



Ringkjøbing Amt  
Vandmiljøafdelingen

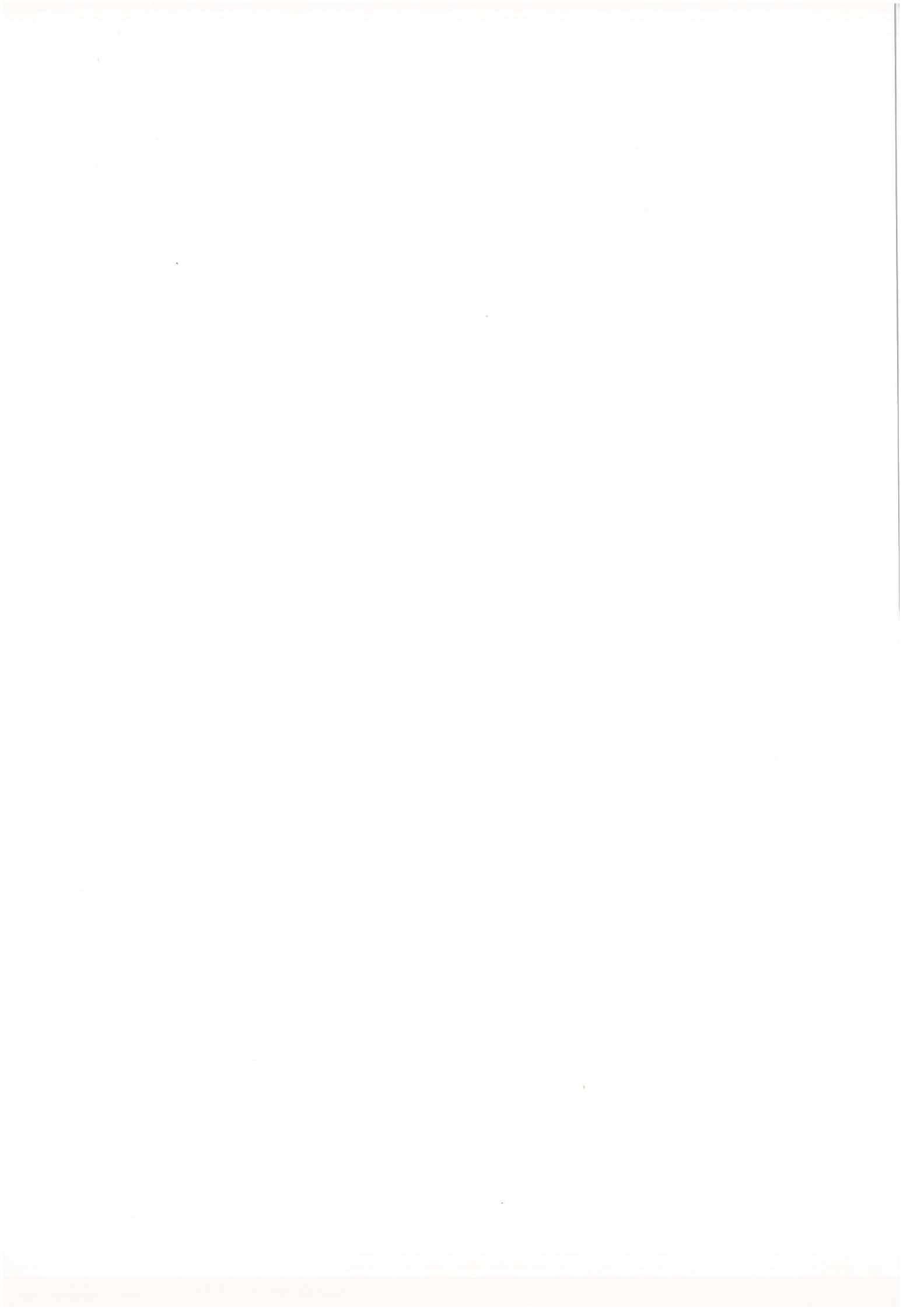
# Vandmiljø overvågning

Ferring sø  
1999

Maj 2000

Løbenr.: 26 2000

Eksemplar nr.: 1/2



# Vandmiljø overvågning

Ferring Sø

1999

**Udarbejdet af:**

Ringkøbing Amt, Damstrædet 2, 6950 Ringkøbing

**Sagsbehandler:**

Henning Fjord Aaser  
Eva Kanstrup

29. maj 2000

## Indholdsfortegnelse

Forord .....	
1. Resume .....	1
2. Indledning .....	4
3. Klimatiske forhold .....	5
4. Oplandsbeskrivelse .....	8
4.1 Beliggenhed og morfometri .....	8
4.2 Kilder til næringsstofbelastning .....	9
4.3 Målsætning og anvendelse .....	11
5. Vand- og næringsstofbalancer .....	12
5.1 Vandbalance .....	13
5.1.1 Vandstand og volumenændringer .....	13
5.2 Næringsstofbalancer .....	15
5.2.1 Næringsstofbelastning af Ferring Sø .....	17
6. De frie vandmasser - fysiske og kemiske forhold .....	20
7. Plankton .....	30
7.1 Fytoplankton 1999 .....	30
7.2 Zooplankton 1999 .....	31
7.3 Fytoplanktonets egnethed som føde for zooplanktonet .....	33
7.3.1 Fytoplanktonets sammensætning .....	33
7.3.2 Zooplanktonets sammensætning .....	33
7.3.3 Græsning .....	34
7.4 Samspil mellem fyto- og zooplankton samt fysisk-kemiske faktorer .....	35
7.5 Fytoplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998, 1999 ....	38
7.6 Zooplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998, 1999 ....	40

7.7	Samspil mellem fyto- og zooplankton .....	41
7.7.1	Størrelsesfordeling .....	41
7.7.2	Græsning .....	41
8.	Vegetation .....	51
8.1	Indledning .....	51
8.2	Vegetationen i Ferring Sø .....	51
8.2.1	Undervandsvegetation .....	51
8.2.2	Rørsumpen .....	52
9.	Fiskeyngel .....	54
9.1	Indledning .....	54
9.2	Resultater .....	54
9.3	Diskussion .....	57
10.	Fisk .....	59
