende er kvæg. Svin udgør ca. 48% af alle DE i oplandet til Fårup Sø. Kvæg udgør 42%. Oplandet til Saksdal Bæk (102) har en største dyretæthed på 4,22 DE/ha, og det er primært svineproduktion. Oplandet til Lildfrost Bæk (101), som er det største delopland, har en moderat dyretæthed på 0,63 DE/ha, bestående af både kvæg og svin.

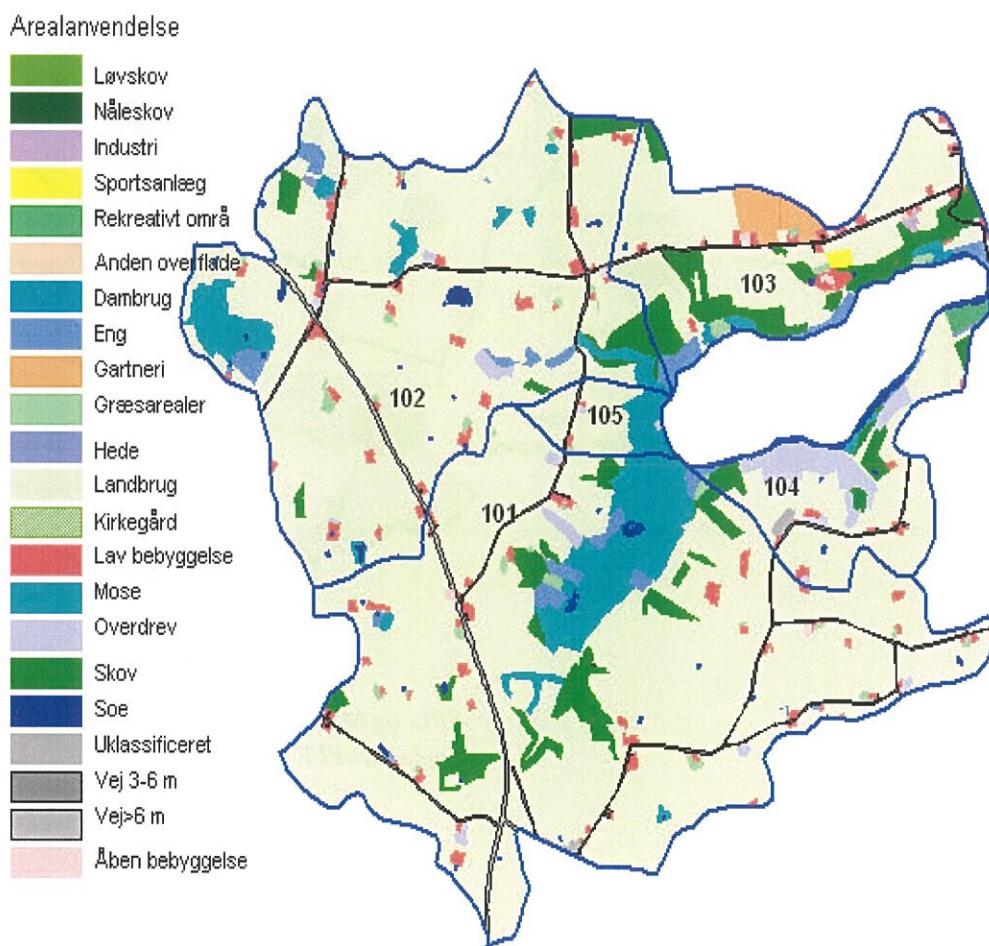
Erfaringer fra sager om udvidelser af husdyrhold viser, at der kan forventes fosforbalance ved 1,7 DE/ha for kvæg, 1-1,4 DE/ha for svin (afhængig af om der anvendes fytase) og ca. 0,6 DE/ha for andre husdyrhold. Dyretæheten på gårdniveau kan derfor, som gennemsnitligt betragtet, ikke alene forklare den relativt store fosfortilførsel til søen. Den ekstrem store tæthed af svin i opland 105, men især i Saksdal Bæk's opland, er bekymrende.

Opland	Kvæg		Svin		Andet	
	DE		DE		DE	
	2001	2002	2001	2002	2001	2002
101	156	152	108	102,7	41	8
102	36	36	109	116,7	1	1
103	1,00	0,87	55	59	1	0
104	29	46	0	0	12	7
105	26	24	22	28,7	0	0
	256	257	293	307	65	17

Oplandsareal ha	Dyrket areal ha	Total			Total DE/Dyrket areal		
		DE			DE		
		1999	2001	2002	1999	2001	2002
575	462	317	305	292	0,68	0,66	0,63
347	35	146	146	154	4,21	4,21	4,42
155	90	57	57	60	0,63	0,63	0,67
95	60	53	41	53	0,87	0,68	0,88
27	18	50	48	52	2,71	2,61	2,84
1269	978	622	597	611	0,64	0,61	0,62

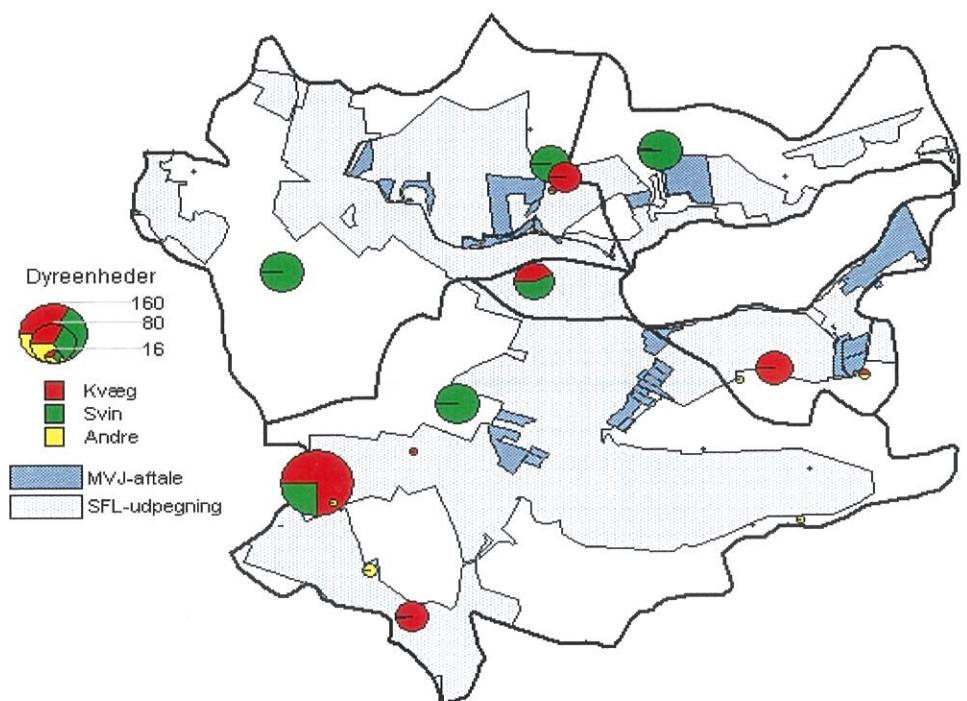
Tabel 2.2.1: Dyreenheder (DE) opgjort for hvert delopland til Fårup Sø.
For hvert delopland er angivet total DE pr. dyrket areal.

Dyretæthed opgjort på gårdniveau kan kun give et forsigtigt skøn over hvilke områder, der er hårdst belastet med gylle. Ved denne analyse redegøres der således ikke for brug af handelsgødning og eventuelle gyllespredningsaftaler mellem gårde i og udenfor oplandet til Fårup Sø. Analysen ser også på dyreenheder som et gennemsnit for deloplantene 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 f.eks. lavbundsjorde og skrånende arealer. Analysen er derfor et mangelfuld redskab til brug for udpegnings af områder, som er potentielle fosforkilder, og hvor eventuelle indsatsplaner med fordel kunne gennemføres.

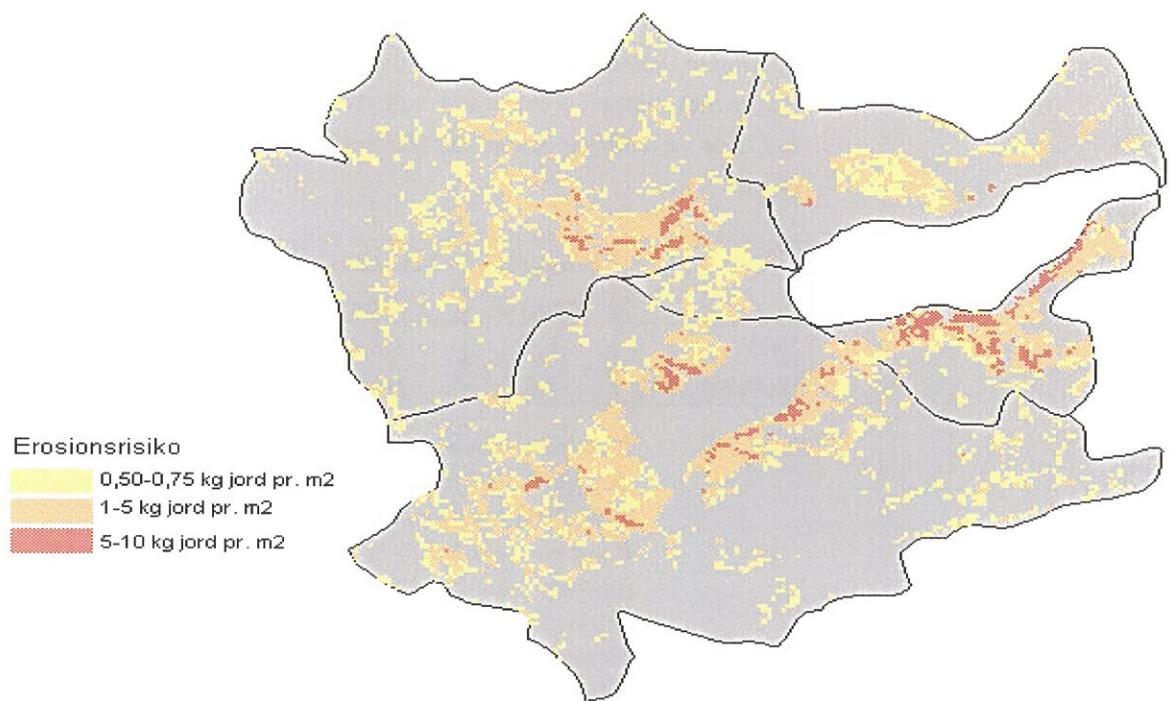


Figur 2.2.2: Deloplante til Fårup Sø med angivelse af arealanvendelse og dyrebestande. Deloplantene er nummeret 101-105.

Amtet forventer snart 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. I alt 647 ha af oplandet er udpeget som SFL-område, og heraf er der indgået MVJ-aftaler på 52 ha, svarende til 8% af SFL-udpegningen, figur 2.2.3. Der er derfor mulighed for at få flere MVJ-aftaler på nogle af de områder, der må betragtes som potentielle fosforkilder. Særlig interessante er dyrkede områder med stor erosionsrisiko, figur 2.2.4, og en stor del af disse er da også udpeget som SFL-områder, som muliggør MVJ-aftaler.



Figur 2.2.3: SFL- og MVJ-status for 2003 og dyreenheder i 2002 i oplandet til Fårup Sø.



*Figur 2.2.4: Erosionsrisikoen i oplandet til Fårup Sø.
Enheden er kg jord/m².*

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.

	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.

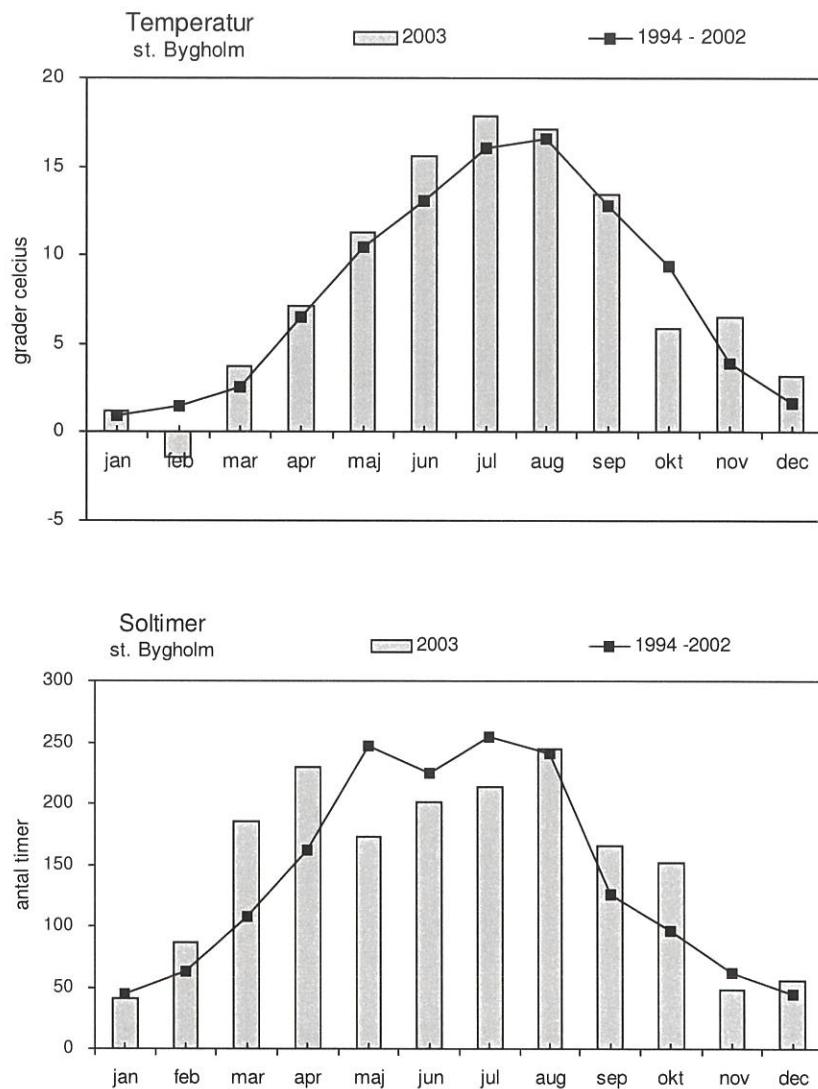
Lufttemperatur

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 v.h.a. 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 perioden 1994-2002 og stemmer overens med den højere temperatur. 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.



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

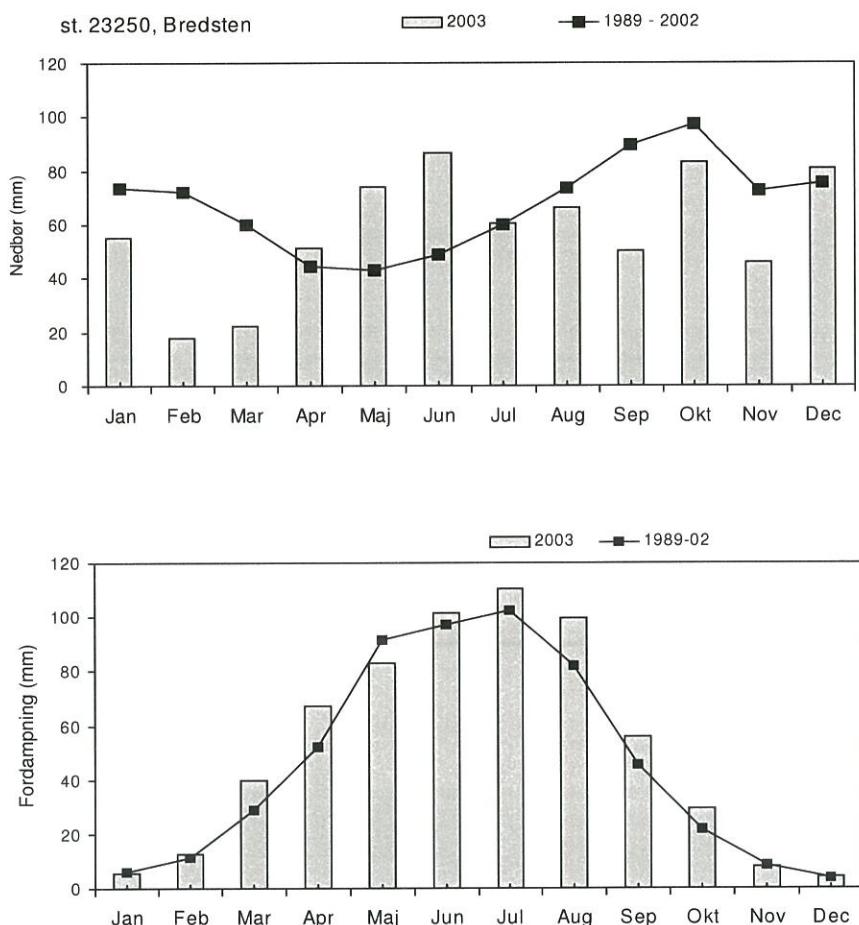
Nedbør

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

Årgennemsnittet 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. Ingen i sensommer og efterår var der en beskeden 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

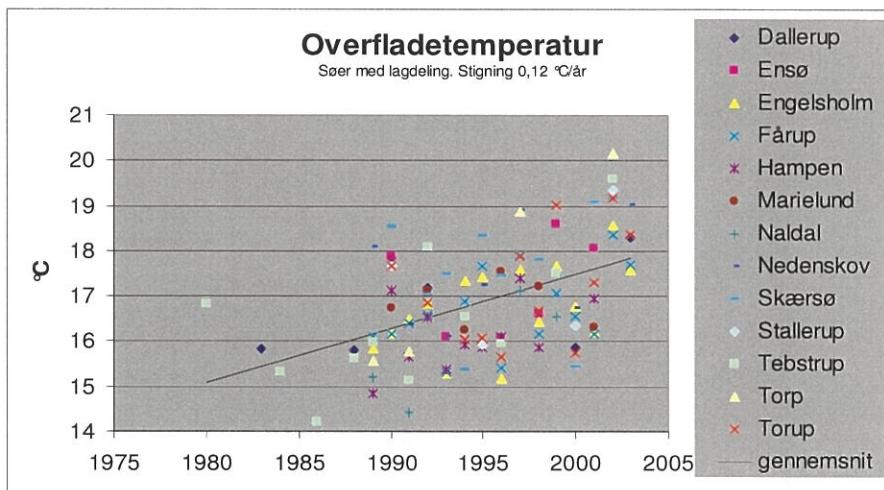
Datagrundlaget er ikke optimalt til en vurdering af de lokale vejrforhold, idet der vides at være store lokale forskelle, og visse målestationer ligger langt fra søen. Stationsskift skal undgås fremover (se også afsnit 3.3).

Samlet vurdering af 2003

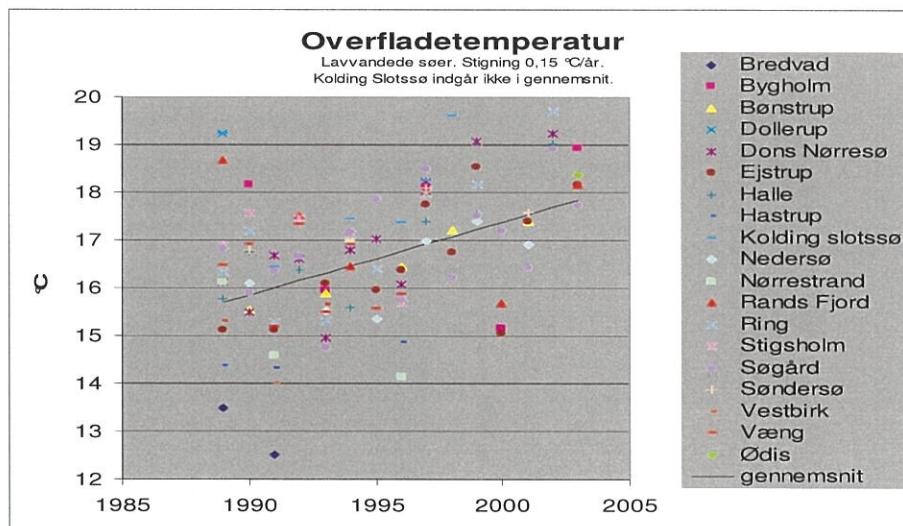
Lokalt blev sommeren 2003 meget varm, men ikke særlig solrig. Der kom meget nedbør først på sæsonen, men sidste del var tør. Det var ligeledes en meget nedbørfattig start på året.

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).

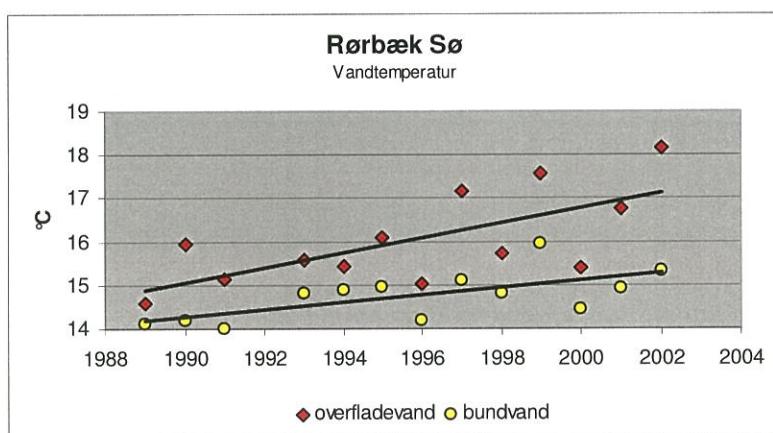


Figur 3.3.1: Overfladetemperaturen (sommergennemsnit) i 13 søer med mere eller mindre udtalt lagdeling i Vejle Amt.

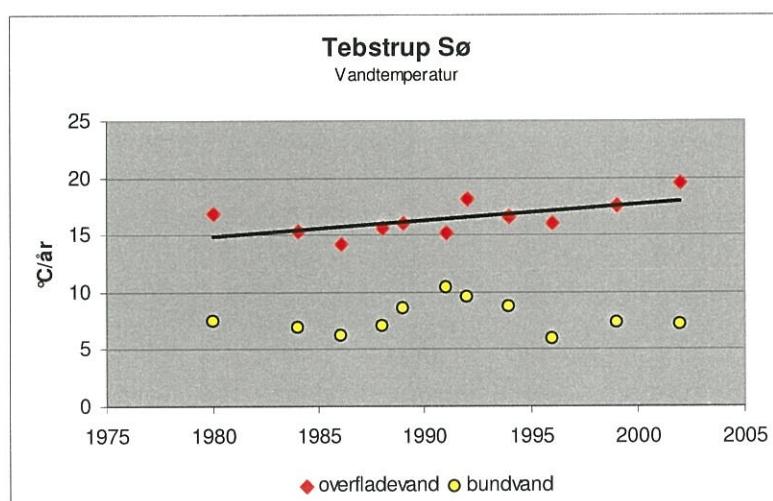


Figur 3.3.2: Overfladetemperaturen (sommergennemsnit) i 19 søer med meget sjældent forekommende lagdeling i Vejle Amt. Den beregnede regressionslinje indeholder ikke data fra Kolding Slotssø, der er stærkt påvirket af vand fra befæstede arealer i Kolding.

Ved test med lineær regression på sommertemperaturer er stigningen signifikant ($p<0,001$) for alle sørerne samt grupperet i hhv. lavvandede og lagdelende sører. Ændringen er i gennemsnit $0,15^{\circ}\text{C}/\text{år}$ i de lavvandede sører 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. For en række af de enkelte sører alene er stigningen signifikant, og der kan ofte ses en tilsvarende temperaturstigning for bundvandet. Der er dog en tendens til, at jo dybere søen bliver, jo mindre er temperaturen steget i bundvandet, og i de dybeste af amtets sører 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 Testrup Sø, der altid lagdeler.

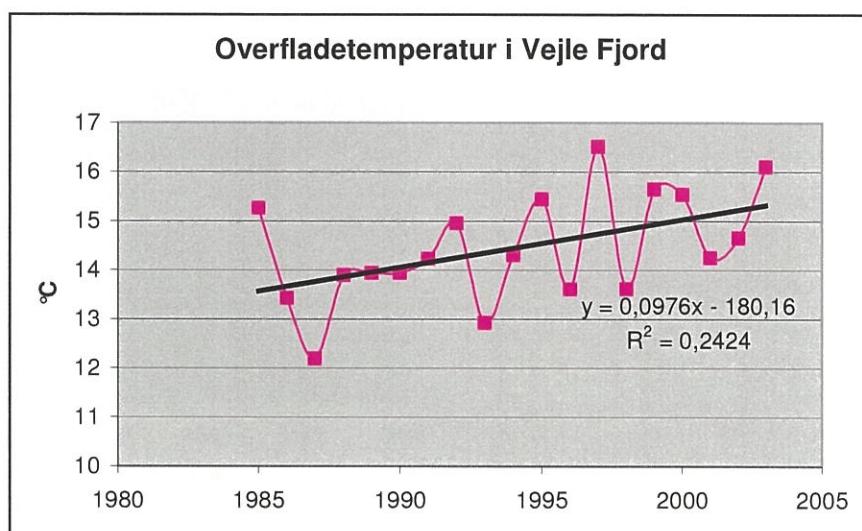


Figur 3.3.3: Vandtemperaturen (sommergennemsnit) i Rørbæk Sø i hhv. overfladen og ved bunden. Overfladetemperaturen er steget signifikant med $0,17^{\circ}\text{C}/\text{år}$, og bundvandstemperaturen er steget med $0,08^{\circ}\text{C}/\text{år}$, ligeledes signifikant.

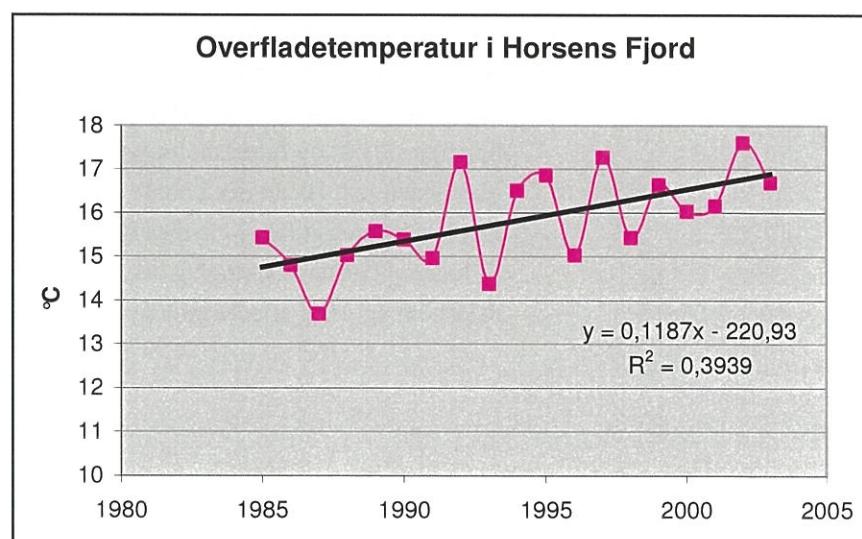


Figur 3.3.4: Vandtemperaturen (sommergennemsnit) i Testrup Sø i hhv. overfladen og ved bunden. Overfladetemperaturen er steget signifikant med $0,14^{\circ}\text{C}/\text{år}$, men bundvandstemperaturen viser ingen udvikling.

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 sørerne, i det mindste ikke over en længere årrække. 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 ($p<0,001$).

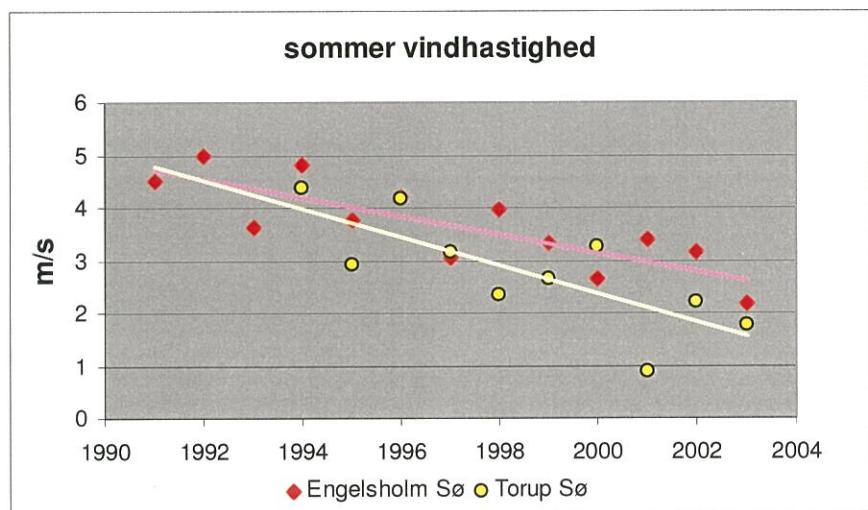


Figur 3.3.5: Vandtemperaturen i 1 meters dybe (sommergennemsnit), Vejle Fjord. Temperaturen er steget signifikant ($p<0,05$) med $0,1^{\circ}\text{C}/\text{år}$.



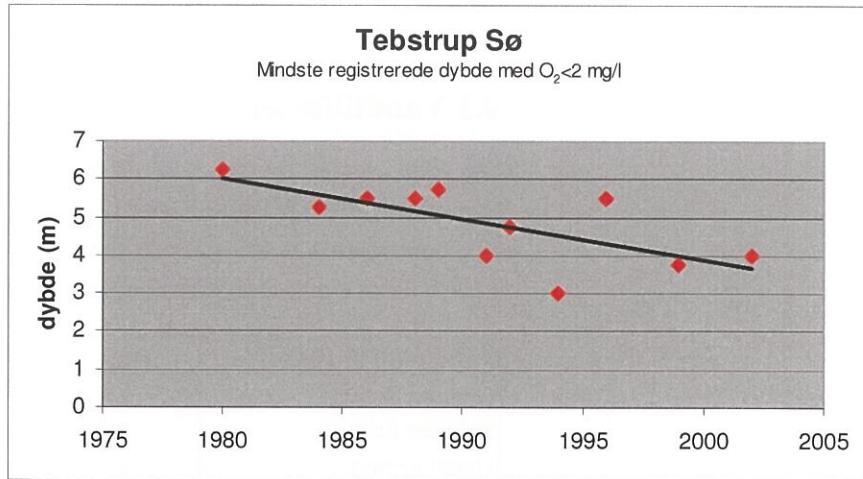
Figur 3.3.6: Vandtemperaturen i 1 meters dybe (sommergennemsnit), Horsens Fjord. Temperaturen er steget signifikant ($p<0,001$) med $0,1^{\circ}\text{C}/\text{år}$.

I Engelholm Sø og Torup Sø viser amtets målinger en halvering af vindhastigheden om sommeren gennem de seneste 10-12 år (figur 3.3.7). Dette har ikke kunnet påvises for andre sører som f.eks. Fårup Sø og Hampen Sø, men der har været indikationer derpå. Årsagen kan være sparsomme data. Amtet er ikke i besiddelse af tilstrækkeligt med vinddata fra DMI til at kunne vurdere en eventuel udvikling i perioden, men eksemplerne fra Engelholm Sø/Fårup Sø og Torup Sø/Hampen Sø, der ligger få kilometer fra hinanden, viser tydeligt, at stationsskift for DMI-data for denne parameter risikerer at give et misvisende billede af forholdene.



Figur 3.3.7: Vindhastighed (sommergennemsnit) målt på Engelholm Sø og Torup Sø. Faldene på hhv. 0,18 og 0,27 m/s/år er signifikante.

For nogle af de lagdelende sører har temperaturstigningen og sandsynligvis også den mindre vindhastighed indflydelse på, hvor dybt ilt-springlaget befinder sig. En gennemgang af den mindste dybde, hvor iltkoncentrationen måles til lavere end 2 mg O₂/l for de enkelte år, viste eksempelvis i Tebstrup Sø (figur 3.3.8) og Engelholm Sø, at dette observeres stadig nærmere overfladen (ca. 10 cm/år). I nogle sører som f.eks. Fårup Sø, hvor der ikke kan konstateres et fald i vindhastigheden, kunne dette dog ikke påvises. Et højere placeret iltspringlag betyder et større bundareal med dårlige iltforhold og deraf afledte miljøkonsekvenser, som f.eks. fosforfrigivelse.