10.1	Indledning .....	59
10.2	Vurdering af fiskebestanden .....	59
10.2.1	Den samlede fiskebestand .....	59
11.	Det biologiske sammenspil .....	62
12.	Miljøfremmede stoffer og tungmetaller .....	63
13.	Sediment .....	64
13.1	Indledning .....	64
13.2	Vurdering af fosforpuljen i Ferring Sø .....	64
14.	Konklusion .....	66
15.	Referencer .....	67

## Forord

Ringkjøbing Amt har i henhold til Miljøbeskyttelsesloven pligt til at føre tilsyn med miljøtilstanden i vandløb, søer og kystnære områder. Derudover har amtet i henhold til Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (NOVA 1998-2003) endvidere pligt til hvert år at gennemføre et intensivt tilsyn med de særligt udvalgte søer Ferring Sø og Søby Sø.

Undersøgelserne i Ferring Sø og Søby Sø afrapporteres efter de retningslinier, der er afstukket af Miljøstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser, og undersøgelsesresultater indberettes årligt til Danmarks Miljøundersøgelser, som forestår den landsdækkende afrapportering.

Denne rapport indeholder en præsentation og vurdering af undersøgelsesresultater og data indsamlet for Ferring Sø i 1999. Disse data er endvidere indføjet i de eksisterende tidsserier, og der er foretaget en vurdering af udviklingen i søen frem til og med 1999.

Ferring Sø er i forbindelse med revisionen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram indgået som en ny sø i det nationale Overvågningsprogram NOVA 1998-2003.





# 1 Resume

Ferring Sø har ikke tidligere været omfattet af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet i 1997 blev Ferring Sø, som følge af et ønske om at der skulle indgå flere brakvandssøer i programmet, omfattet af Det nationale program for overvågning af vandmiljøet, 1998-2003 (NOVA 2003).

Ferring Sø er beliggende nord for Ferring i Lemvig Kommune. Den ca. 317 ha store sø, er beliggende på det marine forland kun få hundrede meter fra Vesterhavet. Oplandet til søen, der udgør et areal på ca. 17 km<sup>2</sup>, består primært af intensivt dyrkede landbrugsarealer. Oplandet afvandes via 3 mindre vandløb samt nogle kanalagtige og delvis rørlagte bække. Søen har afløb til Limfjorden gennem Vesperne og Hygum Nor.

I forhold til middelnedbøren for perioden 1983-1996 var nedbøren i 1999 ca. 25% højere, og 1999 var således et vådt år. Vandtilførslen via overflade afstrømning i 1999 udgjorde 11,07 mio. m<sup>3</sup>, hvilket er en næsten dobbelt så stor tilstrømning end i 1989, 1990 og 1998. I forhold til det tørre år 1997 var vandtilførslen i 1999 næsten 3,5 gange så stor.

Næringsstofftilførslen til Ferring Sø er i høj grad afhængig af vandtilførslen fra oplandet til søen. Fosfortilførslen fra oplandet var 1,17 tons i 1998 og 0,53 tons i 1997. Den samlede fosfortilførsel i 1999 skønnes til 2,6-2,85 tons, hvilket er den hidtil højeste registrerede belastning til Ferring Sø. Kvælstofbelastningen fra oplandet var 59,1 tons i 1999, hvilket er på niveau med belastningen i 1989, 1990 og 1998.

Der kan ikke spores nogen udvikling i den samlede næringsstofbelastningen til Ferring Sø, men effekten af de gennemførte tiltag til nedbringelse af spildevandsbelastningen til søen afspejler sig i faldende vandføringsvægtede fosforkoncentrationer i 2 af de 3 tilløb.

Det væsentligste bidrag til kvælstof- og fosforbelastningen kom i 1999 fra det åbne land eksklusiv spredt bebyggelse. Således udgjorde bidraget fra det åbne land 95% af fosforbelastningen og 99% af kvælstofbelastningen fra oplandet til søen i 1999.

Den faldende tendens i fosfortilførslerne fra 1989-1990 til 1997-1998 er slået igennem på fosforkoncentrationen i søvandet, idet der har

været en reduktion af både års- og sommermiddelkoncentrationerne i perioden 1990-1998. På trods af det reducerede fosforniveau var koncentrationen af total-fosfor i 1998 højt, med koncentrationer i intervallet 150-310 µg/l. De store fosfortilførsler i 1999 har ikke medført nogen stigning i den års- og sommergennemsnitlige fosforkoncentration i søen. Totalfosforindholdet har i 1999 ligget i intervallet 0,13-0,39 mg P/l.

I modsætning til fosforkoncentrationen er kvælstofkoncentrationen ikke reduceret i Ferring Sø i perioden 1990-1999. Kvælstofkoncentrationen er fortsat på et forholdsvist højt niveau med en årsgennemsnitlig koncentration i 1999 på 2,95 mg N/l.

Effekten af de høje næringstofkoncentrationer er høje biomasser af planteplankton, som er domineret af blågrønalger og grønalger. Planteplanktonbiomassen har i perioden 1994-1998 udvist en faldende tendens, hvilket er sammenfaldende med den reducerede fosforkoncentration i søen i samme periode. Planteplanktonbiomassen i sommerperioden er reduceret med 70% i perioden 1994-1998. På trods af den kraftige reduktion er planteplanktonbiomassen med en årsgennemsnitlig biomasse på 22 mm<sup>3</sup>/l stadig på et meget højt niveau. I 1999 har planteplanktonbiomassen været lidt større end i årene 1995-1998, men stadig væsentlig lavere end i årene 1990-1994.