Figur 3.3.8: Angivelse af mindste dybde de enkelte år, hvor iltkoncentrationen måltes til under 2 mg O₂/l.

4. Vand- og næringsstoftilførsel

4.1 Vandtilførsel

Den totale vandtilførsel i 2003 var med i alt 13,60 mill. m³ lidt over gennemsnittet for vandtilførslen for perioden 1989-2002, som var på 13,2 mill. m³. Størsteparten af den samlede vandtilførsel kom fra grundvand, i alt 75% i 2003, mens overfladeafstrømningen udgjorde 20%.

Vandtilførsel (mill m ³)	År	Sommer
Lildfrost Bæk	1,46	0,49
Saksdal Bæk	0,70	0,22
Umålt opland	0,51	0,15
Overfladeafstr.	2,67	0,86
Nedbør	0,69	0,34
Grundvand umålt	10,23	4,41
Total vandtilførsel	13,60	5,61

Tabel 4.1.1: Vandtilførslen til Fårup Sø, 2003.

Den totale månedsvise vandtilførsel fordelt på nedbør, afstrømning og grundvand for 2003 er afbildet i figur 4.1.1.

Nedbør

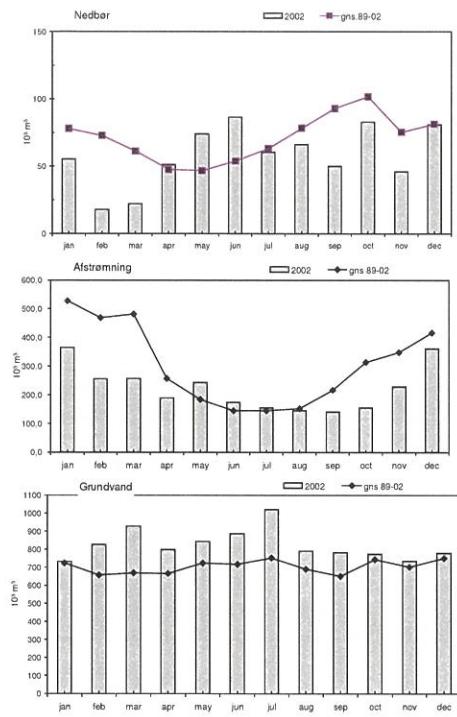
2003 adskilte sig meget fra de øvrige år, idet februar og marts var ekstremt tørre, mens maj og juni meget nedbørrige. Endelig faldt der også noget mindre nedbør især i september og november. Den samlede nedbørsmængde var i 2003 på 693.500 m³, svarende 5% af den samlede tilførsel.

Overfladeafstrømning

Variationen i overfladeafstrømningen afspejlede i 2003 ikke helt variationerne i nedbøren. Den store afstrømning i februar passede dog fint med den store nedbør i samme måned. I nogle af forårs- og sommermånedene var afstrømningen lav til trods for store nedbørsmængder, hvilket hang sammen med, at en stor del af vandet enten fordampede eller blev optaget i planterne. F.eks. var fordampningen i april, juni, juli og august over gennemsnittet, jf. kapitel 3.

Grundvandstilførslen

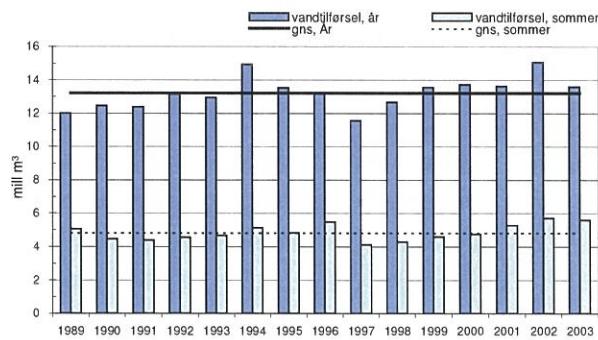
I stort alle måneder i 2003 lå grundvandstilførslen højere end gennemsnittet for perioden 1989-2002. De større nedbørsmængder i nogle af månederne i 2003 kan have haft betydning for grundvandstilførslen. Den årlige grundvandstilførsel til søen varierer normalt kun lidt fra år til år, men variationen i 2003 mellem månederne var, ligesom i 2002, større. Grundvandstilførslen i 2003 var med 10.231,8 mill. m³ den største for perioden.



Figur 4.1.1: Den månedlige vandtilførsel fordelt på nedbør, overflade-afstrømning (10^3 m^3) og grundvand i 2003 sammenlignet med gennemsnittet af den samlede månedsvise vandtilførsel i perioden 1989-2002.

Samlet vurdering

Selv om både nedbør og afstrømning de fleste måneder lå under gennemsnittet for overvågningsperioden, var den samlede vandtilførsel til Fårup Sø i 2003 over gennemsnittet for perioden, 3% mere på årsbasis og 16% mere på sommerbasis. Det skyldes, at grundvandsbidraget udgør hovedparten af vandtilførslen, og at dette bidrag generelt over året var større end/eller den samme som gennemsnittet for perioden.



Figur 4.1.2: Års- og sommervandtilførslen i perioden 1989-2003.

4.2 Kilder til næringsstoftilførslen

Fårup Sø modtager næringsstoffer via overfladisk afstrømning fra oplandet, punktkilder, atmosfærisk deposition og grundvand. Fosfor-, kvælstof- og jerntilførslen til Fårup Sø i 2003 fremgår af tabel 4.2.1.

2003 År	Fosfor	Kvælstof	Jern
(ton/år)			
Overfladisk afstrømning	0,138	8,074	2,481
Dambrug	0,240	1,74	
Atm. deposition	0,010	1,50	
Grundvand	0,634	23,17	11,18
Samlet tilførsel	1,022	34,476	13,66
Sommer	Fosfor	Kvælstof	Jern
Overfladisk afstrømning	0,049	1,328	0,919
Dambrug	0,100	0,725	
Atm. deposition	0,004	0,624	
Grundvand	0,273	9,982	4,819
Samlet tilførsel	0,481	12,659	5,738

Tabel 4.2.1: Fosfor-, kvælstof- og jerntilførslen til Fårup Sø, 2003.

Den overfladiske afstrømning af næringsstoffer er beregnet ud fra målinger af vandføring i de to mest betydende tilløb til søen, Lildfrost Bæk og Saksdal Bæk samt en beregning af det umålte opland. Beregning af atmosfærisk deposition er beregnet på baggrund af koefficienter. Grundvandsbidraget er det bidrag, der tilføres søen fra egentlige kilder i søbunden eller fra kilder i umiddelbar nærhed af søbredden.

Tilførsel 2003

Den samlede fosfortilførsel til Fårup Sø var i 2003 på 1,022 tons, hvilket er 3% mindre end gennemsnittet for perioden 1989-2002, som var på 1,059 tons. Tilførslen af kvælstof på 34,48 tons i 2003 var 11% mindre end gennemsnittet for perioden 1989-2002. Jerntilførslen i 2003 var med 13,66 tons lav og mindre end 10% af gennemsnittet for perioden 1989-2002. Hovedparten af fosfor, kvælstof- og jerntilførslen (hhv. 62, 67 og 84%) tilføres via grundvandet.

Kildeopsplitning

Den relative fordeling af den samlede fosfor- og kvælstoftilførsel i 2003 fordelt på baggrundsbidrag, spredt bebyggelse, atmosfærisk deposition, dyrkning, baggrundsbidrag, punktkilder og atmosfærisk deposition er illustreret i figur 4.2.1, og kildeopsplitning af oplandene til de to målte tilløb er angivet i tabel 4.2.2. For kvælstofs vedkommende er der taget udgangspunkt i den samlede målte kvælstoftilførsel.

Korrigeret fosfortilførsel

For fosfors vedkommende er den målte tilførsel korrigert for underestimering af fosfortilførslen i de målte tilløb.

Det skyldes, at flere undersøgelser har vist, at fosfortilførslen i mindre vandløb underestimeres ved overvågningsprogrammets normale prøvetagningsmetode, hvor prøverne udtages punktvis. De største forskelle ses i små vandløb med hyppige ændringer i afstrømningen. Dette skyldes primært, at en meget stor del af fosfortransporten finder sted i forbindelse med kortvarige afstrømningshændelser. En mere præcis stoftransportberegning af totalfosfor får man ved at anvende en puljet prøvetagning (intensiv prøvetagning), hvor der tages mange delprøver i løbet af et døgn. På denne måde sikrer man, at de store afstrømningshændelser også repræsenteres i prøvetagningen.

Erfaringerne med intensivmålinger af fosfortransporten ved en række intensivstationer viser, at forskellen mellem intensivt puljet prøvetagning og den normale prøvetagning kan være betydelig. Undersøgelser, foretaget af Danmarks Miljøundersøgelser, viser, at fosfortransporten i 9 vandløb underestimeres med gennemsnitlig 70% ved den normale prøvetagningspraksis med 18-24 vandprøver pr. år (Bøgestrand, 1999). Undersøgelserne viser også, at fosfortransporten underestimeres mest i små vandløb med stor variation i vandføringen (Andersen et al., 1999). Undersøgelser i Fløjbjerg Bæk viser, at den normale prøvetagning underestimerer stoftransporten af fosfor med 30 - 70%. (Grünenfeld, 2001).

Tilløbene til Fårup Sø må i denne sammenhæng betegnes som forholdsvis små vandløb med nogen variation i afstrømningen, og det vurderes derfor, at der kan være tale om en betydelig underestimering af overfladeafstrømmingen til Fårup Sø, hvilket kan resultere i et fejlagtigt lavt bidrag fra dyrkede arealer. Hvor stor underestimeringen ved Fårup Sø er, vides ikke, men kan forventes at variere mellem 30 og 70%. En underestimering af fosfortilførslen til tilløbene har betydning for beregning af den samlede fosfortilførsel til søen og kan resultere i et fejlagtigt lavt bidrag fra dyrkede arealer. I denne kildeopsplitning er fosfortilførsel korrigeret, idet der er regnet med en 50% underestimering af afstrømningen.

Beregninger af de enkelte kilders bidrag

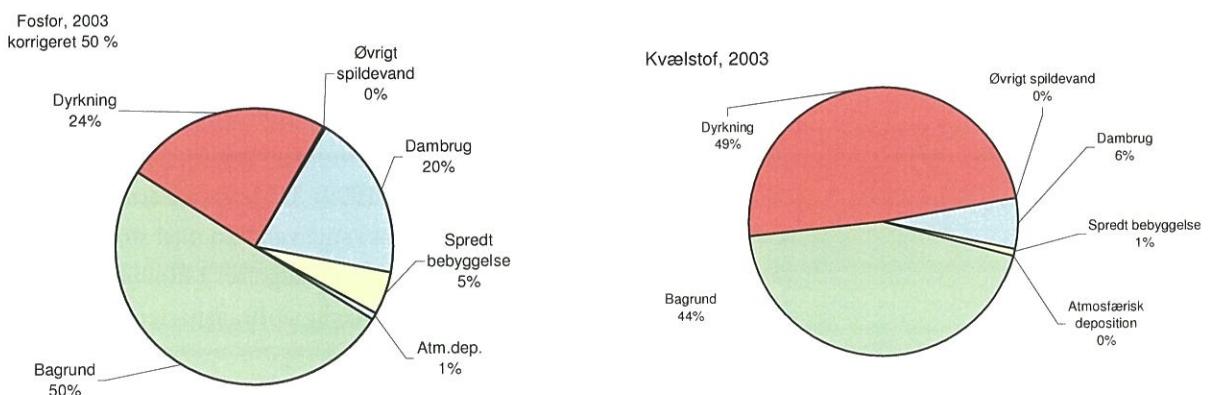
Punktkilder omfattede i 2003 bidrag fra to dambrug og et regnvandsbetinget udløb fra Gammelby. Dambrugets udledning af fosfor og kvælstof stammer primært fra fiskenes ekskrementer og foderspild. Beregningen af udledningen fra dambrug bygger på oplysninger om foderforbrug. Oplysninger om udledning fra spredt bebyggelse bygger på oplysninger fra kommunerne om de enkelte ejendommes afledningsform. Baggrundsbidraget er beregnet ved at gange vandføringsvægtede koefficienter på 0,048 mg fosfor/l og 1,184 mg kvælstof/l (Danmarks Miljøundersøgelser, 2003) med vandtilførslen fra overfladisk afstrømning og grundvand. Dyrkningsbidraget beregnes som forskellen mellem den samlede tilførsel og summen af spredt bebyggelse, dambrug, regnvandsbetingede udløb, atmosfærisk deposition og baggrundsbirag.

Fosfor

Baggrundsbidraget og bidraget fra dyrkning og dambrug er de væsentligste fosforkilder med hhv. 50, 24 og 20% af den samlede fosfortilførsel, dernæst spredt bebyggelse med ca. 9%. Bidragene atmosfærisk deposition udgør kun en mindre del. Af tabel 4.2.2 fremgår det, at dyrkningsbidraget er væsentlig større, når der korrigeres for underestimering af fosforafstrømningen.

Kvælstof

Baggrundsbidraget og bidraget fra dyrkning udgør de væsentligste kvælstofkilder med hhv. 44 og 49% af den samlede tilførsel, dernæst dambrug med 6%. Bidragene fra spredt bebyggelse og atmosfærisk deposition udgør kun en mindre del.



*Figur 4.2.1: Fordelingen af kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til Fårup Sø for 2003, *fosforafstrømningen er korrigeret med 50%.*

Spredt bebyggelse

Der er på nuværende tidspunkt usikkerhed om, hvor meget af fosfortilførsningen fra spredt bebyggelse, der når frem til vandløb og sører, idet alternative processer som nedsvivning og omsætning undervejs ikke er godt kendte. Desuden er der væsentlige forskelle mellem tilførslerne i våde og tørre år. År 2003 har ikke været specielt vådt, men det antages, at en del af de beregnede 60 kg fosfor nåede frem til søen.

Baggrundsbidrag

Baggrundsbidraget kan være overestimeret, idet den anvendte koncentration til beregning af baggrundsbidraget formentlig er for høj. Det vil i givet fald betyde, at bidraget fra dyrkning og fra grundvandet er underestimeret.

Dyrkning

Det samlede dyrkningbidrag beregnet ud fra ukorrigert og korrigert fosfortilførsel giver henholdsvis 80 og 149 kg fosfor i 2003, tabel 4.2.2. Dyrkningsbidraget i de målte oplande, Lildfrost Bæk (F4) og Saksdal Bæk (F3) var også i 2003 beregnet til at være negativ, når der ikke korrigeres for underestimering. Ved at korrigere afstrømningen med 50% / 70% opnås et dyrkningsbidrag i Lildfrost Bæk på 9/24 kg og i Saksdal Bæk et negativt bidrag på -10/-2 kg.

2003 Fosforkilder (Ton)	Målt		
	Samlet tilførsel	F4	F3
Øvrigt spildevand	0,013	0,013	
Dambrug	0,240		
Spredt bebyggelse	0,060	0,024	0,029
Atm.dep.	0,010		
Baggrund	0,619	0,070	0,034
Dyrkning	0,080	-0,030	-0,027
Samlet målt fosfortilførsel	1,022	0,0769	0,0356

2003 Fosforkilder (Ton)*	Målt fosfortilførsel korrigert 50 %			Målt fosfortilførsel korrigert 70 %		
	Samlet tilførsel	F4	F3	Samlet tilførsel	F4	F3
Øvrigt spildevand	0,013	0,013		0,013	0,013	
Dambrug	0,240			0,240		
Spredt bebyggelse	0,060	0,024	0,029	0,060	0,024	0,029
Atm.dep.	0,010			0,010		
Baggrund	0,619	0,070	0,034	0,619	0,070	0,034
Dyrkning	0,149	0,009	-0,010	0,176	0,024	-0,002
Korrigert fosfortilførsel	1,091	0,115	0,053	1,119	0,131	0,061

Tabel 4.2.2: Fordeling af kilderne af fosfor i hele oplandet samt i de to målte, ukorrigeret og *korrigeret med henholdsvis 50% og 70% af fosforafstrømningen.

Grundvand

En meget stor del af det grundvand, der løber til Fårup Sø, er meget ung og ligger relativt overfladisk, hvilket betyder, at det medbringer næringsstoffer fra overfladiske kilder. Den høje gennemsnitlige fosforkoncentration på 0,073 mg fosfor/l, der anvendes til beregning af grundvandsbidraget mere end indikerer, at en del af grundvandet er påvirket fra dyrkning. Til sammenligning er den anvendte fosforkoncentration fra naturoplande til beregning af baggrundsbidraget 0,048 mg fosfor.

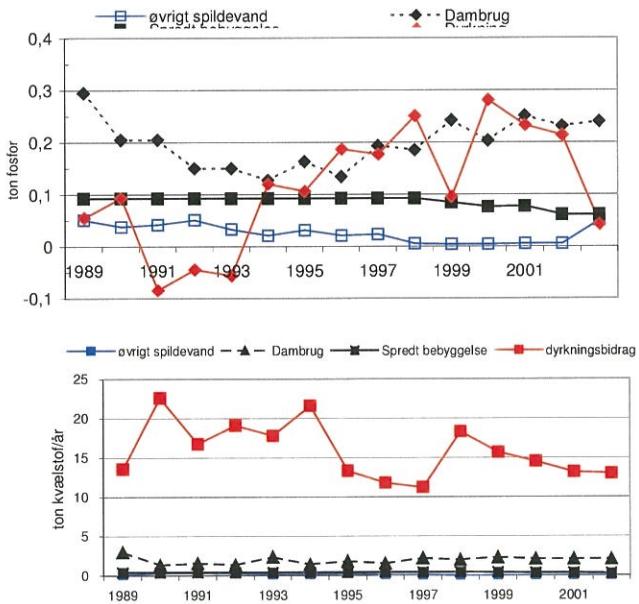
Samlet vurdering

Der er således flere forhold, der taler for, at fosfortilførslen til tilløbene er underestimeret, dels pga. overestimering af baggrundsbidraget, men ikke mindst fordi flere undersøgelser viser, at målinger af fosfortilførsel til mindre vandløb ofte er underestimeret. Underestimeringen har afgørende betydning for beregning af både den samlede fosfortilførsel og den enkelte kildes relative fordeling.

4.3 Udvikling i næringstilførslen

Samlet stoftilførsel

Den samlede fosfortilførsel på 1,022 tons i 2003 er lidt under gennemsnittet for perioden 1989-2002, og den samlede kvælstoftilførsel er med 34,48 tons også lavere end gennemsnittet. Der kan ikke konstateres nogen udvikling i hverken fosfor- eller kvælstoftilførslen i overvågningsperioden. I det følgende foretages en vurdering af de enkelte kilders betydning og eventuelle udvikling.



Figur 4.3.1: Udvikling i fosfor- og kvælstoftilsførslen på enkelte kilder i perioden 1989-2003 i Fårup Sø.

Dambrug

I 2003 var der beregnet en udledning fra dambrugene på 240 kg fosfor og 1740 kg kvælstof, svarende til hhv. 23 og 5% af den samlede udledning. Samlet set er der ingen udvikling i udledningen fra dambrugene, som udgør den væsentligste punktkilde til Fårup Sø. De forskelle, der kan ses, er primært udtryk for forskelle i beregningsmetoder og anvendelse af forskellige fodertyper med forskelligt næringsindhold. Fårup Sø Dambrug blev nedlagt i 2000 og fungerer nu som put-and-take sø uden udledning til Fårup Sø.

Øvrige punktkilder

I 2003 var udledning fra et regnvandsbetinget udløb den eneste kilde med spildevandsudledning, og udledningen i 2003 var beskedent med 10 kg fosfor og 1500 kg kvælstof, svarende til hhv. 0,8 og 3,8% af den samlede udledning. Udledningen fra det regnvandsbetingede udløb har ikke ændret sig væsentligt siden 1989. Fårupgård Skolehjem udledte i perioden 1989-1995 mellem 16 og 46 kg fosfor og mellem 96 og 346 kg kvælstof årligt. I 1998 blev skolehjemmet kloakeret, og udledningen ophørte.

Spredt bebyggelse

Udledningen fra 100 registrerede ejendomme i det åbne land var i 2003 på ca. 60 kg fosfor og 276 kg kvælstof. Der er et fald i udledningen fra spredt bebyggelse primært de seneste år. Faldet i udledningen fra niveauet på omkring 90 kg fosfor og 400 kg kvælstof i perioden 1989-1998 til omkring 75-80 kg fosfor og 340-390 kg kvælstof i 1999-2000 er nok mere et udtryk for en øget viden om de enkelte ejendommes afledningsforhold, mens faldet det sidste år skyldes forbedret rensning på ejendomme i bl.a. Jelling Kommune.

Effekten af kommunernes spildevandplaner, hvor der stilles krav om forbedret rensning af husspildevand på ukloakerede ejendomme, er nu begyndt at virke.

Dyrkning Selv om dyrkningsbidraget er underestimeret, ses dog en signifikant stigning i bidraget fra dyrkning, mens der er en tendens til et fald i kvælstofbidraget fra dyrkning, faldet er dog ikke signifikant.

4.4 Belastningen fra tilløbene til søen

Afstrømningen af næringsstoffer fra oplandet til de målte vandløb og de enkelte tilløb, Saksdal Bæk og Lildfrost Bæk, udgør størsteparten af det samlede opland til Fårup Sø i 2003 og fremgår af tabel 4.4.1.

	Areal	vandtransport	Kvælstof	Fosfor
	ha	mill m ³	kg	kg
Lildfrost Bæk	596	1,46	2961	76,9
saksdal Bæk	422	0,7	2975	35,6
Umålt opland	303	0,51	2137	25,5
	1321	15,074	34477	1022,4

Procentfordeling	Andel af oplandsareal	Andel af vandtransport	Andel af kvælstof - transport	Andel af fosfor - transport
Opland	%	%	%	%
Lildfrost Bæk	45	10	8,6	8
Saksdal Bæk	32	5	8,6	3
Umålt opland	23	3	6	2

Tabel 4.4.1: Procentvis andel af belastningen fra de enkelte tilløb til Fårup Sø, 2003.

Lildfrost Bæks opland udgør med 45% den største andel af oplandet. Hovedparten af oplandet anvendes til dyrkning, og dyretætheden i oplandet er omkring 0,62 DE/ha, jf. kapitel 2. Tætheden af spredt bebyggelse er med 0,2 PE/ha relativ høj. Saksdal Bæks opland udgør 32% af oplandsarealet til Fårup Sø. Hovedparten anvendes til dyrkning. Tætheden af spredt bebyggelse er med 0,26 PE/ha høj.

Lildfrost Bæk er det betydeligste tilløb med hensyn til vandtransport med 10% af den samlede vandtransport i 2003 til søen. Lildfrost Bæk (F4) og Saksdal Bæk leverede i 2003 lige store del af kvælstoftransporten med hver 8,6% af kvælstoftransporten. Lildfrost Bæk leverede, som vanligt størsteparten af fosfortransporten, i alt 8% af den samlede fosfortransport til søen.

2003	Saksdal Bæk		Lildfrost Bæk	
	mg/l	udvikling	mg/l	udvikling
Kvælstof				
År	3,8		1,6	
Sommer	2,29		0,459	
Fosfor				
År	0,05		0,054	
Sommer	0,054		0,06	+

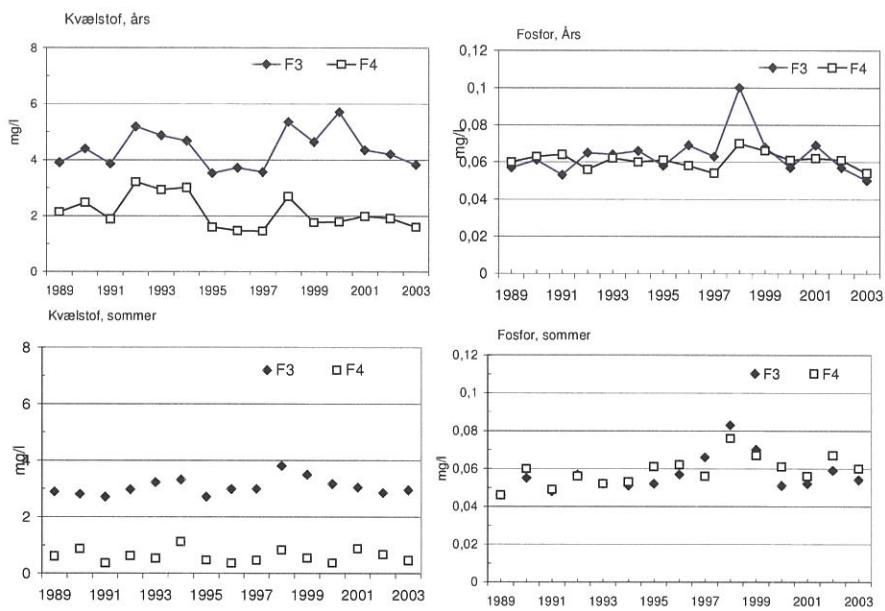
Tabel 4.4.2: Vandføringsvægtede kvælstof- og fosforkoncentration på sommer- og årsbasis i tilløbene til Fårup Sø, 2003. + angiver stigning ved $P < 0,05$.

De vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i tilløbene Saksdal Bæk og Lildfrost Bæk var i 2003 på årsbasis 3,8 og 2,3 mg/l, hvilket er hhv. 14 og 25% mindre end i perioden 1989-2002. Der er ingen signifikant udvikling i kvælstofkoncentrationen i de to tilløb.

Den vandføringsvægtede fosforkoncentration (års) i Saksdal Bæk på 0,05 mg/l er 3% mindre i forhold til perioden 1989-02, mens koncentrationen i Lildfrost Bæk på 0,054 mg/l er 12% mindre end gennemsnittet for samme periode. De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer (sommer) er i Saksdal Bæk 5% mindre og i Lildfrost Bæk en smule større (2%) end middel for overvågningsperioden. Trods variationer i perioden 1989-2003 er der i Lildfrost Bæk en signifikant stigning i fosforkoncentrationen ($P = 0,02$).

Kvælstofkoncentration er i hele perioden 1989-2003 markant højest i Saksdal Bæk, mens fosforkoncentrationen i de to tilløb ligger nogenlunde på samme niveau gennem hele perioden. Den høje kvælstofkoncentration i Saksdal Bæk resulterer i, til trods for at oplandsarealet og vandrørsporten er mindre end i Lildfrost Bæk, at kvælstoftransporten er på niveau med transporten fra Lildfrost Bæk.

Begge tilløb må anses for at være belastet med spildevand fra spredt bebyggelse og udvaskning fra dyrkede arealer. De høje kvælstofkoncentrationer i Saksdal Bæk tyder på høj belastning fra landbrugsdriften. Hvorvidt den forbedrede rensning fra den spredte bebyggelse i oplandet til Saksdal Bæk (afsnit 4) har en sammenhæng med den lavere fosforkoncentration i Saksdal Bæk i 2002 og 2003, i forhold til 2001, er nok svært at sige.



Figur 4.4.1: Årlige kvælstof- og fosforkoncentrationer i Saksdal Bæk (F3) og Lildfrost Bæk (F4) (tilløbene til Fårup Sø) i perioden 1989-2003.

En mulig forklaring på stigningen i fosforkoncentrationen (sommer) i Lildfrost Bæk kan være, at jorden er mættet med fosfor, hvorved fosfor "lettere" udvaskes ved selv mindre regnhændelser eller ændrede dyrkningsforhold. Nedvaskning af fosfor, især i drænede jorde, betragtes i dag som en vigtig tabsproces. En række undersøgelser viser, at de øverste 50 cm i dansk landbrugsjord mange steder har en fosformætningsgrad, som er kritisk høj, og at fosforindholdet i underjorden er stigende ((Jacobsen, O.H & Kronvang (red), (2000)). Direkte hydrologisk forbindelse mellem disse jorde og vandmiljøet f.eks. via porer, dræn, nærhed til vandløb og grundvandsspejl vil kunne betyde uacceptabelt høje fosfortab til vandmiljøet.

Konklusion

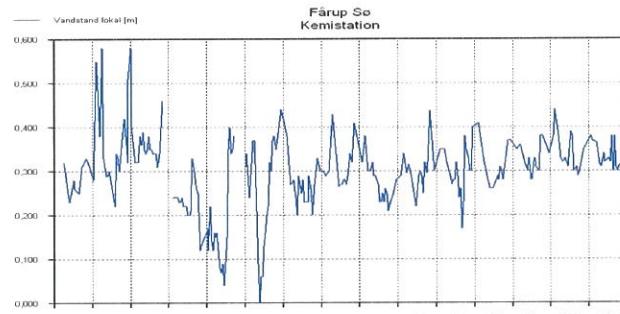
- Bidraget fra dambrug, dyrkede marker og spredt bebyggelse er de væsentligste kvælstof- og fosforkilder til Fårup Sø.
- Uldledningen af fosfor og kvælstof fra spredt bebyggelse er de seneste par år reduceret lidt, formentligt som en direkte følge af en forbedret rensning på ejendomme i oplandet.
- Der er en signifikant stigning i det beregnede dyrkningsmæssige fosforbidrag til Fårup Sø.
- En signifikant stigning i fosforindholdet i Lildfrost Bæk om sommeren tyder på øget udvaskning i oplandet fra bl.a. landbrugsdriften.

5. Vand- og stofbalance

5.1 Vandstand og vandbalance

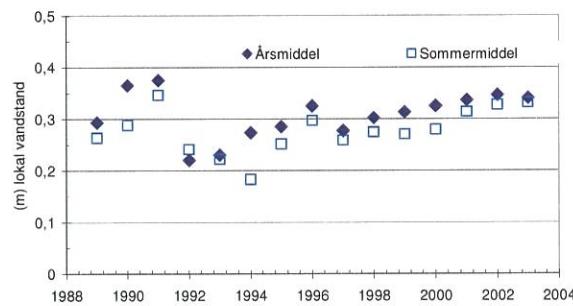
Vandstand

Den højeste og laveste vandstand (lokalvandstand) i Fårup Sø var i 2003 henholdsvis 0,38 m og 0,30 m. De største variationer ses i august til september, nogle år er der også set store variationer først på året. Vandstanden var høj først i august efter den store samlede vandtilførsel i juli, som mest skyldes et stort bidrag fra grundvandet. I september var den samlede vandtilførsel lav, som følge af en lav nedbør og en meget lavt grundvandstilførsel. Vandstanden faldt da også til et minimum på 0,31 m, som holdt indtil november. I november og december steg vandstanden igen, mest på grund af øgede nedbørsmængder og meget lav fordampning, figur 5.1.1. Middelvandstanden over året var 0,34 m, og forskellen mellem højeste og laveste vandstand var kun 0,08 m.



Figur 5.1.1: Vandstanden i Fårup Sø, 1989-2003.

Siden afløbet i sommeren 1995 blev indrettet med en fast overløbskant, har der kun været relativt små variationer i vandstanden. Vandstanden varierer nu mere naturligt, afhængig af afløbsmængden. Tidligere blev søens afløb reguleret af et stemmeverk, hvilket medførte meget store variationer i vandstanden. Middelvandstanden over året er steget fra 0,29 m til 0,32 m i perioderne 1989-95 til 1996-2003, figur 5.1.2, mens forskellen mellem den laveste og højeste vandstand i disse perioder er faldet 0,31 m til 0,16 m.



Figur 5.1.2: Sommer- og årsmiddel af vandstanden i Fårup Sø, 1989-2003.

Vandbalance

Årsbalancen for 2003 er angivet i tabel 5.1.1 og for perioden 1989-2003 i bilag 4.1.3. Udviklingen i årsbalancen i 1989-2003 er desuden vist i figur 5.1.2.