Dyreplanktonet var domineret af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*, der på årsbasis havde en gennemsnitlig biomasse på 1,66 mm<sup>3</sup>/l. Dyreplanktonbiomassen i Ferring Sø er lav som følge af prædationstrykket fra hundestejler og mysider, og dermed på så lavt et niveau at de ikke er i stand til at regulere planteplanktonet.

Reduktion i planteplanktonbiomassen i perioden 1994-1998 kan spores i en øget sigtddybe. Den gennemsnitlige sigtddybe i sommerperioden er øget fra 0,22 m i 1994 til 0,4 m i 1998. I 1999 var sigtddyben reduceret til 0,29 m. Sigtddyben i Ferring Sø er således stadig på et meget lavt niveau.

Den ringe sigtddybe er den væsentligste årsag til, at udbredelsen af undervandsvegetation i Ferring Sø er meget sparsomt. Undersøgelsen af vegetationen i Ferring Sø i 1998 viste, at der findes 4 arter af undervandsvegetation som alle er typiske for brakvandssøer, mens der ingen flydebladsvegetation findes.

Det samlede plantedækkede areal i Ferring Sø er opgjort til 113.284 m<sup>2</sup>, hvilket svarer til en gennemsnitlig dækningsgrad på 3,6%. Over 85% af søens plantedækkede areal findes på det helt lave vand

(0.25-0.75 m) hvor 10 til 30% af bundarealet er plantedækket. På dybere vand er vegetationen meget spredt og dækker her, mindre end 5% af søbunden.

Fiskefaunaen i Ferring sø er karakteriseret ved en fuldstændig dominans af *trepigget hundestejle* og mangel på egentlige rovfisk. Der blev registeret 5 arter ved fiskeundersøgelsen i 1998 og fiskebestanden kan på den baggrund betegnes som meget forarmet.

Den totale fosforpulje i sedimentet vurderedes i 1998 at udgøre ca. 42-83 tons, og den potentielt frigivelige fosforpulje skønnes at være ca. 21 tons. Den potentielt frigivelige fosforpulje er således relativ høj, svarende til hvad der findes i andre eutrofe søer, der har været belastet med store mængder fosfor.

Ferring Sø er i Regionplanen for Ringkjøbing Amt A1/B-målsat. Denne målsætning er ikke opfyldt. Ferring Sø opfylder ikke de kvalitetskrav der er opstillet i regionplanen, hverken med hensyn til kravene om et alsidigt plante-og dyreliv eller med hensyn til kravene til sigtdybde og fosforniveau.

## 2 Indledning

Ferring Sø er i en årrække blevet forurennet med næringsstoffer fra oplandet til søen. Forureningen har betydet at søen fremstår som en meget næringsrig sø, med en stor fytoplanktonbiomasse og lav sigtddybde. I løbet af 1970'erne og 1980'erne skete der en markant reduktion i antallet af fiskearter i søen som følge af den forringede vandkvalitet. Den dårlige vandkvalitet og forekomsten af potentielt giftige alger har desuden medført, at der er indført badeforbud i søen.

For at forbedre miljøtilstanden i søen iværksatte Ringkjøbing Amt i samarbejde med Thyborøn-Harboøre og Lemvig kommuner i 1992 en handlingsplan til nedbringelse af fosforbelastningen fra oplandet til søen.

Som led i handlingsplanen afskar Lemvig Kommune gennem kloakering belastningen fra 4 mindre bysamfund. Derudover påbød Lemvig Kommune nedsivning og forbedret rensning ved en række private spildevandsanlæg i oplandet til søen.

Thyborøn-Harboøre Kommune har som sin del af indsatsen til nedbringelse af fosforbelastningen til Ferring Sø etableret en ny drænkanaal således at drænvandet fra Vejlbj Enge nord for søen i stedet ledes mod nord til Vesperne.

Kommunernes samlede indsats i forbindelse med handlingsplanen afsluttedes med udgangen af 1996.

I forbindelse med udarbejdelsen og opfølgningen af handlingsplanen har Ringkjøbing Amt ført tilsyn med miljøtilstanden i Ferring Sø.