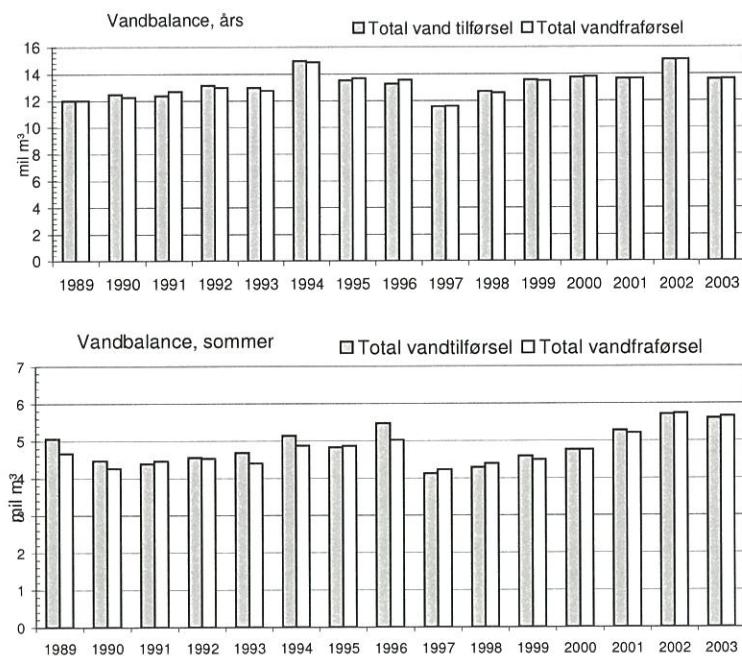
Den samlede vandtilførsel til søen i 2003 var på 13,597 mill. m³, hvilket er lidt mindre end i 2002 men alligevel lidt mere end gennemsnittet for perioden 1989-2002. Samlet set blev der i 2003 fraført lidt mere vand, end der blev tilført.

Vandbalance (mill. m ³)		
2003	Års	Sommer
Total vandtilførsel	13,597	5,61
Vandfraførsel	12,99	5,20
Fordampning	0,612	0,50
Total vandfraførsel	13,601	5,65
Magasinering	-0,010	-0,047
Vandets opholdstid		
År	0,414	0,994
Dage	151	363

Tabel 5.1.1: Vandbalance i Fårup Sø, 2003.

Pga. det store og konstante bidrag fra grundvandet er variationen af den totale vandtilførsel over året behersket. Efter de tørre år i 1996 og 1997, hvor grundvandsmagasinerne faldt, har de efterfølgende mere nedbørsrige år bevirket, at magasinerne er blevet fyldt op, og grundvandsbidraget er da også steget stødt siden den lave tilførsel i 1998. Grundvandsbidraget i 2003 var det højest registrerede i overvågningsperioden.

Vandets opholdstid var i 2003 på årsbasis 0,414, svarende til 151 dage, der er gennemsnitsværdien for overvågningsperioden. Ellers er år-til-år-variationen på årsbasis forholdsvis beskeden. Opholdstiden i sommer-perioden var i 2003 på 363 dage og lav ligesom de to foregående år, og også lavere end gennemsnittet for overvågningsperioden, som var på 431 dage. Opholdstiden har i perioden varieret mellem 358 dage i 2002 og 488 dage i 1990.



Figur 5.1.2: Vandtilførsel og -raførsel på års- og sommerbasis i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

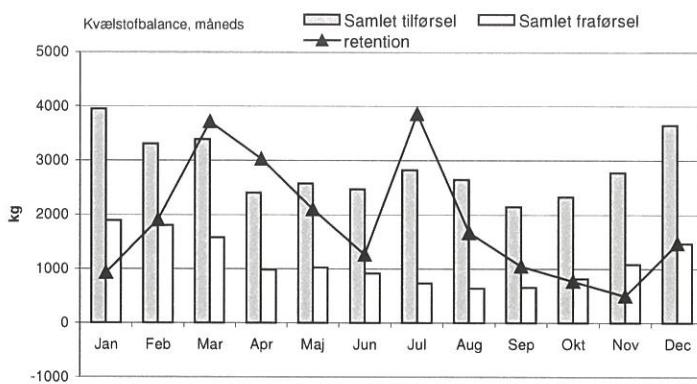
5.2 Kvælstof-, fosfor- og jernbalance

Kvælstof

Der blev i 2003 tilført i alt 34,477 tons kvælstof, tabel 5.2.1, hvilket er 11% mindre end gennemsnittet for perioden 1989-2002. Den største tilførsel skete i årets første (januar-marts) og sidste måneder (november-december), figur 5.2.1. Indløbskoncentrationen, som middel over året og sommer, var på henholdsvis 2,54 mg/l og 2,26 mg/l.

2003	Sommer	Året
Samlet tilførsel, ton/år	12,659	34,477
Samlet raførsel, ton/år	3,965	13,590
Magasinering	-1,244	-1,37
Retention	9,937	22,250
Indløbskonc., mg/l	2,260	2,540
Udløbskonc. mg/l	0,700	1,000

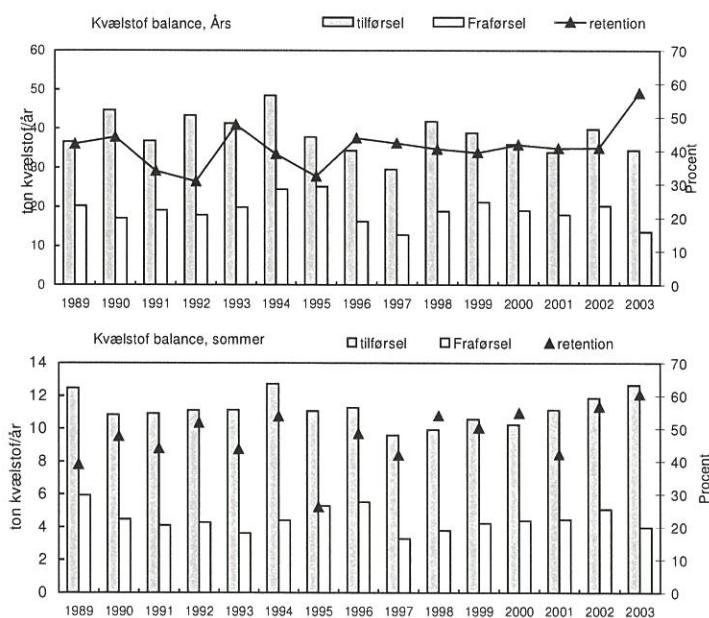
Tabel 5.2.1: Årsbalance for kvælstof i Fårup Sø, 2003.



Figur 5.2.1: Månedsbalance for kvælstof i Fårup Sø, 2003.

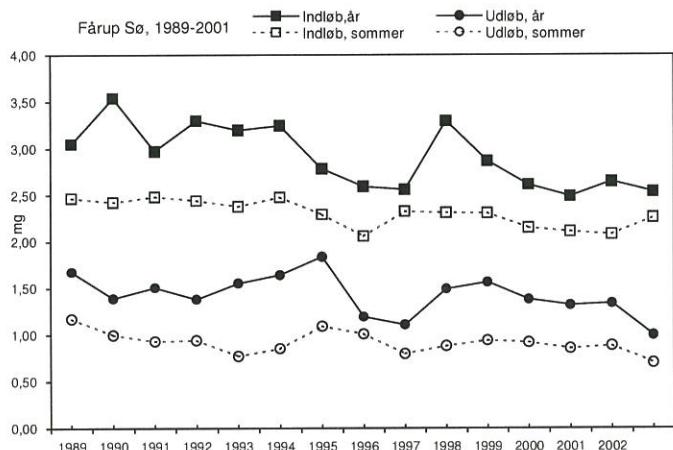
Udviklingen i den samlede kvælstoftilførsel afhænger af variationen i grundvandsbidraget og afstrømningen fra oplandet. Efter det våde år i 1994 blev grundvandsmagasinerne fyldt op, og grundvandsbidraget steg frem til 1996. De to tørre år 1996 og 1997 betød, at der ikke blev tilført nyt vand til de øvre grundvandsmagasiner, og bidraget til søen fra grundvandet faldt. Grundvandsbidraget er efterfølgende steget fra 1998 til 2003. Modsat er afstrømningen størst i år med høj vandafstrømning og lavere i år med mindre vandafstrømning. Den samlede kvælstoftilførsel afspejler dog mere variationerne i afstrømningen end i grundvandsbidraget.

I alt blev der i 2003 tilbageholdt 22,25 tons, svarende til en relativ fjernelse på 57%. Den relative fjernelse om sommeren var i 2002 høj med 60%. Tilbageholdelsen af kvælstof i søen svinger noget fra år til år.



Figur 5.2.2: Massebalance for kvælstof i Fårup Sø, 1989-2003.

Der var et signifikant fald i både sommer- og årsindløbskoncentrationerne ($P=0,0011$ og $0,003$) og en tendens til fald i årsudløbskoncentrationen, som ikke var signifikant ($P = 0,056$).



Figur 5.2.3: Ind- og udløbskoncentrationer af kvælstof på års- og sommerbasis i Fårup Sø, 1989-2003.

Fosfor

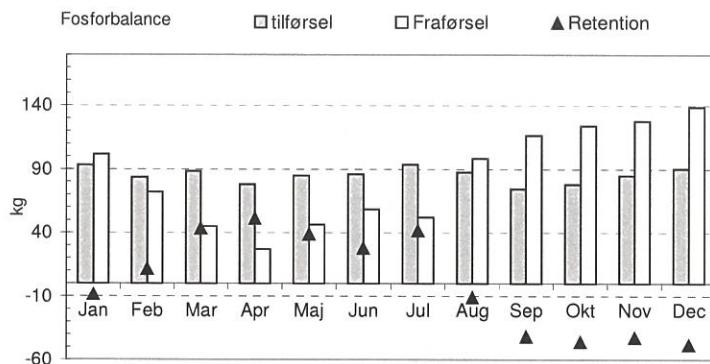
Der blev i 2003 tilført 1,022 tons fosfor, hvilket er lidt mindre (3%) end gennemsnittet i overvågningsperioden.

2003	Sommer	Året
Samlet tilførsel,	0,426	1,022
Total fraførsel	0,371	1,007
Indløbskonz, mg/l	0,076	0,075
Udløbskonz, mg/l	0,066	0,074
Magasinering	0,551	0,152
retention	-0,445	-0,137
i alt	0,055	0,015

Tabel 5.2.2: Års- og sommerbalancen for fosfor (ton) i Fårup Sø, 2003.

De største tilførsler af fosfor forekommer først og sidst på året. Fra februar til juli tilføres der mere fosfor til søen, end der føres ud af søen. Resten af året er det lige omvendt. Fra juli og til midt i august, hvor der er temperaturlagdeling og dårlige iltforhold ved bunden, friges en del fosfor fra sedimentet. En stor intern belastning er registreret i august 428 kg og mellem 22 og 70 kg/måned fra oktober og resten af året. Magasineringen var stor i især august. Samlet set over året løber der dog mindre fosfor ud af søen, end der tilføres. Søen tilbageholdt således i alt 15 kg fosfor i 2003, hvilket dækker over en intern belastning på 137 kg og en magasinering på 152 kg.

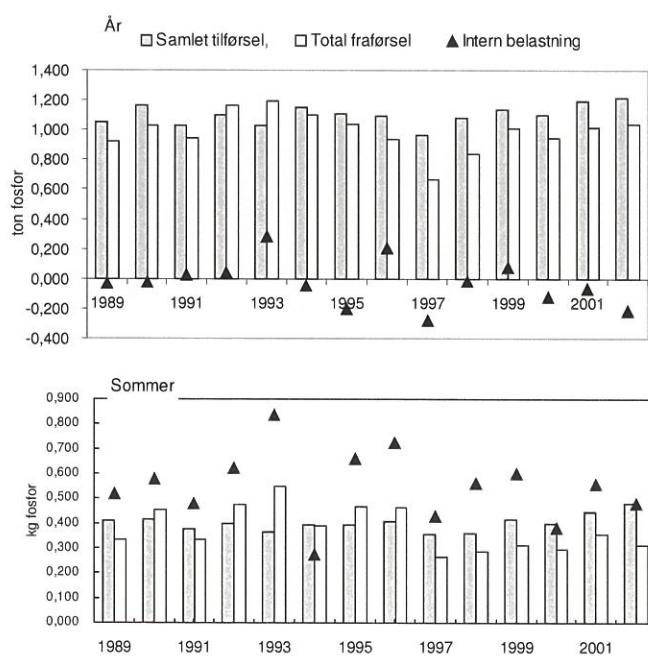
I sommerperioden blev der samlet set tilbageholdt 55 kg, hvilket dækker over en intern belastning på 445 kg og en magasinering på 501 kg.



Figur 5.2.3: Månedsbalancen for fosfor i Fårup Sø, 2003.

Pga. det relative store og konstante grundvandstilskud varierer den samlede tilførsel kun relativt lidt over årene, figur 5.2.4.

Den årlige gennemsnitlige indløbskoncentration af fosfor var i 2003 på 0,75 mg/l, hvilket var ca. 7% under gennemsnittet for perioden 1989-2002, mens udløbskoncentrationen på sommerbasis var på niveau med gennemsnittet. Der kunne ikke konstateres nogen udvikling i ind- og udløbskoncentrationen for overvågningsperioden.



Figur 5.2.4: Massebalance for fosfor i Fårup Sø, 1989-2002.

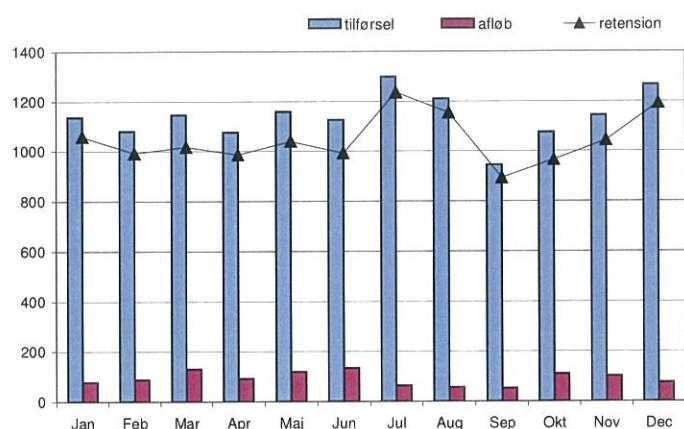
Jern

Søen tilføres store mængder jern, som har betydning for sedimentets evne til at binde fosfor. I 2003 blev der tilført 13,664 tons, hvilket var ca. 18% under gennemsnittet for perioden 1989-2002.

Jernbalance (kg)		
2003	Sommer	Året
Lildfrost Bæk	656	1620
Saksdal Bæk	153	501
Umålt opland	110	360
Punktkilder		
Grundvand	4819	11183
Samlet tilførsel	5739	13664
Samlet fraførsel	425	1098
Tilbageholdelse i %	5314 93	12566 92
Inddløbskonz. mg/l	1,02	1,00
Udløbskonz. mg/l	0,08	0,08

Tabel 5.2.5: Sommer- og årsbalance af jern (kg) i Fårup Sø, 2003.

Månedsbalance for jern i 2003 er vist i bilag 4.2.9 og illustreret i figur 5.2.5. Den månedlige jerntilførsel udviser normalt kun lidt variation over året, da langt hovedparten af jernet tilføres via grundvandet. Den lave afstrømning i september resulterede i en særlig lav jerntilførsel denne måned.

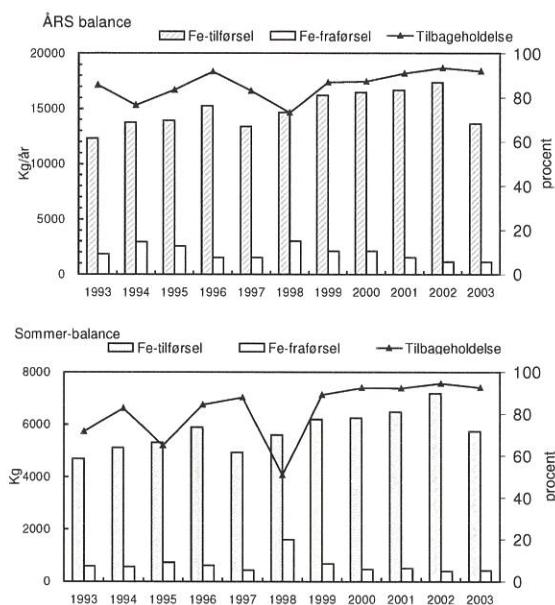


Figur 5.2.5: Den månedsvise jerntilførsel i Fårup Sø, 2003.

Jernbalancen i perioden 1989-2003 er vist i figur 5.2.6. Der er en signifikant stigning i den samlede års- og sommertilførsel af jern ($p=0,03$ og $0,004$) samt i tilførslen fra Lildfrost Bæk og Saksdal Bæk i sommerperioden ($p=0,009$ og $0,032$).

Jerntilbageholdelsen er generelt høj med 92% og 93% på års- og sommerbasis i 2003 mod middel for perioden 1989-2001 på hhv. 85% og 81%.

Variationen på årsbasis er beskeden, mens der er større afvigelser i sommerperioden, således er der enkelte år, hvor der løber store mængder jern ud af søen i sommerperioden, som i 1998 og til dels i 1995.



Figur 5.2.6: Jernbalancen i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

6. Udviklingen i miljøtilstanden

I dette afsnit foretages en status for miljøtilstanden i 2003 samt en vurdering af udviklingen af fysiske, kemiske og biologiske parametre. Vurderingen er foretaget på baggrund af tidsvægtede års- og sommergennemsnit af de enkelte parametre. For plante- og dyreplankton er der kun beregnet gennemsnit af sommerværdierne.

Udviklingen vurderes bl.a. ved en test for, om der er sket ændringer i perioden 1989-2003. Testen foretages ved en lineær regression, og ændringer vurderes som signifikante ved $P < 0,05$.

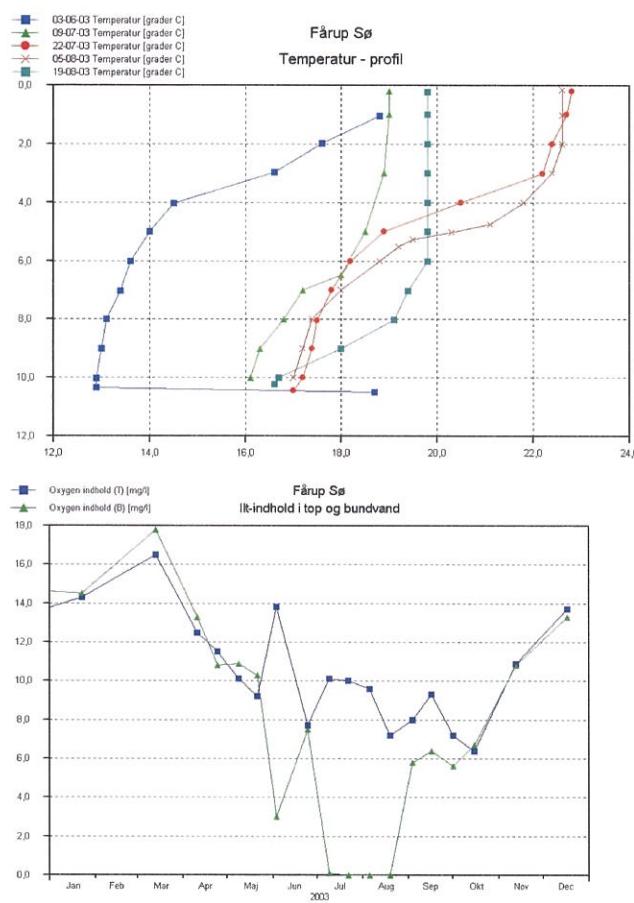
	Året 2003	Året		Udvikling			
		sommer	år	1989 - 03	1993 - 03	sommer	år
Søvand							
Sigtd.	m	2,60	3,07	+++	+++	++	++
pH		8,20	8,11	--	--	--	--
Klorofyl	mg/l	0,016	0,079	---	---	---	--
Total fosfor	mg/l	0,070	0,079	--	--	--	-
Filt. uorg. fosfor	mg/l	0,038	0,050				
Total kvælstof	mg/l	0,76	1,02	--	-		
Uorg. kvælstof	mg/l	0,56	1,00				
Ammonium	mg/l	0,09	0,08				
Nitrit- nitrat-N	mg/l	0,31	0,62				
Silicium	mg/l	5,2	6,6				
Total- jern	mg/l	0,09	0,09			-	-
Alkal.	meq/l	2,02	2,09	+			
Susp. stof	mg/l	3,83	3,40	---	---	---	---
Gløde- tab	mg/l	2,60	2,25	--	---	--	--
COD	mg/l	2,70	2,70				
Plantoplankton							
Kiselalger	µg ww/l	0,705		--		-	
Blågrøn- alger	µg ww/l	0,229		-		-	
Grønalger	µg ww/l	0,075		-			
Rekylalger	µg ww/l	0,49					
Gulager	µg ww/l	0,02					
Stilkalger	µg ww/l	0,001					
Ubestemte	µg ww/l	0,00					
Total- biomasse	µg ww/l	1,5		-		-	
Dyreplankton							
Hjuldyr	µg DW/l	48,10		--			
Cladoceer	µg DW/l	181,42					
Calanoide copepoder	µg DW/l	34,20		-			
Cyclopoide copepoder	µg DW/l	28,90					
Total- dyrepalnkon	µg DW/l	486,90		--			
muslinger larver	µg DW/l	194,30					

Tabel 6.1: Tidsvægtede års- og sommergennemsnit af fysiske, kemiske parametre og plante- og dyreplankton i Fårup Sø, 2003 (-/+)(--/+)(--++) angiver signifikant fald/stigning ved ($P < 0,05$)/($P < 0,001$)/($P < 0,001$).

6.1 Ilt og temperatur

De gennemgående høje forårs- og sommertemperaturer og periodevis stille vejr fik stor betydning for opvarmningen af vandmasserne i Fårup Sø.

Temperaturen i overfladevandet steg fra 3,09°C i januar til 22,8°C målt den 22. juli. Fra årets start og frem til og med maj var temperaturen ens ned gennem vandsøjlen, og iltforholdene i overflade- og bundvand var gode. Dog ses et mindre fald i iltindholdet i starten af april, hvor der ved bunden blev målt omkring 12 mg/l mod ca. 20 mg/l i overfladevandet.



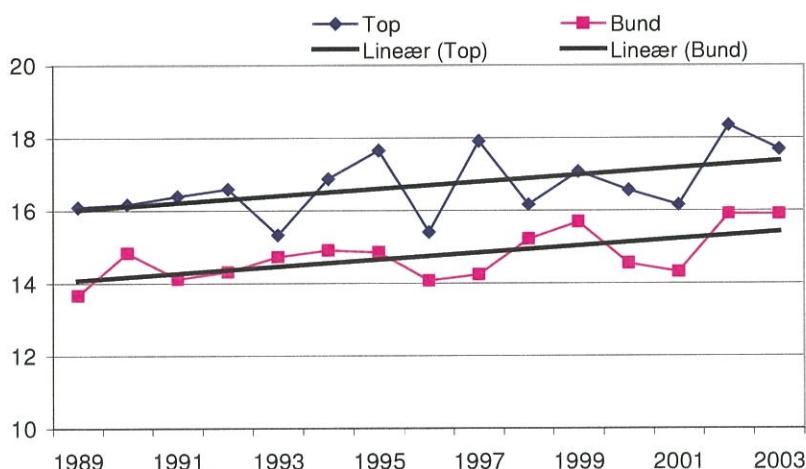
Figur 6.1.1: Temperaturprofil for perioden 3. juni - 19. august 2003 og iltindhold i top- og bundvand i Fårup Sø, 2003.

Den 3. juni var opvarmningen så kraftig samtidig med forholdsvis vindstille vejrforhold, at der var en temperaturlagdeling i de øverste 4 m's dybde, men lagdelingen blev hurtigt nedbrudt. En sammenhængende lagdeling blev etableret i perioden 9. juli til 19. august. Herefter blev vandmasserne omrørt, og temperaturen var den samme ned gennem vandsøjlen resten af året. I den sammenhængende periode med temperaturlagdeling nåede iltmængden under 2 mg/l på de fire prøvetagningsdatoer i lagdelingsperioden fra henholdsvis 8, 6, 5 og 9 m's dybde.

Der var således en enkelt dag samt en længere sammenhængende periode med temperaturlagdeling. Dårlige iltforhold på det dybe vand blev kun målt i perioden 9. juli til 19. august. Længerevarende temperaturlagdelinger i søen hører ellers til sjældenhederne, idet søen pga. den øst-vestvendte udstrækning er meget vindeksponeret.

Udvikling i temperaturen

Der er registreret en tendens til en stigning i søens overfladevand, som dog ikke er signifikant (P -værdi = 0,068), mens der er en registreret en signifikant stigning i sommerens bundvand (P -værdi = 0,0011), figur 6.1.2. Stigningen kan i begge tilfælde beregnes til knap 1 grad C om året. Som det fremgår af kapitel 3, er der registreret en signifikant stigning i overfladevandet i flere af amtets sører, som formentlig kan forklares ved generel temperaturstigning.



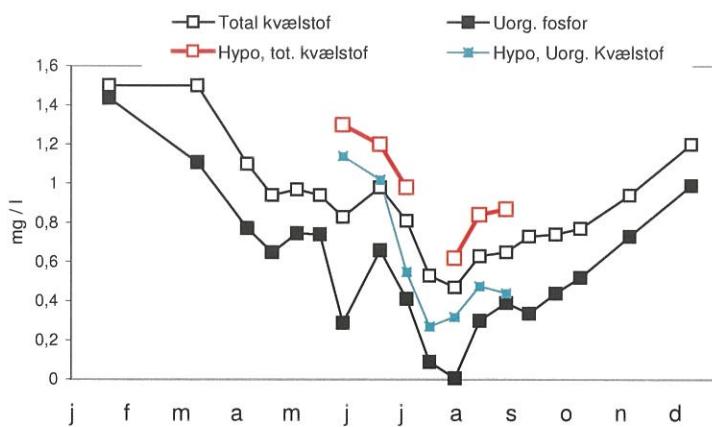
Figur 6.1.2: Temperaturudvikling i sommerperiodens overflade- og bundvand i Fårup Sø, 1989-2003.

6.2 Kvælstof, fosfor og øvrige parametre

Kvælstofindhold i 2003

Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof var i 2003 på 1,02 mg/l og sommermiddel var på 0,759 mg/l. Års- og sommermiddel af uorganisk kvælstof var på niveau med 2002, men betydeligt højere end i 1996 og 1997.

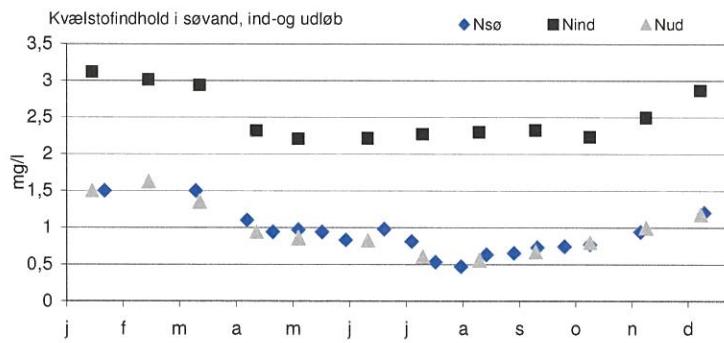
De højeste koncentrationer af kvælstof optrådte i vintermånedene, figur 6.2.1. Om sommeren bliver en stor del af nitratet optaget i planttoplanktonet eller fjernet ved denitrifikation. Den totale mængde kvælstof i vandoverfladen faldt således gennem sommeren. Under temperaturlagdelingerne den 3. juni og i perioden august-september afgives ammonium og nitrat til hypolimnion fra sørbunden, som efterfølgende opblandes i hele vandsøjlen.



Figur 6.2.1: Indhold af fosfor og kvælstof i Fårup Sø, 2003. Desuden er vist kvælstofindholdet på datoer med temperaturlagdeling og lavt iltindhold ved bunden.

Den samlede kvælstofmængde steg herefter resten af året som følge af konstant tilførsel fra grundvand og afstrømning. Mængden af uorganisk kvælstof har kun den 5. august været så lav, at det kan have været begrænsende for algevæksten.

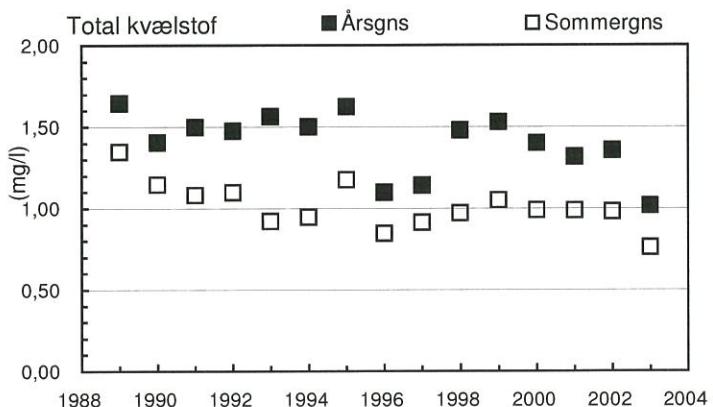
Over hele året var søvandets kvælstofindhold lavere end indløbsvandet som følge af algernes optagelse samt denitrifikation, figur 6.2.2. Forskellen mellem indløbsvandets og ø/udløbsvandets kvælstofindhold var i 2003 nogenlunde den samme over året, i modsætning til tidligere hvor forskellen var lille i forårmånederne, øgedes i løbet af sommeren og var størst i juli-september. Kvælstofindholdet i søvandet og afløbet var hele året sammenfaldende.



Figur 6.2.2: Sæsonudvikling i søvandets, indløb- og udløbsvandets indhold af kvælstof i Fårup Sø, 2003.

Udvikling i sværvandets indhold af kvælstof

Indholdet af totalkvælstof både på års- og sommerbasis i perioden 1989-2003 faldt signifikant ($p=0,000,036$ og $0,0092$). Det observerede fald af kvælstof må tilskrives interne processer i søen, som bl.a. færre alger.



Figur 6.2.3: Indholdet af kvælstof i sommerperioden i sværvandet i Fårup Sø, 1989-2003.

Fosfor

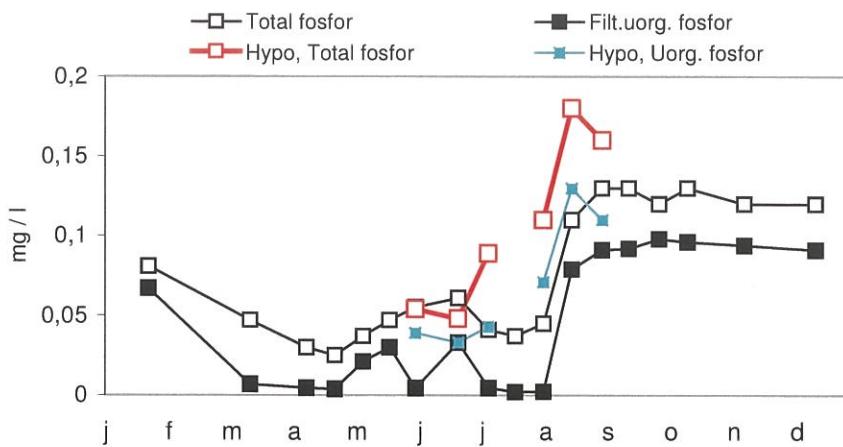
Med en sommermiddel af totalfosfor på $0,070 \text{ mg/l}$ i 2003 fortsætter det lavere niveau, der er registreret de senere år (1997-2003). Middelindholdet af uorganisk fosfor på $0,038 \text{ mg/l}$ var på niveau med både de foregående år og også højere end gennemsnittet for 1989-2003.

Indholdet af totalfosfor var ved årets begyndelse i 2003 høj med $0,081 \text{ mg/l}$, og var dermed på niveau med de sidste par år og startmængderne i 1989-95, der lå mellem $0,059$ og $0,085 \text{ mg/l}$. Startmængden af fosfor har været væsentlig lavere (mellem 9 og 64 mg/l) i perioden 1996-2000.

Mængden af uorganisk fosfor falder i takt med algernes optagelse, og indholdet af uorganisk fosfor var først i juni og sidst i juli så lavt ($0,004$ og $0,0022 \text{ mg/l}$), at det kan have været begrænsende for algernes vækst.

Mængden af uorganisk fosfor steg til $0,033 \text{ mg/l}$ kortvarigt midt i juni som følge af opblanding af vandmasserne. Det passer fint med, at der i første halvdel af juni registreres en begyndende mineralisering (faldende iltindhold ved bunden). Den frigjorte fosfor var således ført op i epilimnion i forbindelse med opblandingen. Det ekstra tilskud kom fra mineraliseret organisk stof i forbindelse med omrøring af vandmasserne. Herefter fulgte en periode, hvor den nytildørte fosfor blev optaget af algerne i juni.

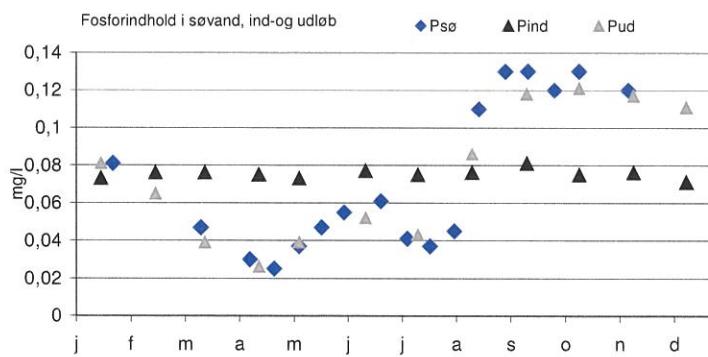
Springlagsdannelsen i juli og første halvdel af august resulterede også i en frigivelse af en større mængde fosfor til bundvandet, som blev opblandet i epilimnion sidst i august.



Figur 6.2.4: Indhold af fosfor i Fårup Sø, 2003. Desuden er vist fosforindholdet på datoer med temperaturlagdeling og lavt iltindhold ved bunden.

Koncentrationen af især uorganisk fosfor steg meget den 18. august, som følge af frigivelse fra sedimentet. Det meste fosfor forblev på uorganisk form og blev således ikke indbygget i algebiomassen, formentlig fordi dyreplanktonet var i stand til holde algerne nede.

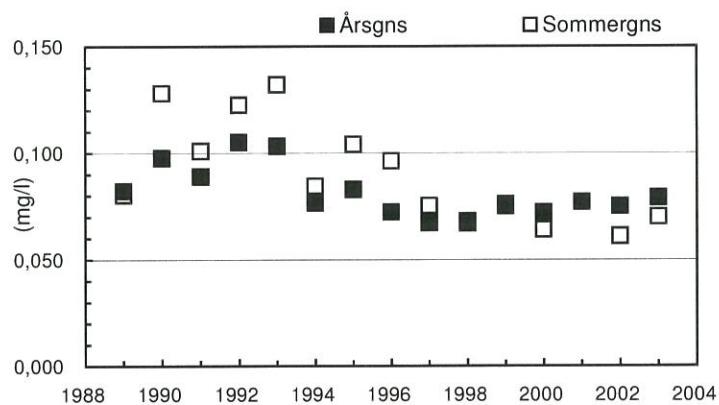
Fra februar og hen i august er indløbskoncentrationen højere end søkoncentrationen, figur 6.2.2. Fra august/september til oktober var søkoncentrationen den højeste i sensommeren som følge af intern frigivelse fra søbunden, og fordi der i efteråret bundfældes flere alger, end der opbygges. Udløbskoncentration var i hele perioden lidt mindre end søkoncentrationen.



Figur 6.2.5: Sæsonudvikling i søvandets, indløb- og udløbsvandets indhold af fosfor i Fårup Sø, 2003.

Udviklingen

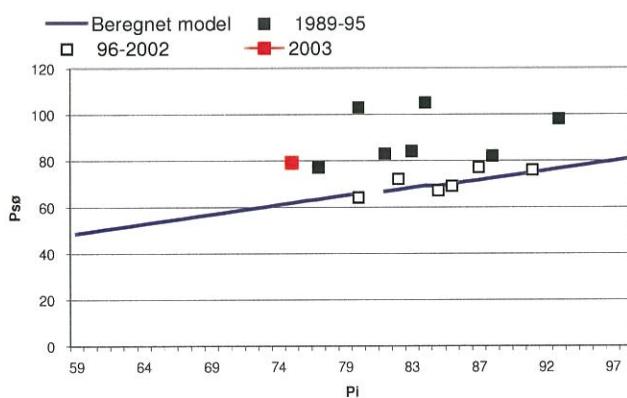
Til trods for store udsving var fosforindholdet som sommer- og årsmiddel faldet signifikant i perioden 1989-2002 ($p = 0,017 / 0,0028$).



Figur 6.2.6: Indholdet af fosfor i sommerperioden i sværvandet i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Der er en model for sammenhængen mellem tilførslen af fosfor og sværvandets indhold af fosfor. Modellen beregner den fosforkoncentration, man vil forvente, hvis søen er i ligevægtstilstand, dvs. uden nettofrigivelse af fosfor fra sedimentet. I figur 6.2.7 er middelværdier af søkoncentrationen og fosfortilførsel sammenlignet med den modelberegnede. Det fremgår, at den målte søkoncentration i 2003 ligesom i perioden 1989-95 ligger betydeligt over den modelberegnede, mens koncentrationerne i 1996-2002 ligger tæt på linien. Der er imidlertid ingen entydig udvikling i den interne belastning i Fårup Sø. Forklaringen skal snarere findes i de interne processer.

Indvandring af vandremuslingen i Fårup Sø har påvirket algemængden og dermed også fosforniveauet i søen. Den økologiske balance i søen er ikke stabil.



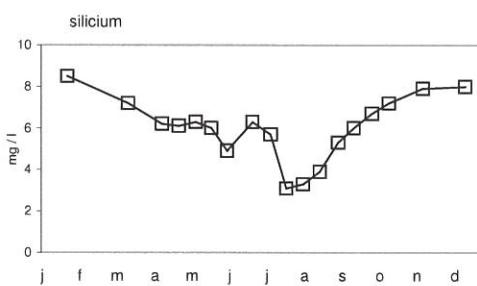
Figur 6.2.7: Relation mellem den årlige fosfor-indløbskoncentration og den gennemsnitlige årlige sværvandskoncentration. Der er skelnet mellem værdier i perioden 1989-95, 1996-2002 og 2003. Den anvendte model 12 (Kristensen et al, 1990) $Psø = Pi \left(1 - (0,11 + 0,18 * TW) / (1 + 0,18 * TW)\right)$, hvor TW er vandets opholdstid, Pi = den årlige fosfortilførsel/årlig tilført vandmængde og $Psø$ = den gennemsnitlige årlige totalkoncentration i sværvandet.

Øvrige vandkemiske og -fysiske parametre

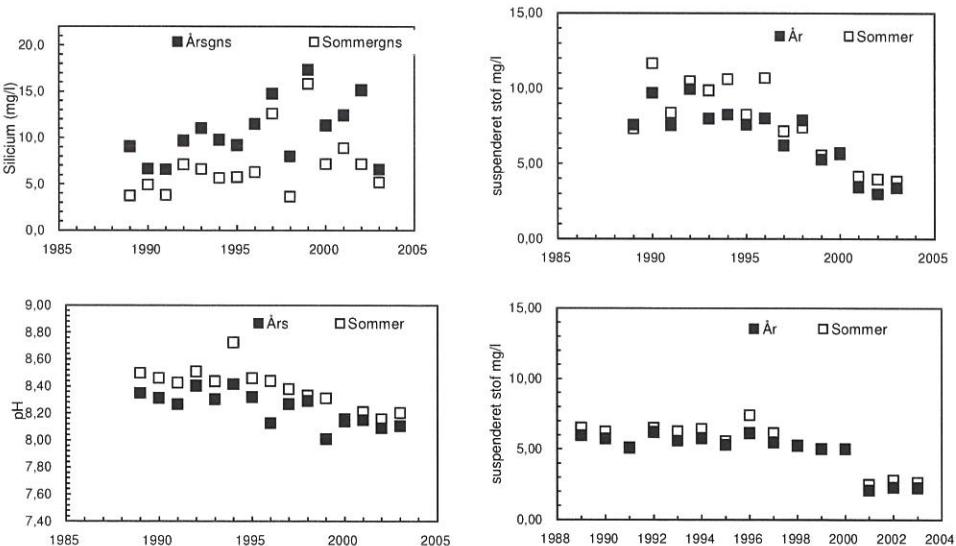
Mængden af silicium i svømmedvandet var relativt lavt fra starten af året med 8 mg/l, og mængden faldt i takt med algernes optagelse indtil 24. juni, hvor der igen blev tilført silicium fra mineralisering af kiselalger.

Siliciumkoncentrationen faldt til et minimum sidst i juli og steg derefter resten af året. Kiselalger udnytter silicium ved opbygning af deres skaller.

Variationer i silicium afspejler derfor primært mængden af kiselalger, figur 6.2.8. Siliciumkoncentrationen er på intet tidspunkt så lav, at silicium er begrænsende for væksten af kiselalger.



Figur 6.2.8: Sæsonvariation i siliciumindholdet i Fårup Sø, 2003.



Figur 6.2.9: Års- og sommermiddel af silicium, pH, suspenderet stof og glødetab i Fårup Sø, 1989-2003.

Års- og sommergennemsnittet af silicium i 2003 var meget lavt med 6,6 og 5,18 mg/l. Årsgennemsnittet har kun i 1990 og 1991 været tilsvarende lavt.

Middelkoncentrationer af silicium har siden 1996 svinget meget som følge af ændringer i algesammensætningen.

På grund af de meget store svingninger de seneste kan der ikke registreres en udvikling i siliciumindholdet på hverken års- og sommerbasis.

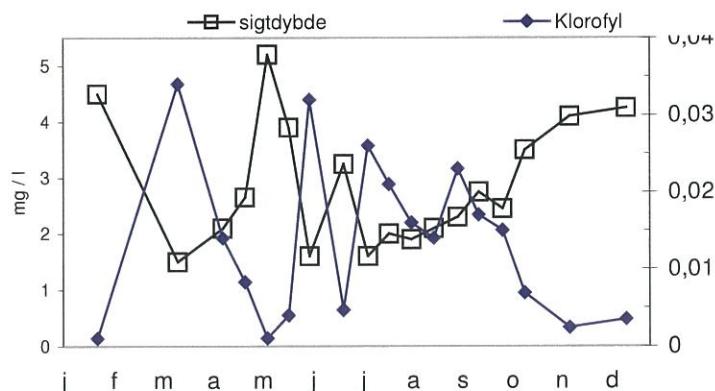
I 2003 varierede pH mellem 7,3 og 8,96. Sommer- og årsmiddel pH var hhv. 8,2 og 8,116. Der var et signifikant fald i pH, både som års- og sommermiddel, ($P= 0,0003/0,00002$). Derudover ses også et fald i års- og sommertidsgennemsnittet af suspenderet stof, både for perioden 1989-03 ($P= 0,00007/0,0002$) og 1993-03 ($p= 0,0002/0,0002$).

Konklusion

- Der var et signifikant fald i fosforindholdet både på års- og sommerbasis.
- Der var et fald i pH på både års- og sommerbasis og i års- og sommermiddel af suspenderet stof.
- Fosforkoncentrationerne har i juli kortvarigt været så lave, at de har været begrænsende for algevæksten.

6.3 Sigtdybde og klorofyl

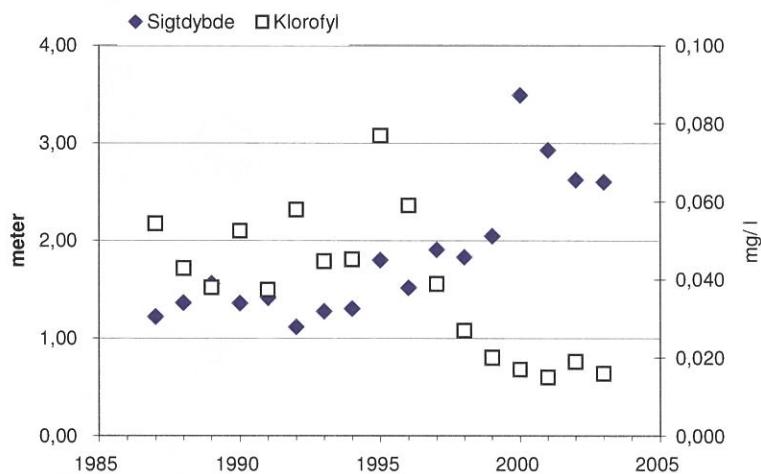
Algemængden, udtrykt som klorofyl-a, er også i 2003 lav gennem hele året. Klorofylmængden varierede mellem 0,001 mg/l og 0,034 mg/l. Der var et klorofylmaksimum i marts, hvorefter klorofylmængden faldt til et minimum på 0,001 mg/l først i maj. Herefter steg klorofylmængden frem til et maksimum den 24. juni, hvorefter den faldt resten af sommeren. Tilsvarende var sigtdybden generelt høj. Sigtdybden varierede i 2003 mellem 1,5 og 5,2 m, og der var ligesom i de to foregående år ikke målt sigtdybder under 1,0 m, se figur 6.3.1. Efter et dyk i sigtdybden under forårsmaksimalet i marts blev sigtdybden øget til 5,2 m i maj (klarvandsfase) som følge af dyreplanktonets græsning på algerne. I juli faldt sigtdybden igen som følge af øget algevækst, men sigtdybden svingede sommeren igennem omkring 2-3 m.



Figur 6.3.1: Sæsonudvikling af sigtdybde (m) og klorofyl (mg/l), 2003.

En års- og sommermiddel af klorofyl-a på hhv. 0,012 og 0,013 mg/l var det laveste, der var registreret i overvågningsperioden. Tilsvarende var sigtdybden med års- og sommermiddel på hhv. 3,07 og 2,6 m blandt de højest registrerede. Sommersigtdybden har i 1997-2003 ligget mellem 1,91 og 3,5 m, hvilket var markant højere end i perioden 1989-94, hvor sommersigtdybden lå mellem 1,12 og 1,56 m.

Der var et signifikant kraftigt fald i den gennemsnitlige mængde klorofyl (alger) i overvågningsperioden. For års- og sommermiddel var P-værdien på henholdsvis 0,0002 og 0,001. Der var en tilsvarende signifikant stigning i års- og sommersigtdybden i perioden 1989-2003 som følge af meget lave algebiomasser de seneste år med P-værdien på 0,0001.

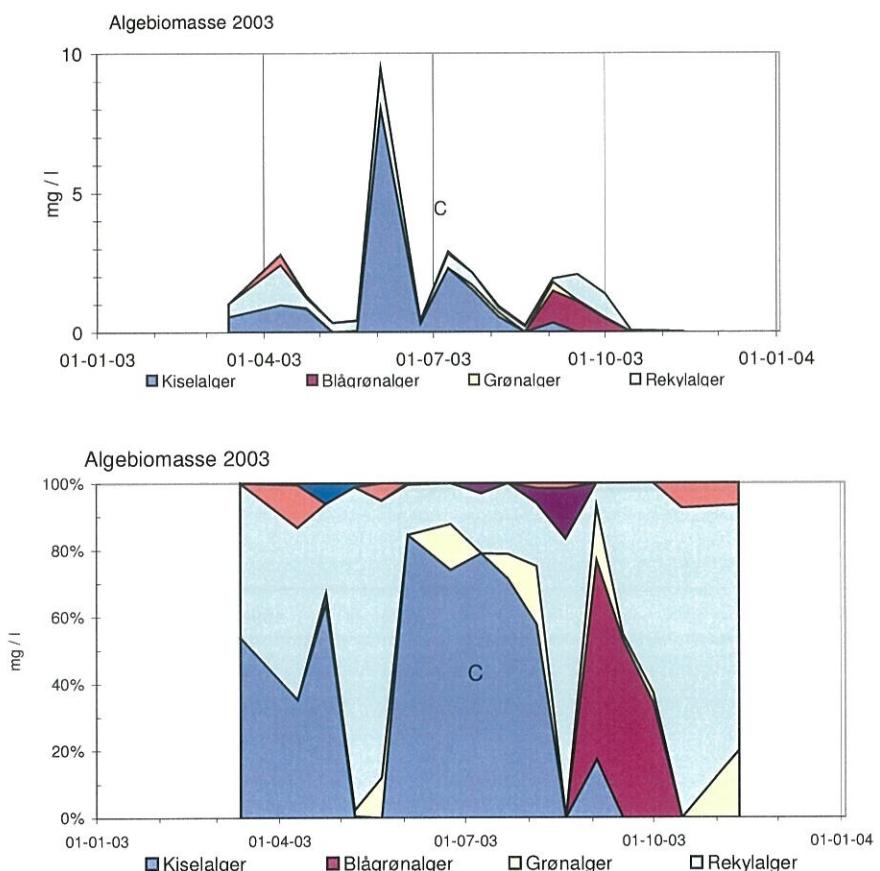


Figur 6.3.2: Sommermiddel af sigtdybde (m) og klorofyl (mg/l) i perioden 1989-2003.

6.4 Plante- og dyreplankton

Planteplankton

Mængden og sammensætningen af planteplankton er af stor betydning for søens miljøkvalitet, idet mængden af alger er direkte bestemmende for vandets klarhed. Udviklingen i planteplanktonet følger i hovedtræk udviklingen i temperatur og lysforhold gennem året. Derudover kan dyreplanktonets græsningstryk på algerne spille en rolle. Den samlede biomasse og sammensætning af planteplanktonet påvirkes desuden af næringsstofniveauet.



Figur 6.4.1: Fytoplanktonbiomassen som absolutte og relative værdier, fordelt på algegrupper i Fårup Sø, 2003.

Sæsonudvikling, 2003

Sæsonvariationen af planteplanktonbiomassen fordelt på de enkelte grupper samt deres procentvise andel af den totale biomasse i 2003 ses af figur 6.4.1. Algebiomassen var lav fra starten af året (mellem 0,424 og 2,79 mg vådvægt/ml) hen til starten af juni, hvor årets største biomasse på 9,51 mg/l blev udviklet. Biomassen varierede resten af året mellem 0,015–2,9 mg/l.

Der udvikledes et mindre forårsmaksimum på 2,7 mg VV/l i april bestående af *centriske kiselalger* og af rekylalgerne *Cryptomonader spp.* og *Cryptomonas sp.* Biomassen faldt herefter til et minimum i maj. I juni og frem til midt i august dominerede kiselalgerne planteplanktonet med mellem 57 og 85% af den samlede biomasse, og med et større maksimum den 3. juni på 9,5 mg vv/l bestående af *centriske kiselalger* (84%) og et mindre den 9. juli bestående af *Aulacoseira granula var. angustissima* (55%) og *Centriske kiselalger* (24%). I september opbygges et nyt maksimum af blågrønalger og rekylalger og i mindre grad grønalger og kiselagler. Ved den højest målte biomasse i september udgjorde blågrønalgen *Phormidium mucicola* (53%) og rekylalgen *Cryptomonas sp.* (45%) størsteparten af planteplanktonet. Biomassen faldt i oktober og november til et minimum bestående overvejende af rekylalger, med skiftende dominans af *Cryptomonader/cryptomonas sp.* og *Rhodomonas lacustris*.

Sommerplanktonet har siden 1998, på nær 1999, været domineret af kiselalger, som udgjorde mellem 46 og 81% af den samlede sommerbiomasse. Rekylalgerne har med 32% for første gang udgjort en betydende del af sommerbiomassen. I perioden 1989-1997 har blågrønalgerne de fleste år været den dominerende algegruppe. Det er bemærkelsesværdigt, at der ikke er registreret målbare mængder af furealger siden 2000, selv om denne algegruppe dog aldrig har haft nogen mængdemæssig betydning.

Den gennemsnitlige sommerbiomasse (maj-september) var i 2003 på 1,52 mg/l, hvilket er på niveau med biomassen i 1998-2001. Biomassen var dog forholdsvis lav i forhold til perioden 1989-1997, hvor biomassen varierede mellem ca. 5 og 17 mg/l. Planterplanktonets biomasse er i årene 1999-2003 generelt lavere gennem hele sæsonen end de øvrige år.

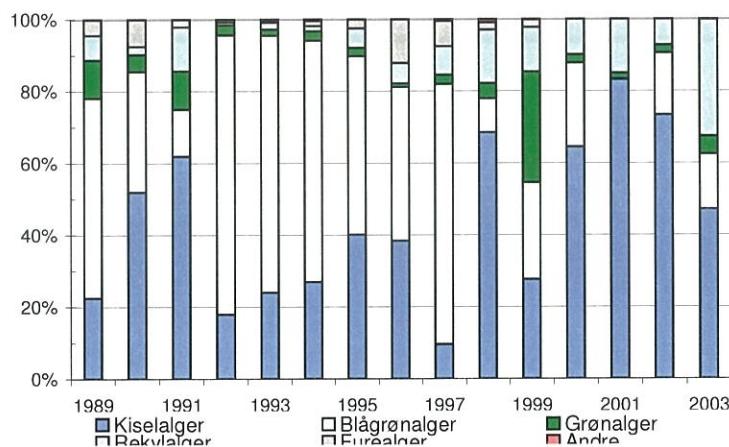
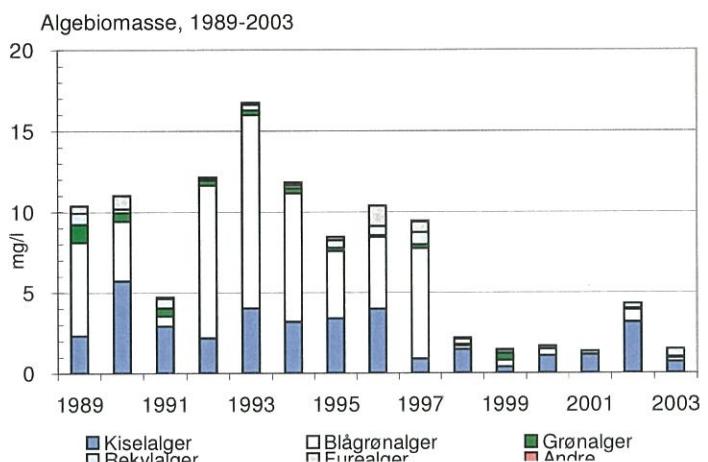
Udviklingen i algesamfundet i perioden 1989-2003

Planterplanktonets biomasse og procentvise sammensætning som gennemsnit for sommerperioden maj-september fra 1989-2003 ses i figur 6.4.2.

Den gennemsnitlige sommeralgebiomasse var i 2003 også meget lav med 1,52 mg/l, hvilket er på niveau med biomassen i perioden 1998-2003 på 1,41-2,17 mg/l, dog var biomassen i 2002 på 4,3 mg VV/l, og væsentlig lavere end i perioden 1989-1997 (9,4 og 17,3 mg/l). Den maksimale biomasse på 9,5 mg/l under sommermaksimaet var på niveau med 2000. Til sammenligning har de højeste biomasser de øvrige år varieret omkring 40-50 mg /l i 1989, 1992-94 og 1997. Det laveste maksimum forekom i 2001 med 4,5 mg/l.

Den lave algebiomasse i perioden 1998-2001 kan primært tilskrives en lavere udvikling i blågrønalger og tildels kiselalger.

Blågrønalgerne har de fleste år domineret sommerplanktonet og har i nogle år udgjort 60-77% af den samlede biomasse. I 2002 udgør blågrønalgerne 15% af den samlede sommerbiomasse, hvilket svarer til niveauet 1998-2000, hvor blågrøn-algernes andel udgjorde mellem 13 og 27%. Kisalgerne dominerede som-merplanktonet med 46%, mens grønalger med 4,9% kun udgjorde en mindre del.



Figur 6.4.2: Den gennemsnitlige sommerbiomasse som absolutte og relative værdier, fordelt på algegrupper i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

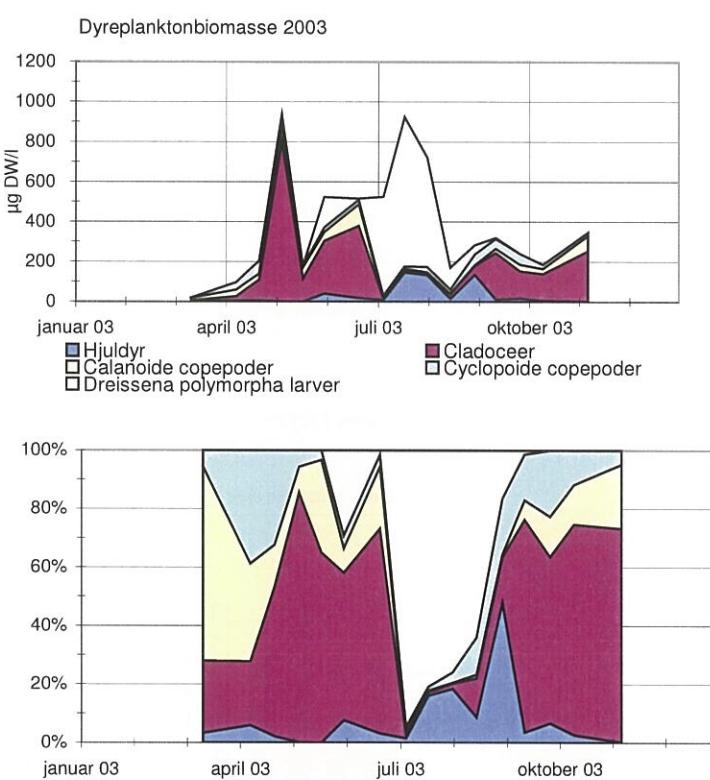
Udvikling i algebiomasse

Den samlede algebiomasse er faldet markant i perioden 1989-2003, og faldet er signifikant ($P = 0,0003$). Faldet er dog ikke sket jævnt, men skyldes mest, at algemængden har været dramatisk lavere siden 1998. Kun i 1991 var der en nogenlunde tilsvarende lav algebiomasse. Faldet i algebiomassen er udtryk for et signifikant fald i mængden af kiselalger ($P = 0,014$) og blågrønalger ($P = 0,01$).

Sæsonudvikling

Dyreplankton

Den sæsonmæssige variation af biomassen af de enkelte grupper og deres procentvise andel af den totale biomasse ses af figur 6.4.3. Mængden af veligerlarver fra vandremuslingen *Dreissena polymorpha* indgår også som en del af opgørelsen af årets dyreplankton. Den totale dyreplanktonbiomasse i 2003 varierer mellem laveste på 0,011 mg DW i januar og den højeste på 1,01 mg DW i juli. Den gennemsnitlige sommerbiomasse (i maj - september) var 0,502 mg/l, hvilket er mere end i 1998, 2000 og 2001, men mindre end de øvrige år.



Figur 6.4.3: Biomassen af dyreplankton og *Dreissena polymorpha* i Fårup Sø, 2003.

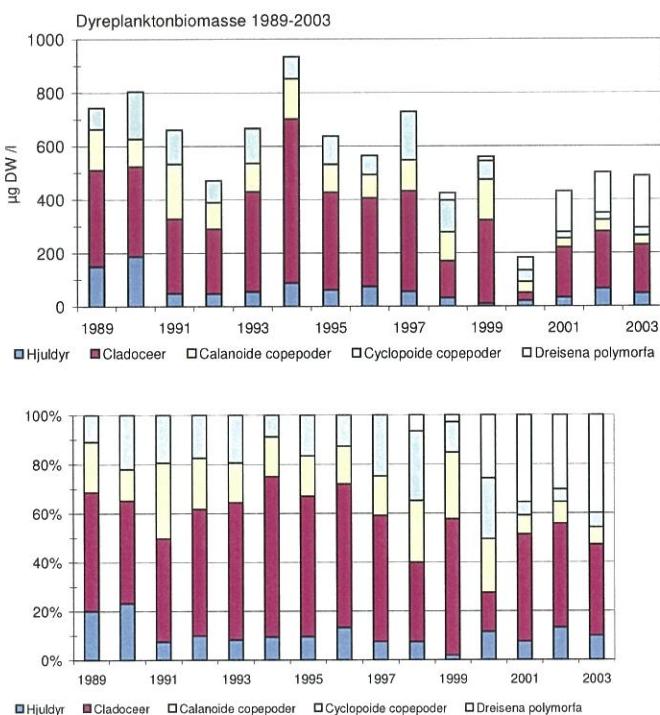
Biomassen af dyreplankton var fra starten af året (marts) meget lav, 0,019 mg/l og bestod af copepoder, primært arten *Eudiaptomus graciloides*. Dyreplanktonbiomassen var fra slutningen af april og i juni domineret af Cladoceer. I juli og indtil midt i august var dyreplanktonet domineret af veligerlarver, men det "egentlige" dyreplankton bestod i denne periode primært skiftevis af hjuldyr og cladoceer. Fra midt i september og året ud var planktonet domineret af cladoceer.

Dyreplankton udviklede markante maksima i maj og juni samt et mindre i september. Cladoceerne udgjorde hovedparten af maksimaet i maj.

Veligerlarver af vandremuslingen udgjorde hovedparten af maksimaet den 22. juli med en mængde på 0,75 mg DW/l. Veligerlarverne blev i 2003 registreret første gang den 3. juni. I takt med at mængden af veligerlarver aftog i mængde i slutningen af august og september, tiltog mængden af især cladoceer. Et mindre maksima i september på 0,139 mgDW/l bestod mest af cladoceer (73%).

Hjuldyrene udviklede den største biomasse (0,147 mg/l) midt i juli, men hjuldyrene var også relativt betydelige i september med 47% af den samlede biomasse. Cladoceerne med *Daphnia sp* og *Daphnia cuculata*, som dominerende arter udviklede de største biomasser under maksimaet i maj og juni og udgjorde særligt i maj-juni en betydelig del af dyreplanktonet. Calanoide copepodene udviklede som vanligt de største biomasser i maj med *Eudiaptomus graciloides* som mest betydelige art (25 - 41% af den samlede dyreplanktonbiomasse) men forekom kun i ubetydelige mængder fra juli-primo september. Cyclopoide copepodene, (*Cyclops sp.*) var mest betydelige først på året, og med de største forekomster i slutningen af april og begyndelsen af maj og i mindre grad også i september.

Udviklingen i dyreplanktonsamfundet i perioden 1989-2003



Figur 6.4.4: Den gennemsnitlige sommerbiomasse som absolutte og relative værdier, fordelt på dyreplanktongrupper i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Den gennemsnitlige dyreplanktonsummerbiomasse var i 2003 på 0,487 mg DW/l. Den samlede dyreplanktonbiomasse har varieret meget siden 1989, men overordnet set har biomassen været faldende siden midt i 1990'erne, og niveauet ligger for femte år i træk omkring 500 µg DW/l. Faldet siden 1994 er signifikant ($p<0,013$).

Hjuldyr har kun spillet en kvantitativ rolle i 1989 og 1990. Herefter har biomassen udgjort 15% eller mindre, og der har ikke optrådt betydende biomasser gennem sæsonen. Artsmæssigt udvikler samfundet sig i en mindre eutrof retning. *Kellicottia longispina* er ikke set i søen siden 1998. Denne art optræder normalt ved fosforkoncentrationer mellem 70 - 250 µg P/l, og gennem de seneste 6 år har fosforkoncentrationen befundet sig omkring den nedre grænse af dette interval. Dette ses endnu mere udtalt for de store *Brachionus*-arter (*B. budapestinensis*, *B. leydigii*, *B. urceolaris*), der kun sjældent ses ved koncentrationer lavere end 150 µg P/l. Disse arter er ikke observeret siden midt i 1990'erne. Det kan med forsigtighed tolkes som en forbedring, at der i 2002 gennem en længere periode blev observeret rentvandsarten *Notholca foliacea*, selv om der var tale om få individer.