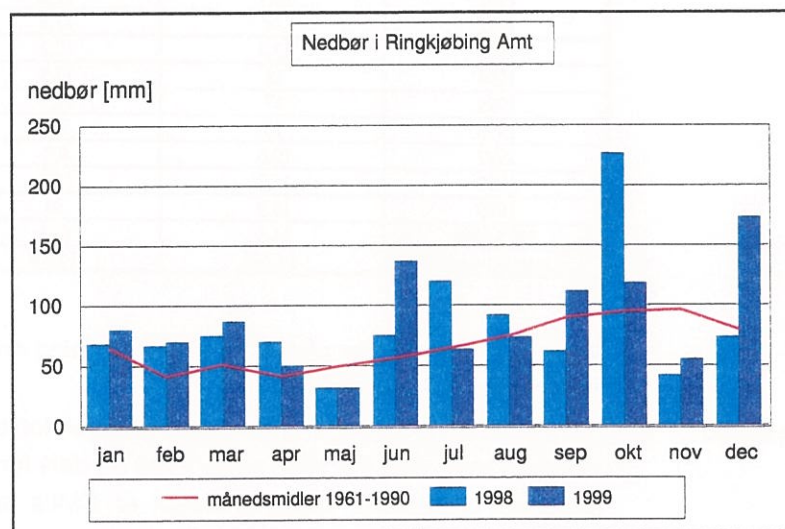
I perioden 1992-1994 er der desuden foretaget et biomanipulationsforsøg med udsætning af regnbueørred som rovfisk. Forsøget blev foretaget af Danmarks Fiskeriundersøgelser og Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med Ringkjøbing Amt.

### 3 Klimatiske forhold

#### Nedbør

I følge Danmarks Meteorologiske Institut faldt der i alt 1058 mm nedbør i Ringkjøbing Amt i 1999. Det betyder at 1999 var et vådt år, med en nedbør ca. 29 % større end langtidsnormalen på 820 mm. I forhold til middelnedbøren på 846 mm for perioden 1983-1998, var nedbøren i 1999 25 % højere.

Månedsværdier for nedbør i Ringkjøbing Amt fremgår af figur 2.1. Figuren viser, at i forhold til månedsmiddelnedbøren for perioden 1961-1990 ligger månederne i 1999 højere eller på samme niveau, bortset fra maj og november. I juni og december 1999 var nedbøren ca. det dobbelte af langsnormalen. Ved sammenligning af 1999 med 1998 ses, at der er stor forskel på månedsmidlerne i juni, juli, september, oktober og december. De øvrige af årets måneder ligger nedbøren på niveau med året før.



Figur 2.1 : Nedbør i Ringkjøbing Amt.

#### Afstrømning

I tabel 2.1 er afstrømningen fra oplandene til Ringkøbing og Nisum fjorde karakteriseret ved afstrømningen i stationerne 25.05 Skjern Å, Ahlergårde samt 22.10 Storå, Holstebro. Stationernes oplandsareal er 1055 km<sup>2</sup> (Skjern Å) og 825 km<sup>2</sup> (Storå).

Afstrømningen ved Skjern Å, Ahlergårde var i 1999 på 18,9 l/s pr. km<sup>2</sup>, mod normalt 14,2 l/s pr. km<sup>2</sup> (1923-1990), svarende til 33 % mere end langtidsnormalen. Ved Storå, Holstebro var afstrømningen i

1999 16 l/s pr. km<sup>2</sup>, mod 14.2 l/s pr. km<sup>2</sup> (1975-1990), ca. 13 % større end langtidsnormalen.

Som det fremgår af tabel 2.1 var afstrømningen i både Skjern Å og Storå større end gennemsnittet for perioden 1983-1998. Således var 1999-afstrømningen 28 % større for Skjern Å og 13 % større Storå end gennemsnittet for perioden 1983-1998.