Midt i 1990'erne optrådte der store biomasser af cladoceér i Fårup Sø, men siden 1994 har biomassen været signifikant faldende ($p<0,05$), og de seneste par år har den ligget omkring 200 µg DW/l og dermed udgjort knap halvdelen af den samlede dyreplanktonbiomasse. Det er bemærkelsesværdigt, at *Chydorus sphaericus* siden 1997 er blevet stærkt reduceret samtidig med, at søen er blevet mere klarvandet. Denne art trives bedst i eutrofe sører og ses sjældent i nogen betydende mængde, når klorofylkoncentrationen kommer under ca. 8 µg chl.a/l eller fosforkoncentrationen kommer under ca. 50 µg P/l. Det kan også bemærkes, at den rovlevende *Leptodora kindtii* siden 2000 har været meget fåtallig sammenfaldende med den lave biomasse af byttedyr.

Daphnia-arterne optræder stort set samtidig gennem sæsonen, men der kan spores en tendens til, at den lille *D. cucculata* bliver mere fåtallig gennem perioden, mens det modsatte gør sig gældende for *D. galeata* og *D. hyalina*. De to sidstnævnte lader sig vanskeligt adskille, med mindre der er tale om udvoksede individer. Derfor er de ofte registreret som *D. spp.*, men under alle omstændigheder er der tale om mere græsningseffektive arter end *D. cucculata*, og det begyndende skifte i det indbyrdes dominansforhold fra *D. cucculata* til de to andre kan tages som udtryk for, at der i dag er en mindre føderessource til rådighed. Fødebegrensningen kan også ses på den faldende biomasse af *Bosmina*-arterne, der i alt væsentligt er domineret af *B. coregoni*. Det kan i lighed med hjuldyrarten *Notholca foliacea* med forsigtighed tolkes som en forbedring, at der siden 2000 er observeret sporadisk forekomst af rentvandsarten *Acroperus harpae*, selv om der var tale om få individer.

Biomassen af de cycloploide copepoder har svinget omkring 100 µg DW/l de første ti år, men fra 2000 har den samlede biomasse ligget lavere.

Udviklingen fra 1997 har været signifikant faldende ($p<0,01$). De calanoide copepoder er udelukkende repræsenteret ved arten *Eudiaptomus graciloides*, og biomassen har udviklet sig analogt med de cycloploide copepoders, dog med et brat fald fra 1999 til 2000. For de voksne hunners vedkommende har faldet siden 1994 været signifikant ($p<0,0001$). Den cycloploide *Cyclops abyssorum*, der har en klar præference for de mere næringsfattige søer, har haft tilbagegang. Siden 1991 har den kun optrådt spredt, og siden 2000 har den været fåtallig. Også *C. vicinus* og gruppen *Meso-/Thermocyclops* har haft tilbagegang. Især *C. vicinus* foretrækker de lidt mere eutrofe søer og optræder sjældent ved de herskende fosforkoncentrationer i Fårup Sø. Det observerede fald i copepod-arternes biomasse kan næppe tilskrives den forbedrede vandkvalitet, da også *C. abyssorum* har haft en faldende biomasse. Det virker mere sandsynligt, at copepodsamfundet er blevet stadig mere fødebegrænset.

Veligerlarver af vandremuslingen *Dressena polymorpha* er, siden 1998, oparbejdet i planktonprøverne. De voksne muslinger er første gang registreret i 1994. De voksne muslinger gyder store mængder øg om sommeren, der udvikler sig til veligerlarver, som kan holde sig frit svævende i vandmasserne op til flere uger, inden de fasthæfter på et substrat og udvikles til voksne muslinger.

Veligerlarverne optræder i planktonet i sommermånedene fra juni til midt i september, hvor de især under maksimum udgør en stor del af dyreplanktonet. I juli 2003 blev der observeret den hidtil højeste biomasse på 747 µg DW/l. Der kan tydeligt observeres en eksponentiel stigning i forekomsten af larver, fra et sommertidensnitt i årene 1998-2000 på 16-47 µg DW/l til et niveau på 700-750 µg DW/l i 2001-03. Selv om biomassen er lidt større i 2003 end 2001 og 2002, kan dette indikere, at muslingebestandens kapacitet måske er ved at være nået, idet faktorer som sygdom, fødebegrænsning og naturlig prædation og død begynder at bremse væksten.

Dyreplanktonets biomasse og artssammensætning er i høj grad bestemt af mængden og karakteren af algerne, effekten af vandremuslingen (se afsnit 6.7) samt af fiskenes prædation.

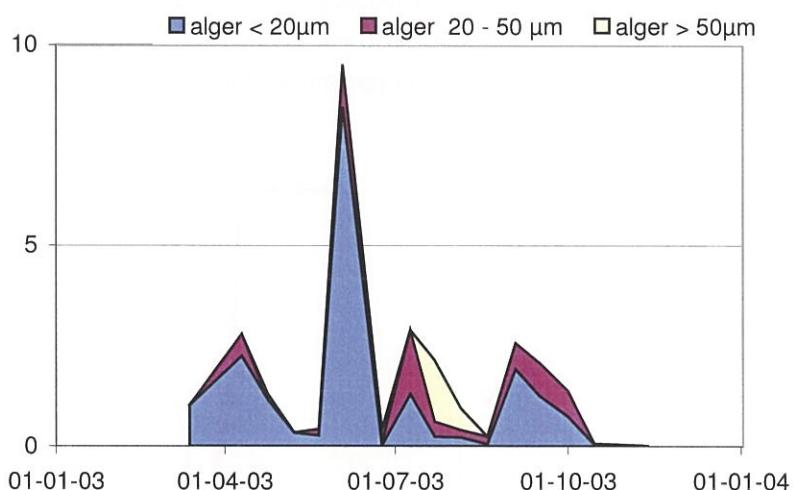
Græsning

Mange dyreplanktonarter lever som planteædere, hvor føden foruden at bestå af planteplankton også udgøres af bakterier og organisk stof. Det gælder for mange hjuldyr, mange af de store cladoceer, calanoide copepoder og cycloploide copepoder.

Dyreplanktonet har derfor stor betydning for plantoplanktonets biomasse og sammensætning. Generelt optager filtrerende dyreplanktonarter mest effektivt fødepartikler, mindre end 50 µm.

Som en tommelfingerregel gælder det, at dyreplanktonet er i stand til at regulere algerne, når algemængden udgør mindre end det dobbelte af fødeoptagelsen, d.v.s. når græsningsraten er mindre end to dage.

Det meste af året, undtagen den 24. juni, 22. juli og 5. august, bestod plantoplanktonet overvejende af mindre arter (< 50 µm), figur 6.4.5. Den 8. august udgjorde plantoplanktonet primært (74%) af store arter, hvoraf ca. halvdelen består af trådformede kiselalger, som formodentlig i en vis udstrækning kan spises af visse dyreplanktonarter, figur 6.4.5 og 6.4.6. På de to sidstnævnte datoer med stor relativ andel af større arter var *Fragillaria ulna* dominerende.

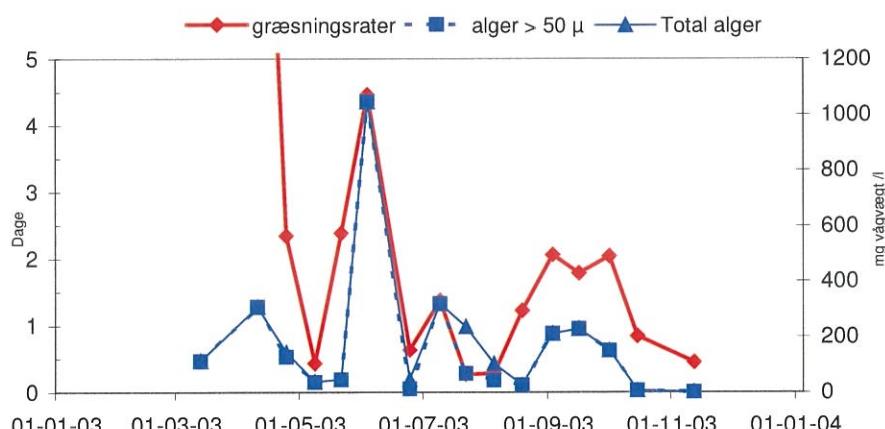


Figur 6.4.5: Algebiomasse fordelt på størrelsegrupper i Fårup Sø, 2003.

Græsningstrykket på algerne var højt det meste af året, undtagen under kiselalgemaskimaet først i juni, hvor algebiomassen hovedsageligt bestod af store alger. De store daphnier dominerede frem til og med juli og var formentlig medvirkende til at regulere algemængden, indtil dafnierne blev reduceret til et minimum i forbindelse med det lidt mindre kiselalgemaksimum den 9. juli. Fra dette tidspunkt og resten af året var græsningsraten så høj (mindre end 2 dage), og dyreplanktonet formodes derfor at have en medvirkende regulerende rolle for væksten af alger. Det store græsningstryk skyldes formentlig flere forhold. Især har de voksne vandremuslinger på søbunden og i mindre grad muslingens veligerlarver givetvis betydning for den mængde alger, der er tilgængelig for dyreplanktonet.

Størrelsesspektret, som muslingelarverne optager er noget snævert, sammenlignet med andre bivalve larver. Veligerlarvernes føde består mest af bakterier, blågrønalger, små grønalger og meget fin detritus partikler (Sprung, M, et al, 1993), men larverne filtrerer kun partikler mellem 1 - 4 μm i diameter. Der er imidlertid kun en meget lille del af planteplanktonet, der er af inden for denne størrelsесsgruppe, så det kan derfor ikke forventes, at veligerlarverne udøver et græsningstryk af betydning på planteplankton-biomassen. Veligerlarverne indgår da heller ikke i beregningen af dyreplanktonets græsningstryk.

Derimod er de voksne muslinger i stand til at filtrere store mængder planktoniske partikler, især alger. Undersøgelsen af muslinger i 2000 viste, at bestanden dengang var i stand til af filtrere vandvolumet på under 2 døgn. Hvor stor en del af algebiomassen muslingerne rent faktisk filtrerer, vides dog ikke, men det er ganske store mængder, og det kan forklare, at mængden af alger er kraftigt reduceret de seneste år, og at dyreplanktonet det meste af året er fødebegrenset. Dette kan ses af, at græsningsraten på spiselige alger (alger $< 50 \mu\text{m}$) er mindre end to dage den 8. maj samt fra juli og året ud. Græsningsraten var dog også relativ lille i juni mellem 2,4 og ca. 4 dage.



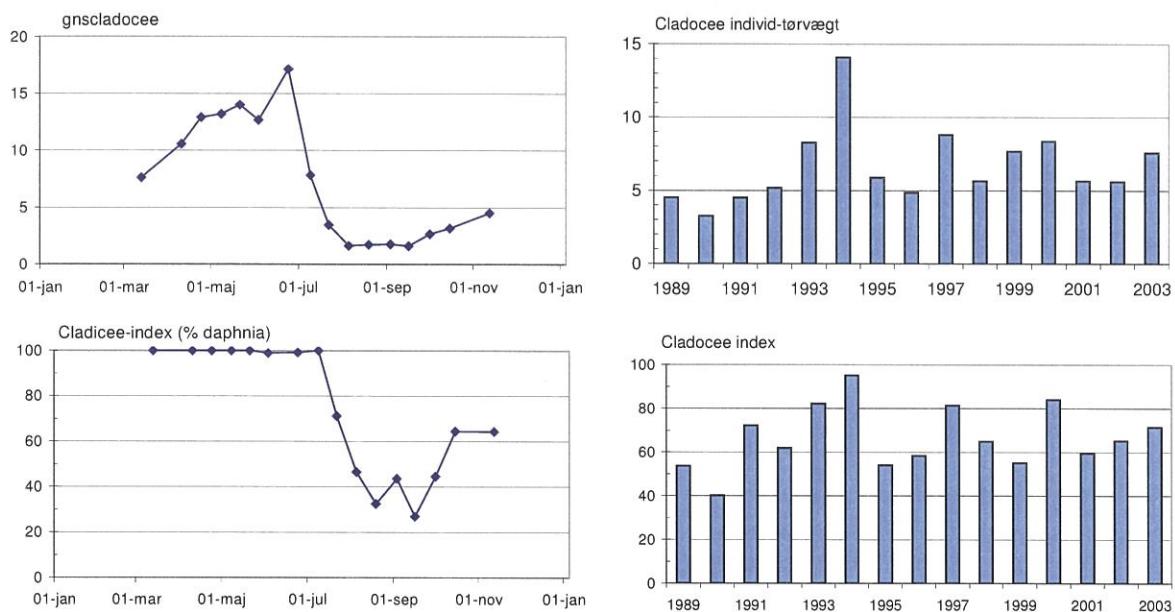
Figur 6.4.6: Dyreplanktonets græsning i Fårup Sø, 2003.

Prædation

Dyreplanktonet er også utsat for prædation fra andre dyr, hvor især fiskene kan være betydelige. Men nogle dyreplanktonarter, f.eks. Leptodora kindtii, lever af andre mindre dyreplanktonarter. Fisk foretrækker de store arter af calanoide copepoder og cladoceer. Er der stor prædation fra fiskene, vil de store arter blive ædt, og de små former vil dominere. Kraftig prædation påvirker derfor gennemsnitslængden af cladoceer og cladocee-indexet (%vis andel af daphnia i forhold til cladoceer).

Fra marts til midt i juli består cladoceerne næsten udelukkende af daphnia sp., cladoceindexet er højt. Herefter falder dominansen af daphnier til et minimum, idet Bosmina arter tiltager i vækst, og der ses først en mindre stigning i biomassen af daphnia spp. fra midt i september og året ud, figur 6.4.7.

Årsagen til den kraftige reduktion i dyreplanktonbiomassen i juni-juli er sandsynligvis en kombination af fødebegrensning på grund af få alger og prædation af dyreplanktonet fra fiskeyngel. Fiskeynglen er på det tidspunkt nået det stadie, hvor de begynder at leve af dyreplankton. Resultaterne af årets fiskeyngelundersøgelser tyder på, at der har været meget moderate mængder fiskeyngel i Fårup Sø i 2003, og det er vurderet, at fiskeynglen næppe har kunnet påvirke dyreplanktonets mængde og sammensætning, jf. afsnit 6.5. Mængden af spiselige alger, mindre end 50 µm, er generelt også beskedent, så fødemangel kan også have påvirket størrelsesfordelingen og biomassen af dyreplanktonet. Det vurderes, at dyreplanktonet i Fårup Sø i 2003 i store dele af året har været utsat for prædation og fødebegrensning.



Figur 6.4.7: Cladocceegennemsnitsvægt og cladoceeindex i Fårup Sø i 2003 og gennemsnit i perioden 1989-2003.

I 2003 er cladocceegennemsnitsvægten og cladoceeindexet større end de to foregående år. Både middelvægten af cladoceer og cladoceeindexet varierer en del fra år til år, figur 6.4.7. Der kan ikke registreres en udvikling.

Samlet vurdering	Både plante- og dyreplanktonet udviklede beskedne biomasser i 2003. Også dyreplanktonbiomassen var lav, men pga. en enorm stor og betydende biomasse af veligerlarver var den samlede dyreplanktonbiomasse større end året før. Der er sket et signifikant fald i den samlede plantoplanktonbiomasse samt i kiselalgebiomassen siden 1989. Der er et sket signifikant fald i den samlede biomasse af dyreplankton samt i hjuldyr, såvel Calanoide og Cyclopoide copepoder siden 1989. Derudover er der sket en tilbagegang af mere eutrofe dyreplanktonarter. Årsagen til de små algemængder er formentlig filtrering af voksne muslinger, filtrering fra planktonisk dyreplankton og i mindre grad veligerlarver. Dyreplanktonet har været fødebegrænset som følge af de små algemængder, men har næppe været utsat for prædation fra fiskeynglen i 2003, der har kunnet påvirke dyreplanktonets mængde og sammensætning, jævnfør afsnit 6.5.
------------------	--

6.5 Fisk

Fiskeyngel

I forbindelse med Vejle Amts overvågning af miljøtilstanden i Fårup Sø blev fiskeynglen undersøgt natten mellem den 2. og 3. juli 2003. Undersøgelsen, som er foretaget siden 1998, er udført i overensstemmelse med anvisningen fra DMU med yngelstræk i 6 sektioner i littoralen og 6 transekter i pelagiet af 1 minuts varighed. Dette afsnit omfatter de vigtigste resultater af undersøgelsen (Müller, J.P., Jensen, H.J., 2002).

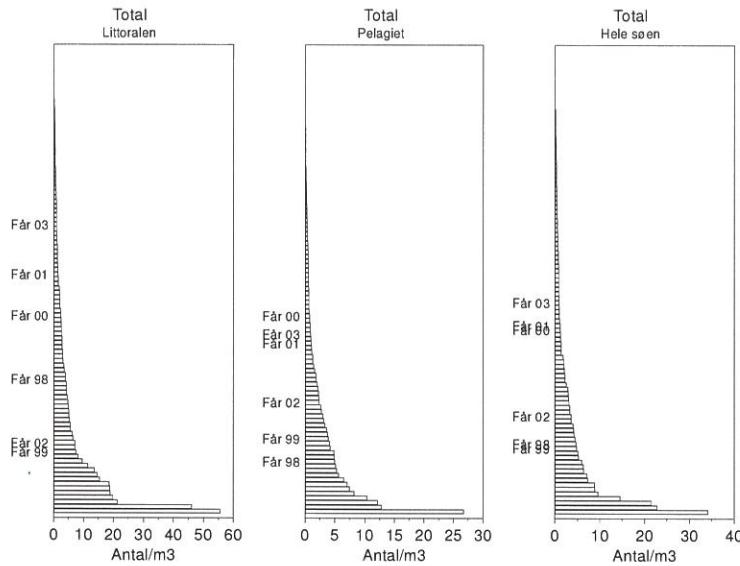
Formålet med undersøgelsen er bl.a. at kunne vurdere fiskeynglens påvirkning af dyreplanktonet.

Ynglens tæthed og sammensætning	Fangsten rummede skalle- og aborrengel. Den samlede yngeltæthed var på 0,97 pr. m ² i littoralen, og 0,92 pr. m ² i pelagiet, og middeltætheden i søen var den mindste i undersøgelsesperioden. Vægtmæssigt var tætheden med 0,21 g vådvægt pr. m ³ i littoralen og 0,21 g pr. m ³ i pelagiet tilsvarende beskeden. Yngeltætheden var ens i littoralen og i pelagiet, og skalleyngel var antalsmæssigt dominerende over hele søen.
---------------------------------	--

	Antal/ m ³		Vådvægt/m ³	
	Littoralen	Pelagiet	Littoralen	Pelagiet
Karpefisk	0,74	0,733	0,086	0,110
Aborrefisk	0,225	0,193	0,125	0,099
Total	0,965	0,926	0,211	0,209

Tabel 6.5.1: Den beregnede tæthed og biomassetæthed af fiskeyngel hos de respektive arter i littoralzonen og i pelagiet i Fårup Sø, juli 2003.

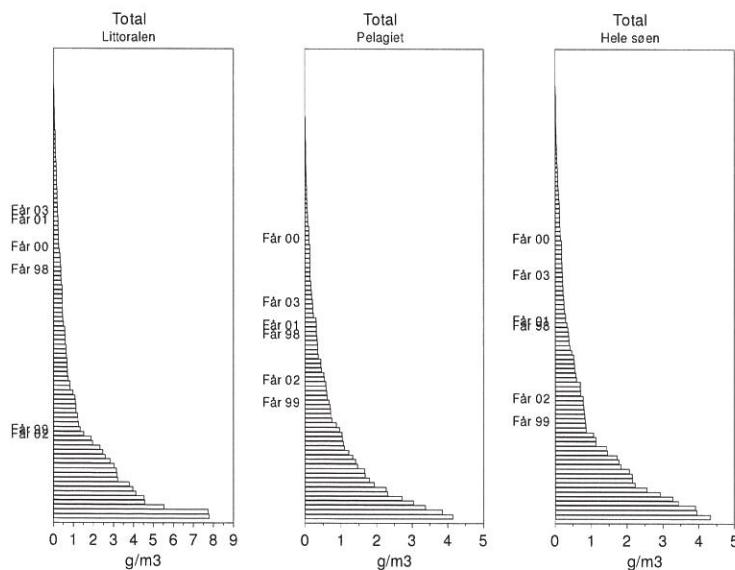
Sammenlignet med 16 andre sører, hvor der er foretaget yngelundersøgelser de fem seneste år, var tætheden af karpeyngel moderat og væsentligt under de betydelige tætheder, som tidligere er registreret i søen. Aborre fiskeyngels tæthed har alle år undtagen 1999 været moderat, og i 2003 var tætheden omkring medianen blandt referencesøerne.



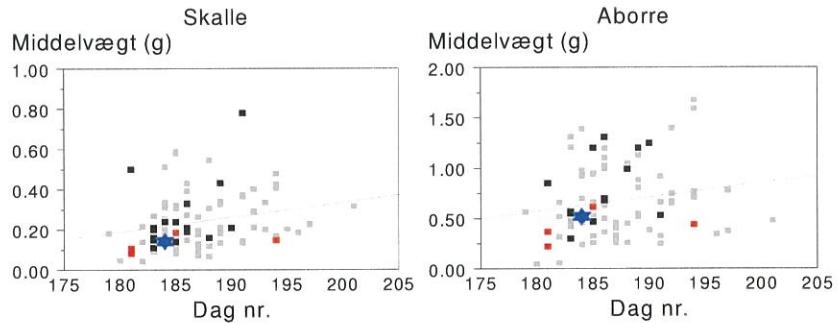
Figur 6.5.1: Tætheden af fiskeyngel i Fårup Sø i littoralzonen, pelagiet og i hele søen i 1998 - 2003 sammenlignet med tætheden fundet i andre sører.

Størrelse

Årsynglens størrelse var lidt under normal for tidspunktet i Fårup Sø sammenlignet med referencesøerne, figur 6.5.2.



Figur 6.5.2: Biomasssetætheden af fiskeyngel i Fårup Sø i littoralzonen, pelagiet og i hele søen i 1998-2003 sammenlignet med tætheden fundet i andre sører.



Figur 6.5.3: Middelvægten af skalle- og aborrenglen på undersøgelses-tidspunktet i Fårup Sø sidst i juli 2003 (stjerne) sammen-lignet med årets øvrige undersøgelser (sort markering), tidligere undersøgelser i Fårup Sø (rød markering) samt med andre tidligere danske sører.

Årgangsstyrken

Der er generelt store variationer i årgangsstyrken hos de respektive arter, hvoraf de sent gydende arter som bl.a. brasener er følsomme for klimatiske udsving forår og sommer. I 2003 var middeltætheden af karpefiskeyngel forholdsvis moderat, mens aborrengel generelt forekom mere talrigt end i 2002, men væsentligt mindre talrigt end i 1999.

I Fårup Sø var karpefiskeynglens tæthed stor i 1998 og i 2002 og beskeden de øvrige år, mens aborrefiskeynglens tæthed kun har været betydelig i 1999. Rekrutteringsforholdene i Fårup Sø ligner dermed forholdene, der er fundet i de øvrige dybe sører.

Fordeling

Ynglens fordeling i de undersøgte sører viste en forkærlighed hos karpefiskeyngel for de lavvandede områder, og kun i de uklare og lavvandede sører findes betydelige mængder karpefisk i pelagiet. Aborrefiskeynglen er generelt mere pelagisk, dog med generelt aftagende mængder med øget dybde og sigtdybde. Fiskeynglens fordeling i Fårup Sø i juli 2003 var med ikke ubetydelige mængder karpefiskeyngel i pelagiet i ringe overensstemmelse med søens status som dyb og klarvandet.

Påvirkning

Fiskeynglens beregnede konsumptionsrate omkring 1. juli var med 10 mg tv/m³/d moderat sammenlignet med referencesøerne, og væsentligt under niveauet, fundet i 1999 og 2002. Fiskeynglen har derfor næppe kunnet påvirke dyreplanktonets mængde og sammensætning i sommeren 2003.

Fisk

Undersøgelse af fiskebestanden gennemføres hvert 5. år efter normalprogrammet. Den seneste undersøgelse er gennemført i 1999. Undersøgelsen i 1999, herunder sammenstilling med tidligere undersøgelser i 1989 og 1994, er nærmere beskrevet i Vejle Amt, 1999. I dette afsnit er givet en kortfattet gengivelse af resultaterne.

Fiskebestandens karakter

Fiskebestanden har ikke udviklet sig væsentligt gennem de seneste 10 år. Biomassen har kun varieret lidt fra 68 tons i 1994 til 85 tons i 1999, og især i 1999 var tætheden med ca. 860 kg/ha forholdsvis stor sammenlignet med tilsvarende næringsbegrænsede sører.

Fiskebestandens stabilitet

Fiskebestandens karakter har ikke ændret sig væsentligt siden den første undersøgelse i 1999. Fiskebestanden har gennem hele perioden været domineret af skaller, aborrer og brasener, og forholdene synes meget stabile. Der er derfor ingen grund til at tro, at fiskebestanden vil ændres i de kommende år, med mindre forhold vedrørende belastningen eller lignende ændres.

Fiskenes betydning for vandmiljøet

Fiskebestanden i Fårup Sø er forholdsvis fåtallig, som det typisk ses i aborresøer, men søen rummer en usædvanlig stor bestand af brasener for søtypen. Fiskenes generelle prædationstryk på planktonet er moderat, men i perioder, hvor årsynglen er talrig, og hvor adgangen til bunddyr er begrænset, kan fiskene antagelig yde et regulerende prædationstryk på søens dyreplankton.

Den forholdsvis store biomassetæthed af potentiel benthivore fisk og den ringe kondition hos denne gruppe mere end antyder, at fødekonkurrencen om søens bunddyr er hård, og bundfaunaen holdes derfor antageligt nede på en ringe tæthed. Den ringe mængde snegle og andre græssere på planternes epifytter er en sandsynlig årsag til undervandsplanternes ringe udbredelse i søen.

Brasenernes fødesøgning på bunden bevirket en øget resuspension af bundmateriale og en øget fosforfrigivelse fra sedimentet, hvilket kan påvirke vandkvaliteten negativt. Fjernes hovedparten af søens brasener, vil resuspensionen og fosforfrigivelsen reduceres væsentligt, hvilket formodes at havde en væsentlig effekt på både sigtdybden og vandplanternes udbredelsesmuligheder.

6.6 Undervandsplanter

Vegetationen i Fårup Sø er siden 1993 undersøgt en gang årligt. I 2003 blev undersøgelsen gennemført den 8. august. Formålet med undersøgelsen er at følge udviklingen i undervandsvegetationens udbredelse i søen. Ved undersøgelsen er søen opdelt i 19 delområder, bilag 6.6.1. Data fra undersøgelsen fremgår af bilag 6.6.2., 6.7.1 og 6.7.2.

Rørsumpen

Udbredelsen af rørsumpen blev grundigt undersøgt i 1995. Arealet af hele rørskoven udgør 2,1% af søens samlede areal, (Vejle Amt, 1996). Rørskovsvegetationen er domineret af tagrør, søkogleaks, smalbladet dunhammer og dyndpadderok, med tagrør som den mest udbredte art. Ligesom i 2002 blev der i søens østende fundet nogle eksemplarer af Kalmus. Rørskovens udbredelse er begrænset til et højst få meter bredt bælte langs ca. 3/4 af kyststrækningen. Dybdegrænsen for rørskovens udbredelse er de fleste steder knap 1 m, men nogle steder forekommer tagrør på indtil 1,5 m dybt vand.

Rørskoven ser ikke ud til at have ændret sig væsentligt. År til år variation i forekomst af arter skyldes nok primært et skøn, om arten er kvantitativt tilstrækkeligt forekommende til at blive noteret.

	Dybdegrænse (m)									
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Undervandsvegetation	2,55	2,3	2,15	2,7	2,3	1,7	1,8	1,8	1,35	3,25
Flydebladsvegetation	1,8	1,8	1,85	1,9	1,7	1,9	1,8	1,75	1,7	1,9
Rørskovsvegetation	1,5	1,8	1,65	1,8	1,8	1,9	1,4	1,45	1,4	1,5
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Undervandsvegetation										
Glinsende vandaks	2,55	2,3	2,15	2,7	2,3	1,4	1,2	1,35	1,3	1,35
Børstebladet vandaks	1,2	1,1	2,05	1,2	1,2	1,2	1,1	1,8	1,35	3,25
Hjerbladet vandaks	1,75	1,5	1,95	1,6	1,7	1,7	1,6	1,35	1,25	2,1
Kruset vandaks	1,25	-	1,65		1,5	1,3	1,8	1,3	-	1,8
Kildemos sp.	1,85	-							0,9	
Vandpest								1,6	1,1	3
Vandranunkel sp.								2,1	0,95	3,6
Flydebladsvegetation										
Vandpileurt			0,65	0,5	0,6	0,6	0,65	0,75	0,75	0,8
Gul ákande	1,8	1,8	1,85	1,6	1,7	1,9	1,8	1,75	1,7	1,9
Hvid ákande	1,7	1,7	1,85	1,9	1,4	1,9	1,25	1,4	1,5	1,8
svømmende vandaks	1,1	1	1,05	0,8	0,8	0,7	0,45			
Trådformede alger								2,7		
Rørskovsvegetation										
Dynd-Padderok	1,5	1,8	1,65	1,8	1,8	1,4	1,3	1	0,7	0,7
Tagrør	1,3	1	1,25	1,5	1,7	1,9	1,4	1,45	1,4	1,5
Sø-kogleaks	0,85	0,9	1,15	1,7	1,3	0,9	1,2	1,2	1,3	1,1
Smalbladet dunhammer										
Bredbladet dunhammer	1,2	*	1,15	*	1,55	1,3	1,25	1,4	1,2	1,5
Kalmus							0,55	0,6	0,6	0,6
Høj Sødgræs								0,85	0,85	0,1

Tabel 6.6.1: Artsliste og dybdegrænser for undervands- og flydevandsvegetation samt dominerende rørskovsvegetation, Fårup Sø 2003. * angiver, at arten er registreret, men dybdegrænsen ikke fastlagt.

Flydebladsvegetation

Flydebladsvegetationen i Fårup Sø udgøres af mindre bestande af gul og hvid åkande samt en lille bestand af vandpileurt. Bestanden af svømmende vandaks er siden 1994 reduceret år for år og er ikke registreret siden undersøgelsen i 2000. Dybdegrænsen for flydebladsvegetationens udbredelse er godt 1 m de fleste steder, men der er truffet individer af gul og hvid åkande på en dybde af 1,9 m og 1,8 m (tabel 6.6.1).

Trådalger m.m.

Der fandtes som i 2001 store områder med slimede trådalger af typen Spirogyra/Mougiotia på vanddybder mellem 0,25 og 3 m (i 2001 på vanddybder indtil 1,7 m). Flere steder optrådte massive forekomster. Der er ikke fundet trådalger af betydning i 2002 eller ved andre tidligere vegetationsundersøgelser end i 2001.

Undervandsvegetation

Indtrykket af vegetationen var det sammen som de seneste år. Glinsende- og hjertebladet vandaks er i fortsat tilbagegang, hvoraf glinsende vandaks kan betegnes som direkte udryddelsestruet. Børstebladet vandaks er nu også registreret i vestenden af søen. De nye arter Vandranunkel vandaks og vandpest ser ud til at have bredt sig til flere lokaliteter.

Artssammensætning

Undervandsvegetationens sammensætning og indbyrdes betydning er under forandring i søen, og vegetationen bestod i 2003 hovedsageligt af børstebladet- og hjertebladet vandaks samt de nye arter vandpest og vandranunkel. Glinsende vandranunkel blev kun fundet på en lokalitet i sydøstenden og i fåtallige eksemplarer. Vandpest og vandranunkel blev registreret første gang i 2000 i østenden og har siden har bredt sig langs nord- og sydsiden. Vandpest og vandranunkel er formentlig kommet ind, fordi der er bedre sigt og pga. tabet af storbladede vandaksarter. Der er som i 1999, 2000 og 2001 fundet en fåtallig bestand af kruset vandaks på østsiden. Kildemos sp. blev fundet i et eksemplar i 1994, samt i 2002.

Udbredelse

Der har indtil 2002 været en udpræget zonering i forekomsten af undervandsplanterne. På lavt vand (ca. 0-1 m) dominerer børstebladet vandaks. På 1-1,5 m vand dominerer hjertebladet- og kruset vandaks. Hvor arterne optræder sammen, har det normalt været glinsende vandaks, der er næst længst ud. Men i 2003 har ændringer i både artssammensætning og de enkelte arters udbredelse haft betydning for zoneringen. Blandt andet er dybdeintervaller blevet bredere for flere arter, så zoneringerne er ikke længere så markante.

I 2003 er Glinsende vandaks så kraftig reduceret, at arten på den ene lokalitet, hvor arten forekommer, kun når ud til 1,35 m, mens Børstebladet vandaks på samme lokalitet når ud til 3,25 m, hvilket i øvrigt også er den yderst fundne forekomst af undervandsvegetationen i 2003.

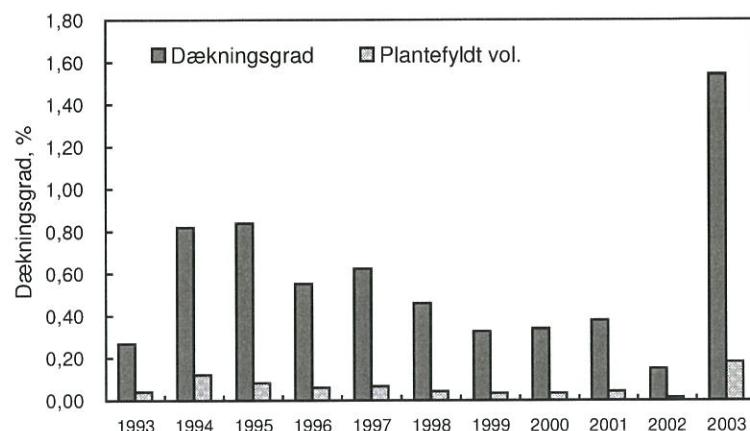
På de lokaliteter i østenden, hvor Vandpest og Vandranunkel først blev registreret i 2001 og 2002, stod arterne overvejende på lavt vand, men i 2003 havde de også spredt sig til dybere vand. I østenden (delområde 10,11,12) og i vestenden (2 og 2a) når vandranunkel og Vandpest med 3,3-3,6 m længst ud, mens Børstebladet vandaks når længst ud på de øvrige lokaliteter.

Tilstand

Der er udpræget epifytbelægning på vandplanterne, og flere steder bærer planterne tydeligt præg af at være nedbidte pga. manglende topskud. Frøstande forekommer fortsat ikke i nær samme mængde som tidligere, og planterne når stort set ikke op til overfladen, heller ikke på lavere vand. På 2-3 m vand er skuddene sjældent mere end 5-20 cm høje.

Dækningsgrader og plantefyldt volumen

Undervandsplanternes samlede dækningsgrad og relative plantevolumen er vist i figur 6.6.2, og dækningsgraden og det relative plantevolumen i de enkelte dybdeintervaller er vist i figur 6.6.3. I 2003 var den samlede dækningsgrad for undervandsvegetationen i Fårup Sø på 1,54% af det samlede søareal, hvilket er den højeste registrerede i undersøgelsesperioden. Dækningsgraden for undervandsvegetationen er dog faldet kraftig i perioden 1994/1995- 2002 fra dækningsgrader på 0,82-0,84% til dækningsgrader i 1999/2001-2002 på 0,15-0,38 %. Planterne udgør 0,18% af det samlede vandvolumen i 2003, som tilsvarende dækningsgraden er det højest registrerede.

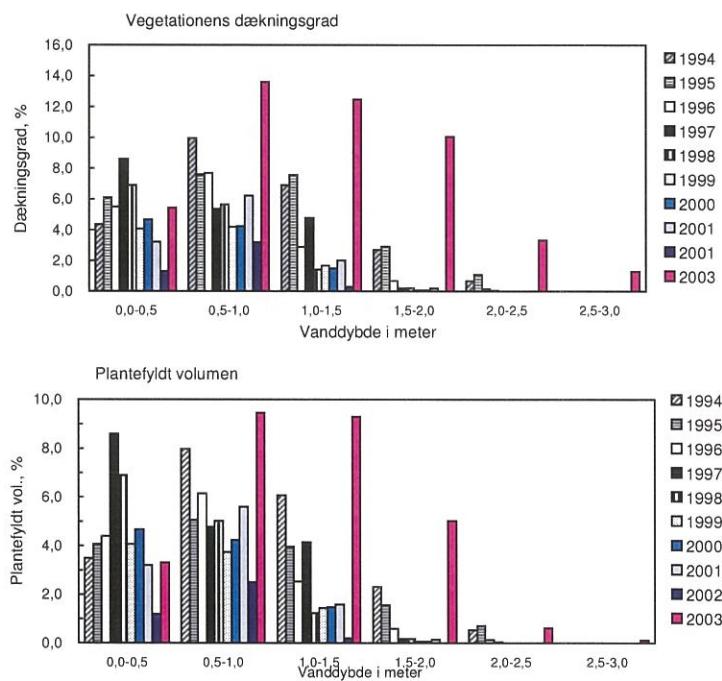


Figur 6.6.2: Dækningsgrad og plantefyldt volumen for Fårup Sø, 1993-2003.

Udbredelse

Hidtil kunne de største forekomster af undervandsplanter findes på 0-1,5 m's vanddybde, mens vegetationen er sparsom ude på dybere vand, figur 6.6.3. I 2003 har der også på 2-2,5 m's dybde været markant store forekomster af undervandsplanter.

I alle dybdeintervaller fra 0,5 m og udefter gælder det, at der siden 1994 og indtil 2002 er sket en tilbagegang, idet både dækningsgrad og plantefyldt volumen er markant reduceret. 2003 adskiller sig markant ved på alle dybdeintervaller op til 2 m at have meget større dækningsgrad og plantefyldt volumen. På vanddybder, mindre end 0,5 m, ses imidlertid et lidt andet udviklingsmønster, hvor der er en forøgelse af både dækningsgrad og plantefyldt volumen fra 1993-1996, og derefter faldt både dækningsgrad og plantefyldt volumen markant til den lavest registrerede værdi i 2002.



Figur 6.6.3: Dækningsgrad og plantefyldt volumen for undervandsvegetationen på forskellige vanddybder i Fårup Sø, 1994-2003.

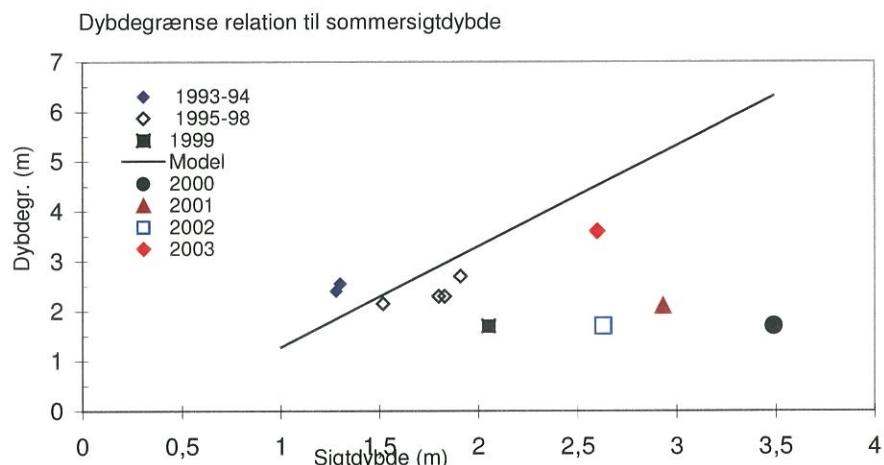
I hovedparten af de områder, hvor der hvert år registreres undervandsvegetation, er der generelt sket et fald i det plantedækkede areal fra 1994 til 2002. Det drejer sig om delområderne 6 og 8 på nordsiden og delområde 13, 14, 15, 16 og 17 på sydsiden. I delområde 11 har variationen været stor i denne periode. Det er kun i delområde 11, 12,5/16 og tildels i 13, at plantedækket er steget dramatisk i 2003.

Dybdegrænse

Danmarks Miljøundersøgelser har opstillet en model for dybdegrænsens afhængighed af sigtdybden på baggrund af resultaterne af vegetationsundersøgelser i 17 søer i 1993 og 1994 (DMU,1995):

$$\text{Dybdegrænsen for rodfæstede vandplanter} = \\ -0,74 + 2,02 \cdot \text{sommersigtdybden}, p < 0,0001, r^2 = 0,89$$

Det fremgår af figur 6.6.4, at de målte dybdegrænsler for 1995-2002 ligger noget under den modelberegnede, men at den målte dybdegrænse i 2003 er steget markant og dermed har nærmet sig den modelberegnede. Det skyldes en større udbredelse af Børstebladet vandaks i syd-østenden (13,14,15) og Vandranunkel og tildels vandpest i øst- og nord-østenden (10,11,12). De forbedrede sommersigtdybder fra år til år har ikke nødvendigvis ført til tilsvarende variationer i dybdegrænserne for vandplanternes udbredelse de pågældende år. De forbedrede sommersigtdybder de seneste år har ikke resulteret i flere vandplanter. I 1999 og i særdeleshed i 2000-2002 ligger de målte dybdegrænsler langt fra, hvad man ville forvente ud fra de målte sigtdybder disse år. I 2003 er dybdegrænsen dog øget.



Figur 6.6.4: Undervandsvegetationens dybdegrænse i forhold til sommersigtdybden i Fårup Sø og i forhold til samme relation for alle 17 søer, der er med i overvågningsprogrammet for vandplanter i søerne.

Det er tilsyneladende andre faktorer end sigtdybden, der er styrende for udbredelsen af undervandsvegetation i Fårup Sø. Tendensen mod forsvinden af de storbladede vandaksarter er accelereret trods bedre sigtdybde, og den øvrige vegetation er i kraftig tilbagegang. Nye arter som Vandranunkel og vandpest har især i 2003 øget kraftig i udbredelsen. Selv om udbredelsen er øget for nogle plantearter, er tilstanden i de fleste tilfælde miserabel.

Til trods for fremgang for nogle arters udbredelse i søen er undervandsvegetationen generelt i en ekstrem dårlig tilstand. Vegetationen er præget af kraftig nedbidning, som tilsyneladende er hovedårsag til svigende udbredelse såvel horisontalt som vertikalt. Vandplanterne mangler topskud, og frøstande udvikles i fortsat mindre grad. På lavt vand når planterne ikke op til overfladen, og på dybere vand bliver planterne sjældent mere end 5-20 cm høje. Vandplanterne er desuden svært dækkede af epifytter, som begrænser vækstforholdene væsentligt og stresser planterne.

En bestand af blishøns i stærk fremgang er formentlig hovedansvarlig for denne bortgræsning. I østenden har vandplanterne, især vandpest og vandranunkel, alligevel bredt sig, hvilket formentlig kan forklares ved, at blishønsene forstyrres af menneskelig aktivitet i forbindelse med badebro, put-and-take og campingplads, og bortgræsning dermed hæmmes.

Den massive forekomst af vandremuslinger kan både være direkte og indirekte årsag til forarmingen af vegetationen. Dels kan de tiltrække store bestande af blishøns, som benytter sig af det store spisekammer af spiselige og mundrette muslinger, og hermed øges også bortgræsning fra vandfugle. Det er set i andre sører, at store mængder vandremuslinger kan sætte sig på planterne og dermed hæmme væksten. Det er dog ikke observeret ved feltobservationer. Mere indirekte effekter af vandremuslingens forekomst kan også være mulige, se afsnit 6.7. Den positive effekt, som vandremuslingerne har på sigtdybden, modsvarer desværre i langt større udstrækning af de negative effekter.

Diskussion

Undervandsplanter kan være af meget stor betydning for både det biologiske samfund og for næringsstofkredsløbet i sører. I Fårup Sø er den samlede dænningsgrad for undervandsvegetationen på 7,98% af det samlede sørereal, mens planterne udgør 0,179% af det samlede vandvolumen. Den økologiske betydning af vandplanterne i søen vil derfor være begrænset. Alligevel udgør planterne et vigtigt potentiale for søen, da planterne hurtigt vil kunne sprede sig ved gunstige vækstbetingelser.

Græsning fra en stigende bestand af planteædende blishøns samt kraftige belægninger af epifytiske alger er nogle af de begrænsende faktorer for vandplanternes kondition og udbredelse af vandplanter i Fårup Sø. Også søens morfometri sætter en begrænsning, idet littoralzonen mange steder er begrænset af skrænter få meter ude i vandet. Den fortsatte tilbagegang af bl.a. flere vandaksarter er bekymrende.

6.7 Bundfauna

Bundfaunaen er undersøgt i 2000 og er beskrevet i rapporterne (Grøn, P.N., 2001) og (Vejle Amt, 2001). Nedenfor er givet en kortfattet beskrivelse af undersøgelsen, med vægt på vandremuslingen *Dressina polymorpha*.

Resultater af en bestemmelse af mængden af vandremuslingens veligerlarver i sommerplankton i perioden 1998-2002 præsenteres.

Vandremuslingens forekomst

Vandremuslingen *Dressina polymorpha* er første gang registreret i søen omkring 1994 i søens vestende og har siden bredt sig til hele søen.

Undersøgelsen af bundfaunaen i 2000 viste, at vandremuslingen er meget udbredt og meget hyppig i Fårup Sø, idet den findes langs hele søbredden i et bælte, og det er lidt over en femtedel af søens areal. Muslingen er fundet ned til knapt 8 m's dybde, og dybdeudbredelse er nedadtil begrænset af forekomsten af blød dyndbund.

Vandremuslingen har sin største hyppighed ved 2-5 m's dybde, og der er her registreret store tæthedepå op til næsten hundredetusinde pr. m². Den er generel mest hyppig på steder, hvor der er stenet/sandet og med mange store maler- og dammuslinger, idet vandremuslingen sad talrigt fast på disse. Især er der en meget stor tæthed af vandremuslingen på skrænterne langs nord- og sydbredden. I tabel 6.7.1 er angivet muslingebestandens størrelse og filtrationskapacitet ved undersøgelsen i 2000.

Størrelse af bestanden	ca. 1,30 milliarder
Filtreringskapacitet (i timer)	ca. 0,13 milliarder liter pr. time
Filtreringskapacitet (i døgn)	ca. 3,12 milliarder liter pr. døgn
Søens vandvolumen	5,556 milliarder liter
Filtrering af søens vandvolumen (i timer)	ca. 43 timer
Filtrering af søens vandvolumen (i døgn)	ca. 1,8 døgn

Tabel 6.7.1: Oversigt over vandremuslingens størrelse og filtreringskapacitet i Fårup Sø, 7.-8. november 2000.

Vandremuslingens formering, fødevalg og påvirkning

Vandremuslingen gyder i sommerperioden æg og sperm direkte ud i vandet. En stor musling kan gyde op til flere hundredetusinder af æg. Efter æggernes klækning kan larverne være fritsvømmende i flere uger, inden de sætter sig fast på et substrat og udvikler sig til voksne individer. Det er kendt, at muslingebestanden hurtigt kan vokse til ekstrem store mængder i de sører, hvor iltforholdene gode, substrat at hæfte sig på og rigelig føde.

De fritsvømmende larver og de voksne muslinger lever af at filtrere planktoniske materiale, især alger. Især de voksne muslinger er effektive, idet laboratorieforsøg har vist, at en enkelt musling kan filtrere op til 8 l.

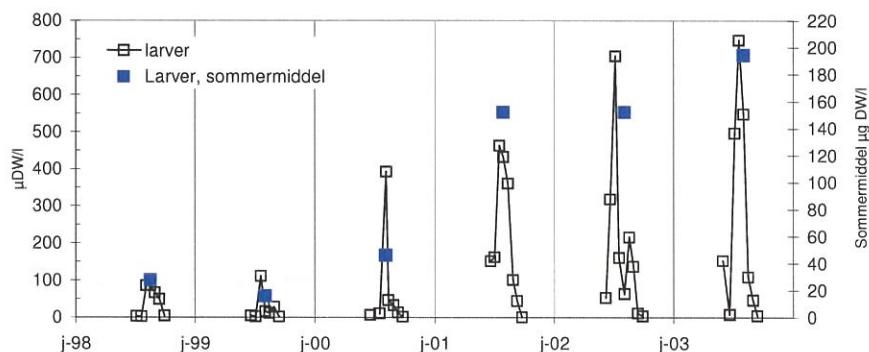
Vandremuslingen har medført store ændringer i miljøtilstanden og de økologiske forhold i Fårup Sø, som følge af muslingens store filtreringsevne og store vækstpotentiale. De mest markante ændringer har været, at vandet generelt bliver mere klart pga. de mindre mængder plantoplankton, og specielt i Fårup Sø er bestanden af maler- og dammuslinger i tilbagegang.

Udvikling

Bundfaunaen i Fårup Sø er undersøgt i 2000 og ikke andre år. Der ligger derfor ikke data, der kan dokumentere en udvikling i bundfaunaen.

Det vurderes, at mængden af muslingens larver i svævet kan anvendes som et indirekte udtryk for mængden af voksne muslinger. Veligerlarver er optalt og opmålt ud fra eksisterende planktonprøver i perioden 1998-2003.

Resultaterne indgår i vurdering af søens dyreplankton, afsnit 6.4 og vises i dette afsnit til vurdering af udviklingen af muslingebestanden i søen, figur 6.7.1.



Figur 6.7.1: Biomasse af vandremuslingens larver i Fårup Sø i perioden 1998-2003.

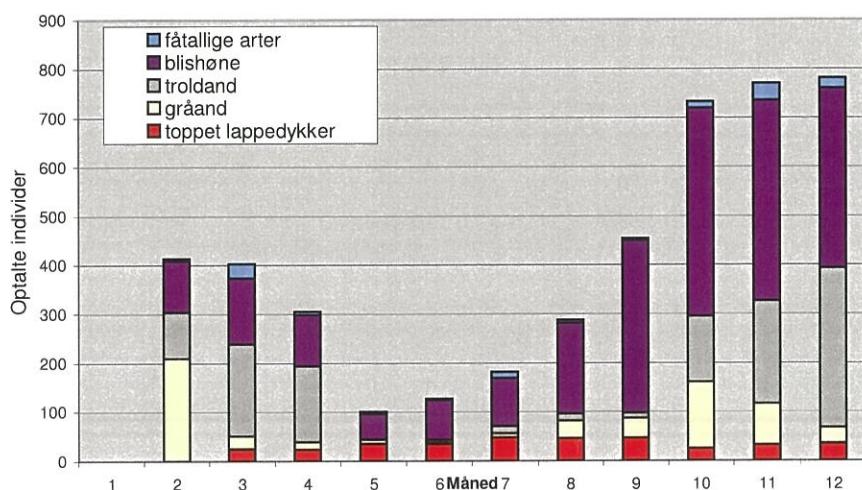
Muslingelarver i Fårup Sø forekommer hvert af de undersøgte år fra slutningen af juni til september, og med et markant maksimum i sidste halvdel af juli i 1999, 2001-03 og først i august i 1998 og 2000. Den maksimale mængde muslinger, der er registreret, stiger gennem perioden fra 85 µg tørvægt/l i 1999 til 747 µg/l i 2003. Middelbiomassen for maj-september var i 2003 med 194 µg DW/l lidt højere end i 2000-2001, men der ses en kraftig stigning i biomassen fra 1998-1999 til 2001/2003.

Udviklingen i veligerlarver understøtter teorien om, at bestanden af vandremuslinger har været under opbygning og nu måske er ved at nå den maksimale kapacitet, idet mængden af den gennemsnitlige veligerlarvemængde har været den samme i 2001 og 2002 og kun lidt højere i 2003. Det kan dog forventes, at bestanden af muslinger i de kommende år vil svinge en del, afhængig af muslingens levevilkår, sygdom i bestanden, tilgængelig fødemængde, prædation fra især vandfugle m.m., og at søen igen vil få et stort indhold af plantoplankton og blive uklar.

6.8 Fugle

Undersøgelser af fuglebestande indgår ikke i det landsdækkende overvågningsprogram. Optælling af vandfugle i Fårup Sø blev startet i 2001. I 2002 blev optællingerne videreført og udvidet med en tælling hver måned af måger, der overnatter på søen.

Resultaterne viste, at der i gennemsnit pr. dag opholdt sig ca. 380 vandfugle i søen i 2003 excl. måger (bilag 6.8.1). Til sammenligning var der i gennemsnit ca. 450 og 300 vandfugle i søen i henholdsvis 2001 og 2002. Fordelingen af vandfugle i 2003 fremgår af figur 6.8.1.



Figur 6.8.1: Årstidsvariationen for de fire talrigeste vandfuglearter (excl. måger) samt øvrige fåtallige arter i Fårup Sø i 2003. Tallene fra yngleperioden (maj - juli) er ikke repræsentative for det reelle antal fugle, da mindst en af forældrefuglene typisk vil være i skjul på reden. Derimod angiver tallene for januar, februar, marts og december meget præcist det reelle antal fugle, da fuglene i disse måneder opholdt sig i våger i isen.

Samlet set kan det konstateres, at antallet af vandfugle i Fårup Sø har holdt sig nogenlunde stabil i de tre undersøgelsesår (tabel 6.8.1). Det skal bemærkes, at antallet af fugle i 2001 var væsentlig større i årets første 4 måneder set i forhold til både 2002 og 2003. Dette skyldes formentligt, at søen i både 2002 og 2003 var helt islagt i januar, hvorved fuglene helt forsvandt fra området. Det tyder således på, at fuglebestanden i første halvår generelt er mindre, hvis søen på et tidspunkt helt islægges.

År/måned	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	SUM
2001	653	910	752	327	76	118	175	321	408	323	510	774	5347
2002	0	337	286	176	83	127	183	324	401	374	378	958	3627
2003	0	414	403	305	101	127	182	288	454	733	770	781	4558
Gennemsnit	-	554	480	269	87	124	180	311	421	477	553	838	4511

Tabel 6.8.1: Antal observerede vandfugle pr. måned i de tre undersøgelsesår.

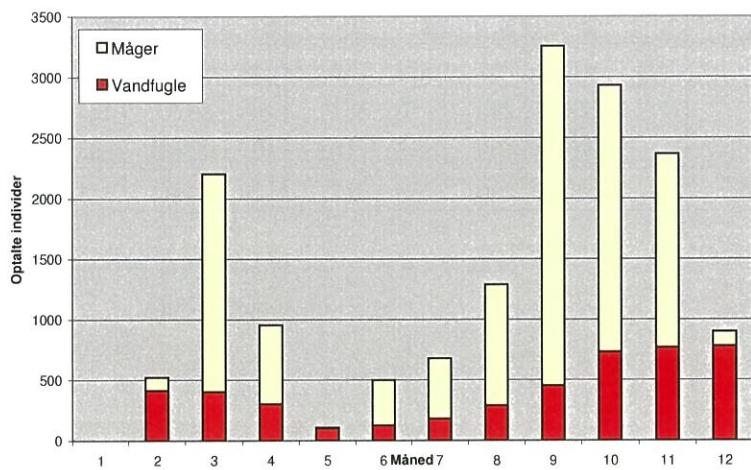
De fire talrigeste vandfugle (toppet lappedykker, gråand, troldand og blishøne) udgjorde over 95% af observationerne i alle tre undersøgelsesår (tabel 6.8.2). Især er faldet fra 1403 til 598 observationer af gråand over de tre undersøgelsesår bemærkelsesværdig. Den mest nærliggende forklaring vil være, at udsætning af gråænder i nærområdet har været mindre i 2002 og 2003 set i forhold til 2001. Antallet af både troldand og blishøne er igen på niveau med 2001, og dermed var sidste års fald i antal fugle tilsyneladende af midlertidig karakter.

Arter/årstal	2001	2002	2003	Gennemsnit
Toppet lappedykker	302	374	353	343
Gråand	1403	826	598	942
Troldand	1111	674	1151	979
Blishøne	2350	1600	2317	2089
Fåtallige arter	181	153	139	158
Sum	5347	3627	4558	4511

Tabel 6.8.2: Antal observationer af vandfugle pr. år i de tre undersøgelsesår.

Resultaterne viste, at der i gennemsnit pr. dag overnattede ca. 930 måger i søen i 2003 (bilag 6.8.1). Variationen var stor over året med over 2800 måger i september mod nul til 5 i januar og maj (figur 6.8.2). Antallet af optalte måger er et minimum, da en mindre del formentlig først ankommer til søen efter mørkets frembrud.

Søen anvendes i langt mindre grad af rastende måger i dagtimerne end om natten, men i træktiden kan der i perioder ses op til 1000 måger også i dagtimerne.



Figur 6.8.2. Årstidsvariationen over overnattende måger i Fårup Sø i 2003.

Sammenholdes de to års undersøgelser (tabel 6.8.3.) er der stor overensstemmelse i såvel antal måger som fordeling over året. I begge år sås flest måger i september og færrest i januar og i maj, førstnævnte delvist begrundet i total islægning af søen. Det større antal fugle i marts 2003, set i forhold til året før, kan skyldes en tilfældighed.

År/måned	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	SUM
2002	0	250	230	1120	15	30	450	800	3050	1950	2600	450	10945
2003	0	110	1800	650	5	370	500	1000	2800	2200	1600	120	11155
Gennemsnit	-	180	1015	885	10	200	475	900	2925	2075	2100	285	11050

Figur 6.8.3. Antal observerede måger pr. måned i 2002 og 2003.

Flest fugle opholder sig i søen i de tre efterårsmåneder september, oktober og november. Tilførsel af næringsstoffer i form af ekskrementer fra fuglene er størst i disse måneder, og en stor del tilføres udefra. Det skyldes, at mågerne i dagtimerne indtager føden på landbrugsarealerne i et stort opland til søen i modsætning til vandfuglene, der både indtager og omsætter føden i søen.

I 2003 blev der registreret unger af toppet lappedykker, gravand, gråand, blishøne og grønbenet rørhøne i Fårup Sø.

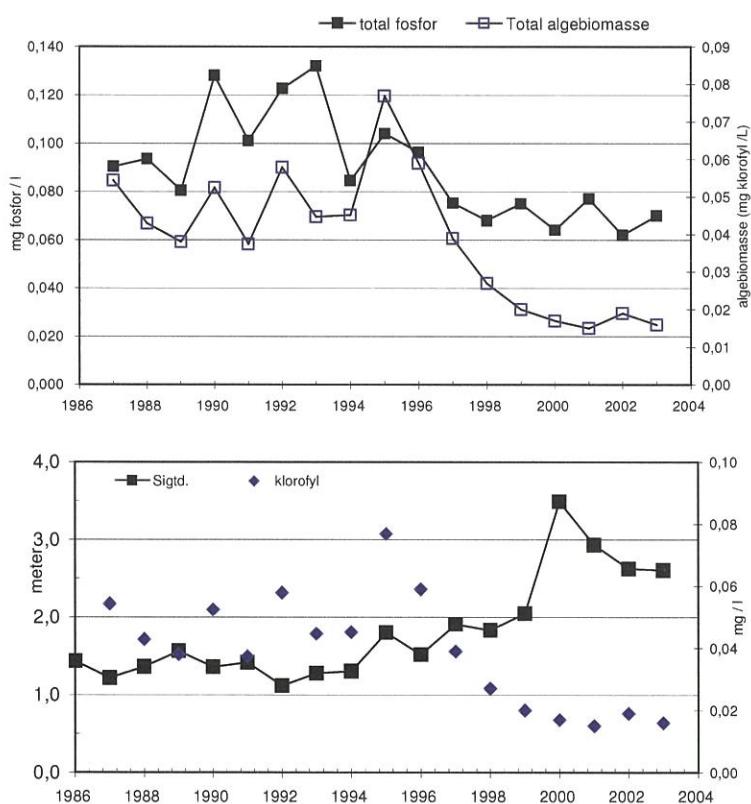
Undersøgelsen i 2003 viser, at bestanden af vandfugle og overnattende måger formentlig er stabil, om end der for vandfuglenes vedkommende er konstateret en vis år til år variation.

6.9 Det fysiske, kemiske og biologiske samspil

Næringsstoffer og planktonbiomasse

Tilførsel af næringsstofferne kvælstof og fosfor til Fårup Sø er uændret høj. Selv om der ikke er registreret nogen udvikling i næringstilførslen til Fårup Sø, er middelkoncentrationen (sommer og år) af fosforindholdet i sværvandet faldet siden 1989, og sommerværdien i 2003 på 0,070 mg fosfor/l var knap halv så stor som i de år (1990-94) i overvågningsperioden, hvor fosforindholdet i sværvandet var størst. Tilsvarende var algebiomassen faldet. Der ses således en sammenhæng mellem sværvandets indhold af fosfor og algemængden, figur 6.9.1. Algemængden er dog faldet kraftigere i perioden 1995-2002 end fosforindholdet, hvilket formentlig kan tilskrives den øgede mængde vandremuslinger.

Både plante- og dyreplanktonbiomassen er faldet markant i undersøgelsesperioden, samtidig med at der er sket en tilbagegang af de mere eutrofe arter.



Figur 6.9.1: Udvikling af sommerens indhold af totalfosfor og algebiomasse samt sigtdybde og klorofyl-indhold i sværvandet i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Sigtdybde og algebiomasse

Det kraftige fald i algebiomassen resulterede i en voldsom forøgelse af sigtdybden. Der blev i klarvandsfasen i maj 2003 registreret sigtdybder på 5,2 m, og middelsommersigtdybden i 2003 på 2,60 m var også meget høj og nærmer sig middelsommersigtdybden fra 2001 (på 2,9 m).

Sigtdybde og miljøtilstand

Det klare vand i Fårup Sø de seneste år har imidlertid ikke ført til en bedre miljøtilstand i søen, tværtimod. De store sigtdybder burde give de bedste betingelser for en veludviklet undervandsvegetation. I stedet var undervandsvegetationen forarmet og i tilbagegang. Bunddyrsfaunaen er under forandrings, hvilket formentligt ændrer fødegrundlaget for de bundlevende fisk.

Vandremuslingen

Omkring 1993/94 blev den lille vandremusling *Dressina polymorpha* registreret for første gang i søens vestlige ende, og muslingen har siden bredt sig til det meste af søen. Den øgede udbredelse er sket i takt med et fald i algebiomassen og en stigning i sommersigtdybden.

Vandremuslingens kolossale evne til at filtrere partikler, herunder alger m.m. fra sværvandet, er af afgørende betydning for algemængden i søen. De store mængder vandremuslinger, der er fundet ved bundfaunaundersøgelsen i 2000, sandsynliggør, at muslingen er den afgørende faktor for den formindskede algemængde og den stærkt forbedrede sigtdybde.

Udviklingen i den registrerede mængde muslingelarver understøtter teorien om, at bestanden indtil nu har været under opbygning og måske er ved at nå den maksimale kapacitet, idet mængden af muslingelarver steg eksplosivt fra 1999 til 2001/2002, og i 2003 var biomassen lidt større end i 2001/2002. Det kan dog forventes, at bestanden af muslinger i de kommende år vil svinge meget fra år til år, afhængigt af bl.a. mængden af tilgængelig fødemængde, sygdom, naturlig død i bestanden og prædation fra især vandfugle.

Vegetationens tilbagegang

Der er formentligt flere årsager til vandplanternes dårlige tilstand og tiltagende tilbagegang. Ringere vækstbetingelser som nedgræsning af vandfugle og epifytbelægninger er en nærliggende forklaring. Den mere stabile vandstand kan også have ført til bedre ynglemuligheder for blishøns, der nu "er sikre på" ikke at blive tørlagt. Den tilsyneladende stigende blishønsebestand øger muligvis også græsningstrykket på vandplanterne. Flere undersøgelser dokumenterer, at planteædende fugle som blishøns kan virke begrænsende for udbredelse af undervandsplanter.

Amtets egne undersøgelser tyder på, at blishøns også indtager vandremuslinger som en del af føden, og så længe der er et stort spisekammer på søbunden i form af friske vandremuslinger, kan det frygtes, at bestanden af blishøns i fremtiden vil stige og dermed også græsningstrykket på vandplanterne.