Nøgletal for afstrømningen i Ringkøbing Amt			
År	St. 25.05 (l/s km <sup>2</sup> )	St. 22.10 (l/s/km <sup>2</sup> )	Nedbør (mm)
1983	18,3	17,7	880
1984	15,9	15,3	845
1985	14,7	13,6	886
1986	14,8	14,1	835
1987	14,8	14,8	855
1988	18,7	18,1	1036
1989	13,3	11,9	717
1990	15,2	15,6	992
1991	13,1	12,8	748
1992	14	13,8	901
1993	13,3	12,2	783
1994	18	17,5	989
1995	17	14,9	821
1996	10	7,5	548
1997	10,6	9,9	694
1998	15,7	15,2	1008
1999	18,9	16	1058
1983-1998	14,8	14,1	846
Langtidsnormal	14,2 iii	14,2 ii	820 i

Tabel 2.1. Nøgletal for afstrømning i Ringkøbing Amt (i 1961-1990, ii 1975-1990, iii 1923-1990).

### Øvrige klimatiske forhold

I bilag 10 findes figurer med månedsmidler for temperatur, vind og antal soltimer, dels for 1998 samt 1999 og dels for langtidsnormalen, perioden 1961-1990. Datagrundlaget er DMI's månedsrapporter for Karup.

### **Vejret måned for måned i 1999 :**

Januar :	Lunt og med vind under normalen.
Februar :	Relativ solrig og vind under normalen.
Marts :	Lun med en del nedbør, men ikke meget sol og vind.
April :	En del sol og temperatur over normalen.
Maj :	Nedbørsfattig og meget sol, men vind under normalen.
Juni :	Ekstrem nedbørsrig.
Juli :	Varm med meget sol og kun lidt vind.
August :	Solrig og kun lidt vind.
September :	Varm og kun lidt vind.
Oktober :	En del nedbør.
November :	Nedbørsfattig og relativt lidt vind.
December :	Usædvanlig nedbørsrig, mere end 2 gange normalen.

### ***Vurdering***

Afstrømningen i 1999 var meget høj, dels pga. at 1999 var meget nedbørsrig og dels fordi grundvandsmagasinerne var fyldte fra årets start, efter et relativt vådt år i 1998. Især var afstrømningen fra Skjern å var meget høj, hvilket hænger sammen med at vandføringen i forhold til Storåen i højere grad stammer fra grundvandstilførsel.

Vinteren, foråret og især sensommeren var varm, men da vinden har været moderat har fordampningen ikke været speciel høj i 1999.

## 4 Oplandsbeskrivelse

### 4.1 Beliggenhed og morfometri

Ferring Sø er beliggende umiddelbart vest for Lemvig kun få hundrede meter fra Nordsøen. Søen ligger på det marine forland, der er dannet ved landhævninger efter den sidste istid. Søen er dannet ved afsnøring fra Nordsøen som følge af sandaflejringer.

Søen afvander til Limfjorde via Veserne og Hygum Nor.

Ferring Sø er en lavvandet brakvandssø med en middeldybde på 1,4 meter og en maksimumdybde på 2,4 meter. Søen har et areal på ca. 317 ha, og et volumen på ca. 4,5 mio. m<sup>3</sup>. Søen er senest opmålt i 1989. De morfometriske data fremgår af tabel 4.1.

Overfladeareal, ha	317
Længde, km	3,6
Bredde, km	1,3
Volumen, mio. m <sup>3</sup>	4,46
Gns. dybde, m	1,4
Maks. dybde, m	2,4

Tabel 4.1. Morfometriske data for Ferring Sø ved vandspejlskote 0,21 m. o. DNN.

#### Opland

Ferring Sø har et topografisk opland på ca. 1700 ha. Oplandet afvandes via 3 mindre vandløb; Grydsbæk, Hestdal Bæk og Gåskærhus Grøft, samt nogle mindre kanalagtige, delvist rørlagte bække ved Gåskær, Sølyst, Nørre Bakhus og Vandborgbjerg (bilag 1). Frem til 1996 blev oplandet nord for søen afvandet via Vejlbj Enge pumpestation til Ferring Sø. Som en del af handlingsplanen til nedbringelse af fosforbelastningen fra oplandet til Ferring Sø, blev Vejlbj Enge pumpestation nedlagt, og vandet blev ledt mod nord til Veserne, gennem en delvis nygravet kanal.