Vandremuslingen kan fysisk begrænse udbredelsen af vegetationen enten ved at sætte sig på stængler eller ved at dække søbunden, så nye planter har det vanskeligt. Endelig kan væksten af epifytiske alger favoriseres, fordi de fritsvævende alger bliver bortfiltreret. Den forholdsvis store mængde bentivore (bundlevende) fisk, og den ringe kondition hos denne gruppe antyder, at der er hård konkurrence om søens bunddyr, og at disse antageligt holdes nede på en ringe tæthed (Vejle Amt, 2000). Fiskene kan således gennem hård græsning på krebsdyr og andre algespisere, som normalt holder planterne blade fri for epifytiske belægninger, indirekte føre til øget epifytbelægning og dermed dårligere vækstvilkår for planterne. Hvorvidt den øgede konkurrence blandt de bundlevende fisk og bunddyrene skyldes en nedgang i bunddyrene og/eller en stor bestand af bentivore fisk, er uafklaret.

Muslingebestanden er formentlig ved at nå den maksimale kapacitet. Bestanden kan udvise store år-til-år-udsving, og i tilfælde af massedød blandt vandremuslingen kan der ske frigivelse af store mængder næringsstoffer, og der vil være risiko for, at søen vender tilbage til situationen fra tidligere med stor algevækst om sommeren og risiko for udvikling af potentielt giftige blågrønalger. Det kan ske i forbindelse med iltmangel under isdække, sommertemperaturlagdeling af vandmasserne eller ved sygdom.

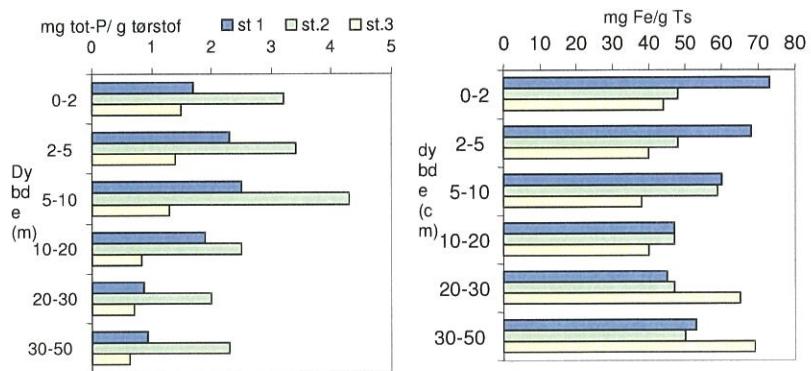
En stor og stabil produktion af alger er et godt grundlag for en stor bestand af vandremuslinger, og så længe der er en stor bestand af vandremuslinger, er der også et godt fødegrundlag for blishønsene. Reducerer vandplanterne til en minimal udbredelse, forsvinder grundlaget for et alsidigt plantear- og dyreliv. Hvorledes miljøtilstanden vil ændre sig de kommende år, vil formentligt afhænge meget af udbredelsen af muslingebestanden, de biologiske forhold i søen og måske også af blishønsebestanden. Miljøtilstanden i Fårup Sø kan i de kommende år forventes at være ustabil.

Samlet vurdering

Den væsentligste årsag til den stærkt forbedrede sigtdybde i Fårup Sø vurderes at skyldes vandremuslingens store filtrationskapacitet. Den forbedrede sigtdybde i Fårup Sø har imidlertid ikke forbedret søens plantear- og dyreliv, tværtimod er der registreret en forarming af søens undervandsvegetation og ændringer i søens biologiske balance.

7. Sediment

Sedimentet i Fårup Sø er undersøgt i december 1990, 1995 og 2000.
Sedimentets fosfor- og jernprofil i 2000 er angivet i figur 7.1.



Figur 7.1: Indholdet af fosfor og jern i de forskellige dybder på de tre stationer, 2000.

Indholdet af fosfor er i de øverste 2 cm faldet fra 1990 til 1995. I 2000 er fosforindholdet det samme som i 1995, (Vejle Amt, 2001). I de dybere lag er der et fald fra 1990 til 1995, hvorefter fosforindholdet stiger. De mindre mængder i de øverste lag skyldes formentlig en mindre sedimentation fra alger, der i stedet bliver filtreret af vandremuslinger. Det mindre fosforindhold i det øverste lag skyldes nærmere, at mere fosfor indbygges i vandremuslingebiomassen, da der de senere år er ført mindre fosfor ud af søen, end der er tilført.

8. Miljøtilstand og fremtidig udvikling

8.1 Målsætning og miljøtilstand

Fårup Sø er i Vandområdeplan 2003 for Vejle Amt målsat som badesø (A2), og der skal således sikres et alsidigt plante- og dyreliv, der kun er svagt påvirket af menneskelig aktivitet. Der er fastsat krav til den gennemsnitlige sigtdybde om sommeren på 2,5 m, og sigtdybden må aldrig komme under 1 m. Aborre skal være den dominerende fisk, og der skal være mulighed for ørred, ål, gedde. Der skal være forekomst af mindst 6 rodfæstede undervandsplanter. Det betyder, at den gennemsnitlige fosfortilførsel maksimalt må være på 700-800 kg pr. år.

Miljøtilstand

Fosforbelastningen i Fårup Sø er uændret høj. Kravet til sigtdybden har været opfyldt de seneste år, men kravet om et alsidigt plante- og dyreliv er ikke opfyldt. Forudsætningen for, at Fårup Sø på sigt får en god og varig miljøtilstand, er fortsat, at fosfortilførslen til søen nedbringes.

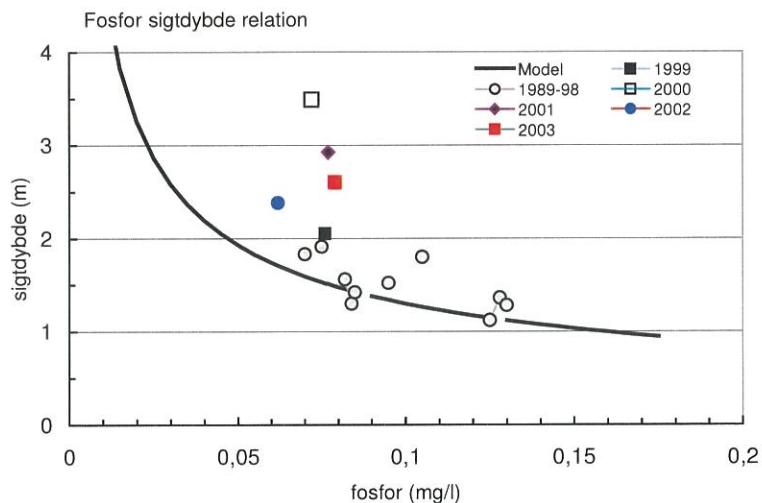
Den gode sigtdybde skyldes udelukkende ændringer i søens biologiske forhold, primært forårsaget af indvandringen af vandremuslingen. Det klare vand har ikke ført til en bedre miljøtilstand i søen, tværtimod, selv om det klare vand burde give de bedste betingelser for en veludviklet undervandsvegetation. I stedet er undervandsvegetationen forarmet og i tilbagegang. Bunddyrsfaunaen er under forandring, hvilket muligvis har ændret fødegrundlaget for de bundlevende fisk. Vandremuslingen har således en meget positiv virkning på søens sigtdybde, men har medført en række uheldige virkninger, som kan være fatale og af afgørende betydning for søens fremtidige miljøtilstand. Reducerer vandplanterne til en minimal udbredelse som følge af bl.a. nedgræsning fra blishøns, epifytbelægninger og andre forstyrrelser, forsvinder grundlaget for et alsidigt plante- og dyreliv.

De store mængder fosfor, der årligt tilføres søen, medfører en algeproduktion, som danner grundlag for en stor bestand af vandremuslinger. Det er derfor stadig nødvendigt, at fosfortilførslen reduceres.

Man kan få en ide om, hvor meget fosfortilførslen skal reduceres for at opnå en forbedret sigtdybde, ved at anvende modeller for fosfor, der beskriver sammenhængene mellem tilførsel og svovandets koncentration, samt generelle modeller, der beskriver sammenhængen mellem fosforkoncentrationen og sigtdybden. Modellerne er generelle, og Fårup Sø afviger naturligt nok fra modellerne, da søen ikke er i økologisk balance.

Til vurdering af hvor meget fosforindholdet i søvandet højest må være, anvendes en model for sammenhængen mellem søvandskoncentrationen og sigtdybden, som er vist i figur 8.1. Sammenhørende, målte værdier af sigtdybde og fosforindhold i Fårup Sø i perioden 1989-2002 er placeret i forhold til kurven. Modellen forudsiger imidlertid, at skal søen på sigt opnå en stabil og varig god sigtdybde, skal fosforindholdet i søen nedbringes. Sigtdybdemodellen forudsiger, at målet for sommersigtdybden på 2,0 m vil kunne nås ved en søvandskoncentration på 0,050 mg/l. Ved et krav til sigtdybden på 2,5 m må søvandskoncentrationen maksimalt være ca. 0,04 mg/l.

Erfaringsmodeller, der beskriver sammenhængen mellem fosfortilførslen og søkoncentrationen, giver en ide om, hvor meget fosfortilførsningen til søen skal nedbringes for at opnå en ønsket søkoncentration. De samhørende målinger af indløbs- og søkoncentrationer afviger også betydeligt fra den model, der bedst beskriver sammenhængen i Fårup Sø (Kristensen et al, 1990, model 12). Årsagen til afvigelserne er de ustabile forhold med bl.a. intern belastning, effekten af vandremuslingen og usikkerheden om bestemmelse af den faktiske fosfortilførsel (underestimering).



Figur 8.1: Sammenhængen mellem årsgennemsnittet af totalfosfor i søvandet og den gennemsnitlige sommersigtdybde efter model "sigtdybde" = $0,35 \cdot (P_{\text{sø}}) - 0,57$. Til sammenligning er vist målte værdier i perioden 1989-2003.

Med disse forbehold taget i betragtning forudsiger modellen, at med et maksimalt indhold af fosfor i søvandet på 0,40 mg/l må indløbskoncentrationen højest være ca. 0,50 mg/l. Det vil svare til, at der højest må tilføres ca. 700-800 kg fosfor ved en gennemsnitlig vandtilførsel på 1324 mill. m³/år i perioden 1989-2003. Der skal således ske betydelige reduktioner i fosfortilførslen for opnå en sigtdybde på 2,5 m.

8.2 Fremtidige tiltag

Vandmiljøplanerne har indtil nu mest drejet sig om at reducere fosfor fra spildevandet i byerne og industrien samt kvælstof fra landbruget. Tiltagene efter vandmiljøplanen har ikke haft effekt på fosforbelastningen til Fårup Sø. Nedbringelse af fosfortilførsel til Fårup Sø kan ske ved bedre rensning af husspildevandet fra den spredte bebyggelse, reducering af udledningen fra dambrugene ved søen og begrænsning af næringstabene fra markerne.

Spredt bebyggelse

Ifølge ny lovgivning skal de kommunale spildevandsplaner nu indeholde konkrete planer for spildevandsrensningen i det åbne land. I Vandområdeplanen for Vejle Amt skal der ske en reduktion af fosforudledningen fra spredt bebyggelse på 90%. Der er planlagt tiltag om forbedret rensning af husspildevand i Vejle Kommune i år 2003, i Egtved Kommune i år 2001 og 2004 og i Jelling Kommune i 2001. Der er p.t. allerede sket forbedret rensning på flere ejendomme i oplandet.

Dambrugene

Dambrugene er i 2000 blevet pålagt at nedbringe belastningen til 30 kg inden udgangen af 2006. Udledningen fra det ene dambrug ophørte 2001, da det blev ombygget til et put-and-take fiskeri.

Begrænsning af udvaskningen fra markerne

Vandmiljøplanerne har på *landbrugsområdet* primært handlet om at begrænse tab af kvælstof til vandmiljøet. Tiltagene omfattede i hovedtræk bl.a. bedre opbevaringsforhold for husdyrgødningen og bedre harmoni mellem antal dyr og areal samt grønne marker. Med Vandmiljøplan II i 1998 fulgte flere og nye redskaber for at reducere kvælstofbidraget fra landbruget. Det skal ske gennem etablering af våde enge, flere skove og økonomisk støtte til særligt følsomme områder, f.eks. ved at bruge mindre gødning eller ved at holde op med at dyrke områderne.

I fremtiden er det også nødvendigt med en indsats for at reducere fosforbidraget fra de dyrkede marker. Selv om forbruget af handelsgødning er reduceret meget siden midt i 1980'erne, forekommer der i dag stadig nettotilførsel af fosfor til jordene i forbindelse med husdyrproduktion. Især gyllen indeholder store mængder fosforrester, som dyrene ikke har kunnet optage i kroppen.

Fosfor bliver hovedsageligt transporteret fra land til vand ved erosion, og nedvaskning via dræn og grundvand. *Nedvaskning* af fosfor, især i drænede jorde, betragtes i dag som en vigtig tabsproces. Undersøgelser viser, at de øverste 50 cm i dansk landbrugsjord mange steder har en fosformætning, som er kritisk høj, og at fosforindholdet i underjorden er stigende.

En række *erosionprocesser* kan medføre, at fosforrig jord transportereres ud i vandmiljøet eller hen, hvor risikoen for tab er stor.

Gennem en mere miljøvenlig jordbrugsdrift er det muligt at reducere fosforudledningen. En del af oplandet til Fårup Sø, i alt 647 ha, er udpeget til miljøfølsomt område (SFL), hvilket betyder, at der er mulighed for at få tilskud til miljøvenlig jordbrugsdrift. Der gives bl.a. tilskud til braklægning, dyrkning uden plantebeskyttelsesmidler,ændret afvanding f.eks. i forbindelse med etablering af vådområder som sører eller våde enge. Der er i 2002 indgået aftaler på ca. 52 ha af arealer ved Fårup Sø.

Udvaskning og overfladeafstrømning kan også nedbringes ved at ekstensivere de sø- og vandløbsnære arealer ved sikring af de dyrkningsfri bræmmer, udtagning og ved konturpløjning på skrånende arealer, dvs. hvor der pløjes på tværs af højdekurverne. Bræmmer spiller en stor rolle ved tilbageholdelsen af fosforpartikler og næringsstoffer fra dyrkede arealer.

9. Sammenfatning og konklusion

Klima	Lokalt blev sommeren 2003 meget varm, men ikke særlig solrig. Der kom mycket nedbør først på sommeren, men sidste del var tør. Der var ligeledes en meget nedbørsfattig start på året.
Vandstand	Vandstanden i søen er stabil og højere, efter at der er etableret fast overløbskant ved stemmeværket. Vandstanden over året er steget fra 0,29 m til 0,32 m fra 1989-1995 til 1996-2003, mens forskellen mellem laveste og højeste vandstand i disse perioder er faldet fra 0,31 m til 0,16 m.
Stoftilførsel	Vandmiljøplanen har ingen effekt haft på kvælstof- og fosforudledningen til Fårup Sø. Den samlede kvælstofudledning var i 2003 på 34,477 tons, og de væsentligste regulerbare kvælstofkilder er dyrkning og dambrug med hhv. 49 og 6% af den samlede tilførsel. Den samlede fosforudledning var i 2003 på 1,022 tons, og de væsentligste regulerbare kilder er dyrkning, dambrug og spredt bebyggelse med hhv. 24, 20 og 9% af den samlede fosfortilførsel. Det beregnede fosforbidrag fra dyrkning, afstrømning og oplandet vurderes at være underestimeret. Dette betyder også, at den samlede beregnede fosfortilførsel er underestimeret, hvilket har indflydelse på de enkelte kilders relative betydning.
Stoftilbageholdelse	Forholdet mellem jern og fosfor i søbunden er højt, hvilket betyder, at søen kan tilbageholde fosfor under iltede forhold. Der har i 2003 været en længerevarig periode med mere eller mindre dårlige iltforhold. Under temperaturlagdelingen i især juli og august falder iltindholdet på det dybere vand så meget, at det medfører intern frigivelse af fosfor fra søbunden.
Sigtdybden er forbedret	I 2003 er sigtdybden i sommerperioden også høj med 2,60 m. Den gode sigtdybde skyldes en meget ringe algemængde, som tilsvarende er den mindste, der er registreret i overvågningsperioden. Algerne var formentlig fosforbegrænsede i juli og reguleret af dyreplanktonets græsning og især af de voksne vandremuslings filtrering.
	Den væsentligste årsag til de tiltagende små planktonmængder er de store mængder vandremuslinger, som kan filtrere svævet så meget, at det påvirker algemængden, og at fosfor er bundet i muslingebiopmasse.
Vandplanterne	Til trods for de forbedrede lysforhold klarer undervandsplanterne sig fortsat tiltagende dårligt. Planterne er både mængde- og udbredelsesmæssigt i tilbagegang. Flere faktorer synes at spille en rolle for undervandsplanternes forringede levevilkår, bl.a. skygning fra epifytiske alger og prædation fra vandfugle, især blishøns. Søens øvrige dyreliv viser også tegn på forandringer.

Søens miljøtilstand

Til trods for at sigtdybden er kraftig forbedret, har søens plante- og dyreliv det ikke godt. Vandremuslingen har godt nok en positiv effekt på søens sigtdybde, men den har en række uheldige virkninger, som kan have fatal betydning for søens fremtidige tilstand. De store mængder fosfor, der tilføres søen, danner grundlag for en stor algeproduktion og dermed også et grundlag for en stor bestand af vandremuslinger.

Regionplanens mål

Selv om kravet til sommersigtdybden er nået i 2003, er vandområdeplanens forslag til krav til et alsidigt plante- og dyreliv ikke opfyldt.

Forudsætningen for, at Fårup Sø kan få en tilfredsstillende miljøtilstand med et alsidigt plante- og dyreliv, er fortsat, at fosfortilførslen til søen skal nedbringes. Dette kan kun ske ved at nedbringe tilførslen af næringsstoffer, især fosfor, fra marker, dambrug og spredt bebyggelse.

Der er i dag iværksat initiativer til at nedbringe fosforbelastningen fra spredt bebyggelse og dambrugene ved søen. Det er også nødvendigt at finde løsninger, der kan nedbringe fosforbidraget fra markerne.

		Middelværdier	
2003	Enhed	Sommer	År
Vandtilførsel	1000m ³	5.61	13,60
Opholdstid	år ⁻¹	0,99	0,41
Fosfortilførsel	Tons	0,427	1,02
Kvælstofstilførsel	Tons	12,659	34,476
Sigt	M	2,60	3,07
PH		8,20	8,11
Klorofyl	Mg/l	0,016	0,012
Total fosfor	Mg/l	0,070	0,079
Filt. Uorg. Fosfor	Mg/l	0,038	0,05
Total kvælstof	Mg/l	0,759	1,02
Ammonium	Mg/l	0,09	0,08
Nitrit-nitrat-N	Mg/l	0,309	0,62
Silicium	Mg/l	5,18	6,6
Total-jern	Mg/l	0,089	0,09
Alkal.	Meq/l	2,021	2,09
Susp. Stof	Mg/l	3,83	3,40
Gløde-tab	Mg/l	2,6	2,24
COD	Mg/l	2,7	2,7
Algeplankton	mg VV/l	1,52	
Dyreplankton	mg TV/l	0,487	
Fiskeyngel tæthed	antal/m ³		
Littoralen		0,965	
Pelagiet		0,926	

Tabel 9.1: Nøgletal for Fårup Sø, 2003.

10. Referenceliste

Andersen, B., Jensen, H.A., Christensen, I.G og Møller, P.H., (1999).
Kilder og vandløb, 1999, Vejle Amt.

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

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

Danmarks Miljøundersøgelser (2002):
Notat om naturoplande, 2001.

Grøn, P.N. (2001):
Vandremuslingen og bundfaunaen i Fårup Sø, 2000. Bio/consult, 2001.

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

Jacobsen, O.H. & Kronvang, B., (2000)
Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljø. DJF rapport 2000, nr. 34.

Jensen, J.P. et al. (1999):
Ferske vandområder - sører. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1998.
Faglig rapport nr. 291, Danmarks Miljøundersøgelser.

Kristensen, P. et al. (1990):
Eutrofieringsmodeller for sører. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C9
1990.

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

Lauridsen, T.L. et al. (1997):
Genetablering af undervandsvegetationen i Engelsholm Sø.
Vand og Jord, 4 : 97-102.

Lauridsen, T.L. et al. (1998):
NOVA 2003 - Fiskeyngelundersøgelser i sører. Teknisk anvisning fra DMU.
Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, (2002):
Paradigma for dataoverførsel og rapportering i 2002 af Vandmiljøplanens
overvågningsprogram.

Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, (2001):
Paradigma 2002 for normalrapportering af det nationale program for
overvågning af vandmiljøet 1998-2003.

Müller, J.P. et al (2003):
Fiskekyngel i Fårup Sø, september, juli 2001. Fiskeøkologisk Laboratorium,
december, Juli 2002.

Mortensen, E. et al. (1990) :
Fiskeundersøgelser i søer. Teknisk anvisning nr. 3, Danmarks Miljø-
undersøgelser.

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

Olrik, K. (1993):
Planteplanktonøkologi. Miljøprojekt nr. 243, Danmarks Miljøundersøgelser.

Sprung, M. et al (1993):
The other Life: An account of present knowledge of the larval phase of
Dreissena polymorpha., kapitel 2 i Nalepa, T.F. et al (1993): Zebra Mussels.
Biologi, impacts and control.

Pedersen, L.E. (2000):
Overvågning af Fårup Sø 1999, Vejle Amt.

Vejle Amt, (2002):
Forslag til Vandområdeplan 2002 for Vejle Amt.

11. Bilag

Meteorologi

Nedbør og fordampning

Nedbørs- og potentiel fordampningsdata er rekvisiteret fra Danmarks Metrologiske Institut, som har estimeret værdierne fra nærliggende målestationer ved Bredsten, Båstrup og Bygholm. Værdierne er ikke korrigerede som beskrevet i Noter vedrørende fordampning fra en sø udarbejdet af Lars M. Svendsen, 1995. En sammenligning af massebalancen med og uden de korrigerede nedbørs- og fordampningsdata viser, at korrektionen er uden betydning for balancen.

Lufttemperatur

Lufttemperaturen er beregnet af månedsmiddel ved stationen Båstrup (DMI st.nr. 23155). Normalværdier er beregnet på baggrund af normalværdier for perioden 1961-90.

Soltimer

Oplysninger om antal soltimer er indhentet fra stationen Brakke (DMI st.nr. 23310). Normalværdier er beregnet på baggrund af normalværdier for perioden 1961-90.

Oplandsanalyser

Beregning af udledning af spildevand fra spredt bebyggelse bygger på oplysninger fra Egtved og Jelling Kommuner om antal ukloakerede ejendomme, ejendommes rensetyper, samt normtal fra Miljøstyrelsen. Ifølge normen er indholdet af fosfor og kvalstof i 1 personækvivalent (PE) 1,0 kg P/år og 4,4 kg N/år. Det er forudsat, at hver ejendom som gennemsnit udleder for 2,5 personækvivalenter.

Metodik anvendt til opgørelse af stoftransport i tilløb samt massebalance for Fårup Sø

Stoftransport

Vejle Amt har i perioden 1989-2003 gennemført fysiske-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 et PC-program ved navn STOQ. Til selve beregningen er anvendt C-interpolationsmetoden som anvist og detaljeret beskrevet af Kronvang og Bruhn (1990).

Naturbidrag

Ved naturbidrag forstås den tilstrømning af næringsstoffer fra oplandet til søen, som vil forekomme, hvis søen lå som naturområde, det vil sige uden menneskelig aktivitet. Til beregningen er benyttet middel af vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer for 7 danske vandløb, der afvander fortrinsvis skov/naturområder, og som i 2003 var 1,84 mg N/l og 0,048 mg P/l (Danmarks Miljøundersøgelser, 2004).

Naturbidraget beregnes ved at multiplicere årsmiddelkoncentrationen med overfladeafstrømningen til søen.

Vand- og massebalance

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

Sømodulet opstiller vandbalancen ud fra følgende størrelser:

$Q_{nedbør}$	(månedsværdier, mm)
$Q_{fordampning}$	(månedsværdier, mm)
$Q_{direkte tilførsel}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{sum af målte tilløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{afløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{umålt tilløb}$	(månedsværdier, l/s)
$Q_{magasinering}$	(vandstandsvariationer, m)
$Q_{grundvand ind-/udsivning}$	(månedsværdier, m ³)
$A_{søareal}$	

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

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

hvor

$Q_{\text{umålt tilløb}} = (\text{umålt opland})$ beregnet ved en simpel arealkorrektion af det
målte tilløb F3 og følgende ligning

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

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

Det skal i den forbindelse bemærkes, at STOQ version 1998 beregner magasinændringerne ud fra søens naturlige typografi 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, at den beregnede opholdstid ikke umiddelbart er sammenlignelig de to metoder imellem.

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)
Smagasinering	(ændret stofindhold i søen) (søkonz., volumen, $\mu\text{g/l} \cdot \text{m}^3$)
Sintern belastning	(månedsværdier, kg)
Csøkonzentration	($\mu\text{g/l}$)
Vsøvolumen	(m^3)
G+ konc. tilf. grundv.	($\mu\text{g/l}$)
G- konc. uds. grundv.	($\mu\text{g/l}$)

Stofbalance er således opgjort månedsvise som:

$$(1) \text{Sintern belastning} = -\text{Satmosfærisk deposition} \cdot A_{\text{søareal}} - S_{\text{sum af målte tilførsler}} + S_{\text{afløb}} - S_{\text{punktilder}} - S_{\text{øvrige kilder}} - S_{\text{sumalt opland}} - S_{\text{grundvand}} + S_{\text{magasinering}}$$

hvor

Sumalt opland er beregnet ved en simpel arealkorrektion af målte tilløb, for Fårup Sø, F3 og følgende ligning:

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

$S_{\text{grundvand}} = G_+ \text{konc. tilf. grundv.} \cdot Q_{\text{grundvand indsvivning}} > 0$ (måneder med tilstrømning)

$S_{\text{grundvand}} = G_- \text{konc. uds. grundv.} \cdot Q_{\text{grundvand udsivning}} < 0$ (måneder med udsivning)

Smagasinering = $C_{n+1} \cdot V_{n+1} - C_n \cdot V_n$ (interpolerede værdier ved månedsskifter).

De samme betragtninger som under vandbalance gør sig naturligvis også gældende for magasinændringerne i stofbalance.

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. Det har vist sig i visse tilfælde at medføre meget store magasinændringer og dermed også ændringer af retentionen.

(Søvolumenet er beregnet udfra vandstande og søareal afhængig af dybden).

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 Fårup Sø beregnet ud fra kendskab til vandføring og koncentration i lokale kilder og kildebække.

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 sører (1990).

Undersøgelserne i søen omfatter årlige fysiske-kemiske undersøgelser af sværvandet, 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, som er placeret i afsnit 2.

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

	Undersøgelser i Fårup Sø																					
	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	2000	2001	2002	2003
Stoftransport	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	
Zooplankton								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Vegetation								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Fisk								X														
Fiskeyngel																						
Bundfauna																						
Muslingelarver																						
sediment	X								X				X				X	X	X	X	X	X

Primærproduktion: 1978

Feltindsamling

Hvert år udføres undersøgelser af sværvandets *fysiske-kemiske forhold* og *plante- og dyreplankton*. Søerne besøges 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 udtages planktonprøver i månederne marts, april og november. De resterende 13 prøver udtages som de øvrige prøver i perioden 1. maj til 30. september.

Ved hvert tilsyn måles sigtdybden med secchiskive (\varnothing 25 cm), og vejrforholdene noteres. Målinger af ilt, temperatur, pH, ledningsevne ned gennem vandsøjlen udføres med en søsonde.

En blandingsprøve til kemiske analyser udtages med en hjerteklapvandhenter (2 l), i dybderne, 0,2 m - sigtdybde og dobbelt sigtdybde. Blandingsprøven hentes, og hvis den dobbelte sigtdybde er større end vanddybden, udtages prøven 50 cm over søbunden.

Ved temperaturlagdeling udtages prøven i hypolimnion. De indsamlede vandprøver opbevares på køl indtil analysering.

Blandingsprøven sendes til MiljøKemi til analysering for flere *parametre*: COD (DMU 88), totalkvalstof (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) og Klorofyl-a. Vedrørende laboratorieskift, se under afsnittet Laboratorieanalyser.

Der udtages prøver til kvantitativ og kvalitativ bestemmelser af *planterplanktonet* på søstationen. Den kvantitative prøve udtages fra blandingsprøven (se ovenfor). De kvalitative prøver er udtaget ved lodret og vandret træk gennem sørvet med et 20 µm planktonet. Prøverne er fixeret med lugol.

Der udtages prøver til *dyreplankton*-undersøgelse på 3 stationer i sørerne, jf. kort. Fra hver station er der udtaget delprøver med hjerteklapvandhenter, som puljes i en balje. Prøverne er udtaget i følgende dybder:

Fårup Sø : 0,5 1, 3 og 5 m.

Fra baljeprøven udtages i felten følgende prøver til dyreplanktonbestemmelse:

- 4,5 l som filtreres gennem et 90 µm filter. Filtratet hældes på flaske og tilsættes lugol.
- 0,9 l som hældes på flaske og tilsættes lugol.

Laboratorieanalyser

Kemi

En blandingsprøve sendes til MiljøKemi til analysering for følgende *kemiske parametre* for COD (DMU 88), totalkvalstof (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).

Planterplankton

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

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

Kolonidannede blågrønalger, bl.a. slægten *Microcystis*., ultraslydsbehandles, 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 oparbejdes i eget laboratorie. 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 sør - metoder og artsliste", Miljøministeriet 1992. Der er til tider foretaget kraftige fortyndinger p.g.a. store algeförekomster. 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 en række forhold omkring artsbestemmelse og biomasseberegnning blevet ændret for arterne *Daphnia cucculata*, *Filinia terminalis*, *Notholca squamula* og *Brachionus urceolaris*.

Ingen hjuldyr er opmålt. D.v.s. alle biomasser er baseret på konstant-værdier.

Tabeller og kurver - Fårup Sø

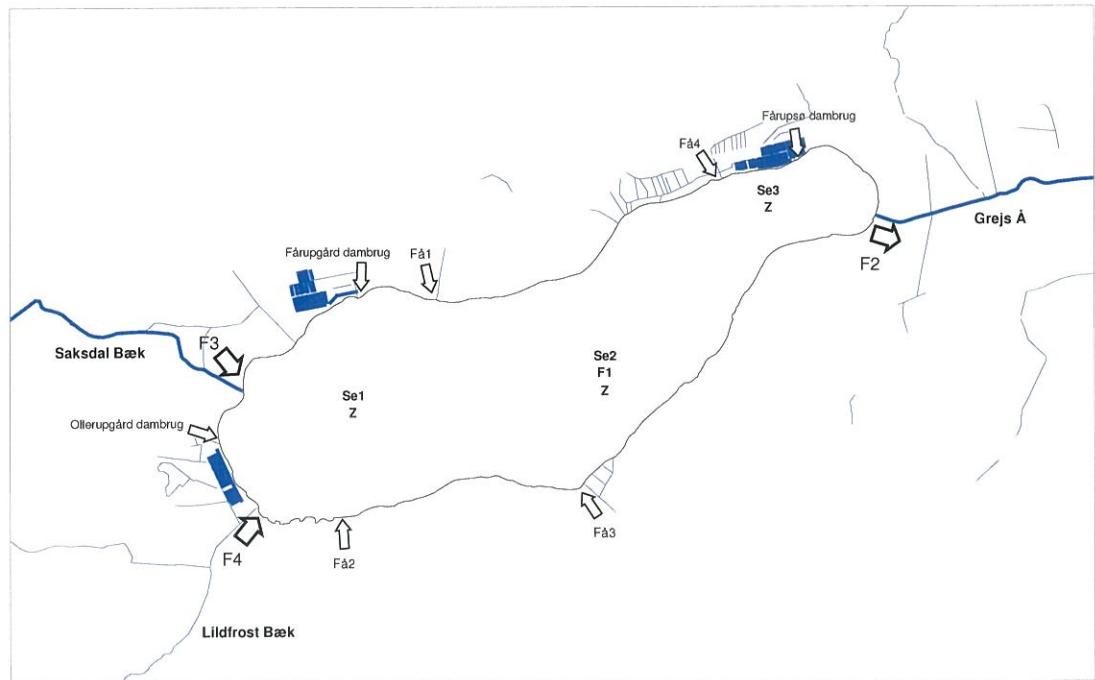
Bilag 2.1.1: Antal besøg pr. station, 2003.

Antal besøg i 2002		
Station	Vandføring	Kemi
F2	15	8
F3	18	18
F4	18	18
Få1, Få2, Få4		1

Bilag 2.1.2: Fortegnelse over de besøgte stationsnr. med tilhørende koder ved Fårup Sø, 2003.

Fårup Sø - station		Tilløb		Afløb		Kilder
Intern stationsfortegnelse	Reference nr. HU	Intern stationsfortegnelse	Reference nr. HU	Intern stationsfortegnelse	Reference nr. HU	Intern stationsfortegnelse
F1	320046 Skala 2	F3 F4	320118 320116	F2	320046	Få1 Få2 Få4

Bilag 2.1.3: Kort over Fårup Sø med angivelse af prøvetagningsstationer. F1 er vandkemistation, Z er zooplanktonstation, og S er sedimentstation.



Bilag 2.2.1. Fordeling af jordtyper i Fårup Sø's opland, 2003.

Jordbundstyper	Areal (ha)
Humus	0,898
Grovsandet jord	0,116
Grov lerbl. Sandjord/fin lerbl.	7,062
Grød/sandbl lerjord/sandbl.	3,98
	12,06

Bilag 2.2.2: Arealanvendelse i oplandet til Fårup Sø, 2003.

Arealanvendelse	Arealtype	Areal ha
Landbrug	Hede	1,34
	Eng	27,54
	Græsarealer	13,05
	Overdrev	20,80
	Landbrug	978,12
	Løvskov	0,20
Vej og bebyggelse	Nåleskov	0,11
	Skov	70,27
	Mose	73,01
	Soe	8,02
	Kirkegård	0,00
	Industri	0,95
	Sportsanlæg	1,46
	Dambrug	1,94
	Gartneri	10,72
	Lav bebyggelse	29,03
Andet	Vej 3-6 m	17,90
	Vej>6 m	8,77
	Åben bebyggelse	1,10
	Rekreativt område	2,91
	Anden overflade	0,43
Uklassificeret		1,49
SUM		1269,1

Bilag 2.2.3: Oplandsdata for Fårup Sø, 2003.

Opland	Vandløb	Antal ejendomme	Oplandsareal ha	PE /ha
101	F4	44	575	0,19
102	F3	42	347	0,30
103	F2	3	155	0,05
104	F2	9	95	0,18
105	F2		27	
Samlet		100	1269	0,20

Bilag 3.1: Nedbørs- og fordampningsdata for st. 23250, Bredsten området, 1989-2002. Fordampningsdata for 1999-2001 er fra station Båstrup. Der var ingen nedbørdata på st. Bredsten, der er derfor i stedet anvendt data fra st. Båstrup. I 2002 og 2003 er der anvendt fordampningsdata fra st. Bygholm.

Nedbør (mm)															
st. 23250 Bredsten	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
Potentiel fordamning (mm)														Båstrup	Bygholm
st. 23250 Bredsten	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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

Bilag 4.2.7: Kvælstofbalance for Fårup Sø, 1989-2003.

År	Kvælstofbalance														
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, ton/år	36,61	44,68	36,80	43,37	41,40	48,47	37,82	34,36	29,56	41,79	38,86	35,87	33,90	39,86	34,48
Samlet fraførsel, ton/år	20,16	17,03	19,09	17,91	19,81	24,41	25,10	16,19	12,85	18,78	21,10	19,02	17,99	20,20	13,59
Magasinering	-6,05	1,84	0,26	7,69	-6,84	0,14	-3,39	1,19	0,71	2,77	-2,52	-2,47	-1,14	-0,01	-1,37
Retention	20,04	20,90	14,83	15,81	27,68	22,38	15,53	18,17	16,12	20,88	20,45	19,79	17,97	19,66	22,25
Rentention i %	42	44	34	31	48	39	32	44	42	41	40	42	41	41	57
Indløbskonz., mg/l	3,05	3,54	2,97	3,30	3,20	3,24	2,78	2,59	2,56	3,29	2,87	2,61	2,49	2,64	2,54
Udløbskonz. mg/l	1,68	1,39	1,51	1,38	1,55	1,64	1,84	1,19	1,11	1,49	1,57	1,38	1,32	1,34	1,00
Sommer	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Samlet tilførsel, ton/år	12,48	10,84	10,91	11,13	11,14	12,74	11,08	11,27	9,59	9,93	10,57	10,24	11,14	11,86	12,66
Samlet fraførsel, ton/år	5,94	4,47	4,10	4,29	3,62	4,39	5,28	5,53	3,29	3,78	4,23	4,39	4,45	5,07	3,96
Magasinering	-2,94	-3,52	-3,08	-4,68	-0,73	-4,18	0,95	-1,87	0,00	-4,30	-3,43	-4,45	-1,02	-4,83	-1,24
Retention	8,37	8,75	8,85	10,71	7,94	11,89	4,59	8,91	6,35	10,73	9,83	10,49	8,03	11,63	9,94
Retention i %	39	48	44	52	44	54	26	49	42	54	50	55	42	57	60
Indløbskonz., mg/l	2,47	2,42	2,48	2,44	2,38	2,48	2,29	2,06	2,32	2,31	2,31	2,15	2,11	2,08	2,26
Udløbskonz. mg/l	1,17	1,00	0,93	0,94	0,77	0,85	1,09	1,01	0,80	0,88	0,94	0,92	0,85	0,88	0,70

Bilag 4.2.8: Kvælstoftilførsel fra de enkelte punktkilder til Fårup Sø, 1989-2003.

Kildeopsplitning af kvælstoftilførsel (ton/år)

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Naturbidrag	18,04	18,49	16,23	20,75	19,19	23,42	20,53	19,05	14,19	19,60	18,99	17,41	16,79	23,00	15,27
øvrigt spildevand	0,108	0,348	0,351	0,271	0,153	0,141	0,267	0,095	0,072	0,005	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
Dambrug	3,00	1,35	1,56	1,35	2,38	1,42	1,83	1,51	2,20	1,98	2,30	2,10	2,10	2,09	1,74
Spredt bebyggelse	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,39	0,34	0,34	0,27	0,28
Atm.dep.	1,50	1,50	1,50	1,49	1,49	1,49	1,49	1,49	1,49	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
dyrkningssbidrag	13,56	22,59	16,75	19,09	17,78	21,59	13,30	11,80	11,20	18,30	15,68	14,50	13,16	12,99	15,68
Samlet tilførsel	36,61	44,69	36,80	43,37	41,40	48,47	37,83	34,36	29,56	41,79	38,86	35,87	33,90	39,86	34,476

Procentvis fordeling	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Naturbidrag	49,3	41,4	44,1	47,9	46,4	48,3	54,3	55,5	48,0	46,9	48,9	48,5	49,5	57,7	44,3
øvrigt spildevand	0,3	0,8	1,0	0,6	0,4	0,3	0,7	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Dambrug	8,2	3,0	4,2	3,1	5,8	2,9	4,8	4,4	7,4	4,7	5,9	5,9	6,2	5,2	5,0
Spredt bebyggelse	1,1	0,9	1,1	0,9	1,0	0,8	1,1	1,2	1,4	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,8
Atm.dep.	4,1	3,4	4,1	3,4	3,6	3,1	3,9	4,3	5,1	3,6	3,9	4,2	4,4	3,8	4,3
dyrkningssbidrag	37,1	50,5	45,5	44,0	42,9	44,5	35,2	34,3	37,9	43,8	40,4	40,4	38,8	32,6	45,5
Samlet tilførsel	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Bilag 4.2.9: Jernbalance for Fårup Sø, 2003.

2003 Jern	Alle værdier i kg												Sommer	År
	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec		
Til. 320116	131,3	107,9	105,5	152,6	159,8	136,5	126,1	128,3	105,7	126,6	147,5	191,8	656,4	1620
Til. 320118	45,2	40,1	49,6	29	39,5	32,3	26,8	31,9	22,7	40,6	47,1	96,5	153,2	501
Umålt opland	32,5	28,8	35,6	20,8	28,4	23,2	19,2	22,9	16,3	29,1	33,8	69,3	110	360
Dir. tilførsel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grundvand	927,2	902,9	956,1	874,4	931	934,2	1126,3	1027,9	799,6	878,7	915,7	909,3	4819,1	11183
Atm. deposit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ialt	1136,2	1079,6	1146,9	1076,8	1158,6	1126,2	1298,4	1211,1	944,3	1075	1144,1	1266,9	5738,7	13664
Afl. 320232	77,9	88,5	129,3	91,3	119,4	134	63,4	56,8	51,3	110	101	75,1	424,9	1098
Magasinering	-65,5	150,8	-21	-104,6	84,4	173,1	-199,9	-114,6	198,6	63,1	-68,9	-62	141,6	34
Retention	1123,7	840,3	1038,5	1090,1	954,9	819	1435	1268,9	694,4	901,9	1112	1253,9	5172,2	12533
Ialt	1058,2	991,2	1017,6	985,5	1039,3	992,1	1235	1154,3	893	965	1043,1	1191,9	5313,8	12566
Retention	Sommer	84,1												
	År	88,8												

Bilag 4.2.10: Jerntilførsel for Fårup Sø, 1989-2003.

År	Jernbalance (kg/år)										2003
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Lildfrost Bæk	1557	1914	1722	1480	1493	2644	2748	1871	2159	2266	1620
Saksdal Bæk	832	1147	889	810	661	1333	1231	789	669	623	501
Umålt opland	597	824	638	581	475	957	890	567	480	447	360
Afstrømning	2986	3884	3249	2871	2628	4934	4870	3226	3308	3336	2481
Punktkilder	-880	-712									
Grundvand	10210	10589	10676	12375	10742	9730	11338	13243	13365	14047	11183
Samlet tilførsel	12316	13762	13925	15246	13370	14664	16208	16469	16673	17383	13664
Samlet fraførsel	1840	2920	2568	1504	1506	3013	2123	2097	1509	1143	1098
Tilbageholdelse i I %	10556,5	10547,8	11623,9	13993,4	11106,8	10730	14085	14372	15164	16240	12566
Indløbskoncentration	0,95	0,92	1,02	1,15	1,16	1,16	1,20	1,20	1,22	1,15	1,00
udløbskonc	0,15	0,24	0,20	0,12	0,12	0,20	0,16	0,15	0,12	0,08	0,08

Sommer	Jernbalance (kg)										2003
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Lildfrost Bæk	498	521	477	510	552	744	804	614	637	743	656
Saksdal Bæk	221	276	234	226	238	243	305	213	169	181	153
Umålt opland	159	198	168	162	171	175	220	153	121	130	110
Afstrømning	877	995	880	898	962	1162	1329	980	927	1053	919
Punktkilder	-377	-297									
Grundvand	4193	4420	4434	4994	3973	4434	4857	5263	5544	6136	4819
Samlet tilførsel	4693	5118	5314	5892	4935	5596	6186	6243	6472	7189	5739
Samlet fraførsel	592	563	737	612	428	1602	672	468	502	394	425
Tilbageholdelse i I %	3363	4236	3453	4974	4334	2845	5514	5775	5970	6795	5314
Indløbskoncentration	1,00	0,99	1,10	1,08	1,20	1,30	1,35	1,31	1,23	1,26	1,02
udløbskoncentration	0,12	0,13	0,17	0,13	0,09	0,31	0,14	0,09	0,10	0,07	0,08

Bilag 6.1.1: Målte værdier af vandkemiske variabler incl. hypolimnion, Fårup Sø, 2003.

	Sigtd.	pH	Klorofyl	Total fosfor	Filt. uorg. fosfor	Total kvæl- stof	Uorg. kvæl- stof	Amm. kvæl- stof	Nitrit, nitrat kvælstoef	Sili- cium	Tot. jern	Alkal.	Susp. stof	COD	
					mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l				
22-01-2003	4,5	7,8	0,001	0,081	0,067	1,5	1,44	0,035	1,4	8,5	0,071	2,1	1,3	0,41	
13-03-2003	1,5	8,48	0,034	0,047	0,0067	1,5	1,11	0,009	1,1	7,2	0,11	2,2	6,1	3,7	
10-04-2003	2,1	8,81	0,014	0,03	0,0045	1,1	0,77	0,012	0,76	6,2	0,082	2,2	3,5	3,1	
24-04-2003	2,65	8,62	0,0083	0,025	0,0037	0,94	0,65	0,009	0,64	6,1	0,068	2,2	2,8		
08-05-2003	5,2	7,71	0,001	0,037	0,021	0,97	0,75	0,095	0,65	6,3	0,079	2,1	2,1	0,56	
21-05-2003	3,9	8,02	0,004	0,047	0,03	0,94	0,74	0,1	0,64	6	0,14	2,2	2,1	5	
03-06-2003	1,6	8,96	0,032	0,055	0,0042	0,83	0,29	0,019	0,27	4,9	0,084	2	7	1,7	
24-06-2003	3,25	7,91	0,0047	0,061	0,033	0,98	0,66	0,2	0,46	6,3	0,18	2,1	3,5	2,7	
09-07-2003	1,6	8,44	0,026	0,041	0,0044	0,81	0,41	0,03	0,38	5,7	0,04	2,1	3,8	3,3	
22-07-2003	2	8,93	0,021	0,037	0,002	0,53	0,09	0,004	0,085	3,1	0,049	1,9	5,4	3,4	
05-08-2003	1,9	8,51	0,016	0,045	0,0021	0,47	0,01	0,004	0,002	3,3	0,085	1,9	5,5	2,2	
19-08-2003	2,1	7,6	0,014	0,11	0,079	0,63	0,30	0,23	0,07	3,9	0,083	2	2,8	2,8	
03-09-2003	2,3	7,81	0,023	0,13	0,091	0,65	0,39	0,14	0,25	5,3	0,057	2	3,4	3,5	
16-09-2003	2,75	8,06	0,017	0,13	0,092	0,73	0,34	0,096	0,24	6	0,064	1,9	2,2	2,2	
01-10-2003	2,45	7,98	0,015	0,12	0,098	0,74	0,44	0,069	0,37	6,7	0,1	2	3,2	2,5	
15-10-2003	3,5	7,55	0,0069	0,13	0,096	0,77	0,52	0,13	0,39	7,2	0,11	2	2,6	1,2	
12-11-2003	4,1	7,28	0,0024	0,12	0,094	0,94	0,73	0,18	0,55	7,9	0,11	2,1	1,6	1,1	
17-12-2003	4,25	8,22	0,0035	0,12	0,091	1,2	0,99	0,14	0,85	8	0,086	2,2	4,1		
Median		2,55	8,04	0,014	0,058	0,0315	0,885	0,585	0,082	0,425	0,082	0,084	2,1	3,3	2,6
min		1,5	7,28	0,001	0,025	0,002	0,47	0,006	0,004	0,002	0,004	0,04	1,9	1,3	0,41
max		5,2	8,96	0,034	0,13	0,098	1,5	1,435	0,23	1,4	0,23	0,18	2,2	7	5

HYPO	Sigtd.	Klorofyl	Total fosfor	Filt. uorg. fosfor	Total kvæl- stof	Uorg. kvæl- stof	Amm. kvæl- stof	Nitrit, nitrat kvælstoef	Sili- cium	Tot. jern	Alkal.	Susp. stof	COD
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
03-06-2003				0,005	0,0048	0,89	0,514	0,034	0,48		0,046		
09-07-2003				0,024	0,024	0,89	0,51	0,15	0,36		0,042		
22-07-2003				0,017	0,017	0,53	0,38	0,19	0,19		0,12		
05-08-2003				0,094	0,094	0,99	0,683	0,59	0,093		0,11		
19-08-2003				0,16	0,16	0,93	0,615	0,55	0,065		0,15		

Bilag 6.4.1: Biomasse af fytoplankton-grupper på prøvetagningsdatoerne i Fårup Sø, 2003.

2003	Kiselalger	Blågrøn-alger	Grønalger	Rekyl-alger	Gulalger	Stilkalger	ubestemte	Total-biomasse
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
13-03-2003	0,552			0,473				1,025
10-04-2003	0,985			1,436		0,014	0,357	2,792
24-04-2003	0,837		0,041	0,348		0,08		1,306
08-05-2003	0,002		0,006	0,331		0,004		0,343
21-05-2003			0,051	0,351			0,022	0,424
03-06-2003	8,042			1,427	0,041			9,51
24-06-2003	0,314		0,058	0,052				0,424
09-07-2003	2,294			0,522	0,087			2,903
22-07-2003	1,528		0,159	0,454				2,141
05-08-2003	0,542		0,164	0,177	0,042		0,014	0,939
19-08-2003				0,204	0,037		0,004	0,245
03-09-2003	0,332	1,146	0,314	0,129				1,921
16-09-2003		1,103	0,035	0,937				2,075
01-10-2003		0,47	0,041	0,862				1,373
15-10-2003				0,062			0,005	0,067
12-11-2003			0,003	0,011			0,001	0,015

Medium								1,166
Minimum								0,015
Maksimum								9,51

Bilag 6.4.2: Algebiomasse (sommergennemsnit) som absolutte og relative værdier, fordelt på grupper i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Tidsvægtede sommerngs.	Kiselalger	Blågrøn-alger	Grønalger	Rekylalger	Furealger	Stilkalger	Gulalger	Ubekendte	Total-biomasse
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1989	2,34	5,77	1,10	0,71	0,46				10,38
1990	5,72	3,68	0,53	0,24	0,83				11,01
1991	2,92	0,62	0,50	0,58	0,09			0,18	4,90
1992	2,18	9,45	0,34	0,10	0,09				12,15
1993	4,02	11,97	0,29	0,33	0,10	0,03	0,35		17,09
1994	3,19	7,95	0,32	0,17	0,16	0,05		0,01	11,85
1995	3,38	4,19	0,20	0,46	0,21				8,44
1996	3,99	4,43	0,11	0,58	1,27			0,01	10,38
1997	0,90	6,83	0,24	0,75	0,66	0,05	0,01	0,00	9,44
1998	1,49	0,20	0,09	0,32	0,04	0,02		0,00	2,17
1999	0,40	0,39	0,45	0,18	0,03	0,00			1,45
2000	1,08	0,39	0,04	0,17	0,00				1,68
2001	1,138	0,001	0,022	0,206			0,007	0,027	1,40
2002	3,162	0,741	0,098	0,307		0,001	0,004	0,012	4,33
2003	0,705	0,229	0,075	0,487		0,001	0,020	0,004	1,52

Relativ fordeling	Kisel-alger	Blågrøn-alger	Grøn-alger	Rekyl-alger	Fure-alger	Stilk-alger	Gulalger	Ubekendte	Total-biomasse
	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1989	22,5	55,6	10,6	6,9	4,4				100
1990	52,0	33,4	4,9	2,2	7,5				100
1991	59,7	12,6	10,3	11,9	1,9			3,6	100
1992	17,9	77,8	2,8	0,8	0,7				100
1993	23,5	70,0	1,7	1,9	0,6	0,2			100
1994	26,9	67,1	2,7	1,4	1,4	0,5		0,1	100
1995	40,1	49,6	2,4	5,5	2,4				100
1996	38,4	42,7	1,0	5,6	12,2			0,1	100
1997	9,6	72,3	2,5	7,9	7,0	0,5		0,0	100
1998	68,4	9,4	4,2	14,9	2,1	0,8		0,2	100
1999	27,6	27,0	30,8	12,4	2,1	0,1			100
2000	64,5	23,3	2,3	9,9	0,0			1,9	100
2001	81,2	0,1	1,6	14,7		0,0	0,1	0,3	100
2002	73,1	17,1	2,3	7,1		0,1	1,3	0,3	100
2003	46,4	15,1	4,9	32,0		0,1			100

Bilag 6.4.3: Biomasse af zooplanktongrupper på prøvetagningsdatoerne i Fårup Sø, 2003.

Fårup Sø	Hjuldyr	Cladoceer	Calanoide copepoder	Cyclopoide copepoder	Dreissena polymorpha larver	Total-biomasse
2003	µg DW/l	µg DW/l	µg DW/l	µg DW/l	µg DW/l	µg DW/l
13-03-2003	0,637	4,874	13,144	1,1		19,755
10-04-2003	5,742	21,122	32,325	37,617		96,806
24-04-2003	4,272	104,68	29,252	65,97		204,174
08-05-2003	0,901	800,184	82,928	52,708		936,72
21-05-2003		116,235	56,755	6,05		179,04
03-06-2003	40,284	263,727	43,687	23,282	152,54	523,521
24-06-2003	16,568	361,676	108,982	21,895	7,578	516,699
09-07-2003	7,948	7,04	5,292	8,152	496,526	524,957
22-07-2003	147,728	11,743	5,134	11,732	747,282	923,619
05-08-2003	132,873	12,944	1,91	26,076	547,841	721,644
19-08-2003	14,733	22,623	2,13	21,493	108,674	169,653
03-09-2003	135,342	44,445	2,01	54,333	46,698	282,828
16-09-2003	11,382	232,58	21,018	50,092	4,528	319,599
01-10-2003	15,812	136,384	32,986	54,523		239,706
15-10-2003	4,844	133,599	25,339	21,833		185,615
12-11-2003	0,66	252,571	75,819	16,91		345,96
Medium						301,2
Minimum						19,8
Maksimum						936,72

Bilag 6.4.4: Dyreplanktonbiomasse (sommergennemsnit) som absolutte og relative værdier, fordelt på grupper i Fårup Sø i perioden 1989-2003.

Tidsvægtede sommernegns.	Hjuldyr	Cladoceer	Calanoide copepoder	Cyclopoide copepoder	muslinge-larver	Total-biomasse
						µg DW/l
1989	149,0	361,0	153,0	81,0		744,0
1990	186,0	337,7	102,8	177,6		804,1
1991	48,7	279,6	203,9	128,4		660,6
1992	46,7	243,2	98,6	81,8		470,3
1993	54,8	374,3	107,2	129,8		666,0
1994	87,7	613,4	150,9	83,1		935,1
1995	61,0	365,7	104,3	105,8		636,7
1996	74,2	330,8	86,7	71,5		563,3
1997	55,1	376,2	116,0	181,8		729,1
1998	31,7	138,3	106,8	120,1	27,7	424,6
1999	10,0	312,3	151,9	69,7	15,7	559,5
2000	21,0	29,0	40,0	45,0	46,9	181,9
2001	32,4	188,0	33,6	23,3	152,5	429,8
2002	66,2	213,6	43,9	25,6	152,23	501,5
2003	48,1	181,422	34,2	28,9	194,3	486,9
Relativ fordeling	Hjuldyr	Cladoceer	Calanoide copepoder	Cyclopoide copepoder		Total-biomasse
						µg DW/l
	%	%	%	%		Total-biomasse
1989	20,0	48,5	20,6	10,9		100
1990	23,1	42,0	12,8	22,1		100
1991	7,4	42,3	30,9	19,4		100
1992	9,9	51,7	21,0	17,4		100
1993	8,2	56,2	16,1	19,5		100
1994	9,4	65,6	16,1	8,9		100
1995	9,6	57,4	16,4	16,6		100
1996	13,2	58,7	15,4	12,7		100
1997	7,6	51,6	15,9	24,9		100
1998	7,5	32,6	25,2	28,3	6,5	100
1999	1,8	55,8	27,1	12,5	2,8	100
2000	11,5	15,9	22,0	24,7	25,8	100
2001	7,5	43,7	7,8	5,4	35,5	100
2002	13,2	42,6	8,7	5,1	30,4	100
2003	9,9	37,3	7,0	5,9	39,9	100

Bilag 6.5.1: Fiskeyngedata i Fårup Sø, 2003.

Sektionsnr		1	2	3	4	5	6	Total	1	2	3	4	5	6	Total
Pelagiet	Vandmængde Filtreret, m ³	7,00	9,40	7,10	9,10	9,80	9,50	51,90							
	Navn								Antal pr. m ³						
	Skalle	3	7	9	3	3	6	0,74	0,5	1,2	1,3	0,4	0,9	1,4	0,11
	Aborre	1	2	2	0	0	0	0,23	0,50	0,8	1			2,8	0,10
Total		4	9	11	3	3	6	0,97	1,00	2,00	2,30	0,40	0,90	4,20	0,21
Sektionsnr		1	2	3	4	5	6	Total	1	2	3	4	5	6	Total
Littoral		9,30	8,90	12,40	9,10	10,40	11,90	62,00							
	Navn								Antal pr. m ³						
	Skalle	1	1	5	10	14	15	0,74	0,1	0,1	0,3	1,3	1,7	1,9	0,09
	Aborre	2	3	1	1	4	3	0,23	0,9	1,1	1	0,4	2,7	1,7	0,12
Total		3	4	6	11	18	18	0,97	1,00	1,20	1,30	1,70	4,40	3,60	0,21

Bilag 6.6.1: Områdeinddeling ved vegetationsundersøgelsen i Fårup Sø, 2003.



Bilag 6.6.2: Areal af delområder ved områdeundersøgelse af undervandsvegetation i Fårup Sø, 2003.

Delområde	Dybdeinterval (m)						
	0,0-0,5	0,5-1,0	1,0-1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	I alt
1	1,817	1,816	0,979	0,979	1,353	1,352	8,296
2	0,303	0,304	0,461	0,461	1,132	1,132	3,793
2a	1,215	1,215	1,844	1,845	4,526	4,527	15,172
3	1,498	1,497	1,989	1,988	1,308	1,307	9,587
4	1,446	1,446	2,863	2,863	1,308	1,309	11,235
5	0,425	0,424	0,273	0,272	2,261	2,26	5,915
6	0,501	0,502	0,322	0,322	0,109	0,109	1,865
7	0,838	0,838	0,394	0,394	0,209	0,209	2,882
8	0,662	0,662	0,426	0,427	0,29	0,291	2,758
9	0,371	0,37	0,184	0,183	0,291	0,29	1,689
10	2,374	2,374	3,508	3,508	2,633	2,634	17,031
11	2,818	2,817	2,657	2,657	1,649	1,649	14,247
12	2,873	2,873	2,643	2,643	2,325	2,326	15,683
13	1,14	1,14	1,14	1,14	0,324	0,323	5,207
14	8,15	8,151	12,221	12,221	5,227	5,227	51,197
15	1,54	1,539	1,132	1,132	0,615	0,615	6,573
16	0,528	0,529	0,554	0,555	0,274	0,274	2,714
17	1,17	1,169	0,581	0,58	0,33	0,329	4,159
18	0,667	0,668	0,304	0,304	0,238	0,239	2,420
19	0,718	0,717	0,23	0,23	0,265	0,264	2,424
Areal i alt	31,054	31,051	34,705	34,704	26,667	26,666	184,847
Vandvol (1000m³)	7,764	23,288	43,381	60,732	60,001	73,332	268,498
Sum 15 og 16	2,068	2,068	1,686	1,687	0,889	0,889	9,287

Bilag 6.7.1: Plantedækket areal i delområder, samt dækningsgrader i dybdeintervaller og for hele søen, Fårup Sø, 2003.

Delområde nr.	Normaliseret vanddybde interval (m)								Sum
	0,00 0,50	0,50 1,00	1,00 1,50	1,50 2,00	2,00 2,50	2,50 3,00	3,00 3,50	3,50 4,00	
Plantedækket areal i delområders dybdeintervaller, 10³ m²									
1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,002	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,015
2a	0,000	0,006	0,120	0,286	0,498	0,045	0,000	0,000	0,955
3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
4	0,000	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014
5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
6	0,001	0,008	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,012
7	0,034	0,111	0,052	0,009	0,001	0,001	0,000	0,000	0,207
8	0,007	0,030	0,034	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,070
9	0,002	0,011	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,015
10	0,000	0,000	0,272	0,368	0,072	0,020	0,020	0,010	0,762
11	0,634	1,493	1,607	1,667	0,033	0,025	0,012	0,000	5,471
12	0,029	0,668	1,064	0,912	0,209	0,204	0,016	0,000	3,101
13	0,302	0,581	0,353	0,103	0,028	0,011	0,005	0,000	1,384
14	0,571	1,263	0,764	0,122	0,026	0,026	0,006	0,000	2,778
15	0,069	0,019	0,014	0,008	0,005	0,005	0,003	0,000	0,123
16	0,022	0,022	0,007	0,006	0,010	0,002	0,002	0,000	0,071
17	0,012	0,012	0,004	0,003	0,002	0,004	0,000	0,000	0,036
18	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
19	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sum	1,684	4,225	4,324	3,486	0,883	0,342	0,063	0,010	15,016
Samlet bund-areal, 10³ m²:	31,054	31,051	34,705	34,704	26,667	26,666	30,42	30,42	245,687
Gns. dækningsgrad, %	5,42	13,61	12,46	10,04	3,31	1,28	0,21	0,03	6,11
Samlet plantedækket areal i sø, 10 ³ m ² : 15,016									
Søareal (eksl. rørskov), 10 ³ m ² : 974									
Samlet dækningsgrad, %: 1,54									

Bilag 6.7.2: Plantefyldt volumen i delområder og for hele søen i Fårup Sø, 2003.

Delområde nr.	Normaliseret vanddybde interval (m)								Sum
	0,00 0,50	0,50 1,00	1,00 1,50	1,50 2,00	2,00 2,50	2,50 3,00	3,00 3,50	3,50 4,00	
Plantefyldt volumen i delområders dybdeintervaller, 10^3m^3									
1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,000	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014
2a	0,000	0,001	0,030	0,114	0,199	0,018	0,000	0,000	0,362
3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
4	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007
5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
6	0,000	0,004	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007
7	0,010	0,083	0,026	0,007	0,001	0,001	0,000	0,000	0,127
8	0,001	0,019	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,046
9	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003
10	0,000	0,000	0,068	0,111	0,029	0,006	0,005	0,002	0,221
11	0,159	1,120	1,768	1,667	0,016	0,006	0,002	0,000	4,739
12	0,007	0,501	1,064	0,912	0,105	0,061	0,003	0,000	2,653
13	0,045	0,407	0,071	0,021	0,006	0,001	0,000	0,000	0,551
14	0,029	0,063	0,955	0,214	0,013	0,003	0,000	0,000	1,276
15	0,003	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006
16	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004
17	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002
18	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
19	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sum, 10^3m^3	0,257	2,203	4,031	3,047	0,369	0,096	0,012	0,002	10,017
Vandvolumen 10^3 m^3	7,764	23,288	43,381	60,732	60,001	73,332	9,360	8,112	285,970
Relativt plantefyldt volumen, %	3,306	9,458	9,292	5,017	0,615	0,131	0,124	0,031	3,503
Samlet plantefyldt volumen i ø, 10^3 m^3 :				10,017					
Søvolumen (ekskl. rørskov), 10^3 m^3 :				5546					
Relativt plantefyldt volumen, %:				0,181					

Bilag 6.8.1: Dagstælling af fugle hver måned ved Fårup Sø, 2003.

Måned	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mean
isdække (%)	100	95											
Optalte arter													
toppet lappedykker			25	24	35	35	48	46	47	26	32	35	
gråstrubet lappedykker			1	3									
lille lappedykker					1					2	2		
skarv			2				5	2	4		8		
knopsvane					1						4		
grågås			6	1									
gravand				1	3		4						
gråand	210	26	15	8	3	8	36	40	135	84	33		
krikand	1												
pibeand		2											
troldand	94	188	155	1	5	15	14	10	134	210	325		
taffeland					1	4							
hvinand	4	18	1						11	15	9		
sortand					1								
stor skallesluger											5	12	
blishøne	105	135	105	52	81	98	186	353	425	410	367		
fjordterne				1		4							
Vandfugle - Sum	0	414	403	305	101	127	182	288	454	733	770	781	380
Måger - Sum	0	110	1800	650	5	370	500	1000	2800	2200	1600	120	930