Jordbunden i oplandet består fortrinsvis af sandede og lerede jordarter (tabel 4.2). Langt den største del af søens opland består af intensivt dyrket landbrugsjord med en del spredt bebyggelse (tabel 4.3). Kun en lille del af oplandet udgøres af naturarealer, der er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3. §3-områderne findes især langs selve søen, samt langt Grydsbæk, Hestdal Bæk og Gåskærhus grøft.



	ha	%
Sandblandet ler	1.231,4	72
Humus	22,1	1,3
Lerblandet sand	195,3	11,4
Grovsandet jord	34,4	2
Lerjord	135,6	7,9
Byzone, søer, skove mm.	3,6	0,2
Ikke klassificeret areal	87,6	5,1
Ialt	1.710	99,9

Tabel 4.2 Jordtypefordelingen i oplandet til Ferring Sø.

	ha	%
Dyrket ikke kunstvandet	1.218	71
Naturlige græsarealer	73	4
Komplekt dyrkningsmønster	419	25
Ialt	1.710	100

Tabel 4.3 Arealanvendelsen i oplandet til Ferring Sø (CORINE-kortlægning)

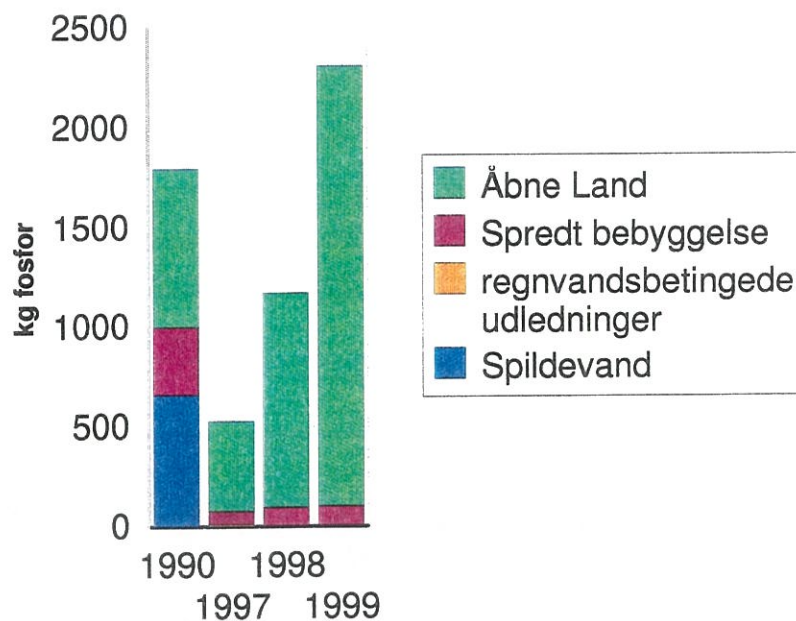
## 4.2 Kilder til næringsstofbelastning

Ferring Sø er tidligere blevet belastet med næringsstoffer fra flere mindre bysamfund samt et mejeri. I dag er spildevandsbelastningen begrænset til kun at stamme fra et regnvandsbetinget udløb samt spredt bebyggelse. Den primære næringsstofbelastning fra oplandet til Ferring Sø stammede i 1999 fra det åbne land eksklusiv spredt bebyggelse. Bidraget fra det åbne land udgjorde 2202 kg i 1999 svarende til 95% af den samlede belastning fra oplandet. I 1990 udgjorde spildevandsbidraget en væsentlig større del af fosforbelastningen end i 1999. Spildevandsbidraget inklusiv bidraget fra den spredte bebyggelse er således reduceret fra 1000 kg fosfor i 1990 til 104 kg i 1999 (figur 4.1).

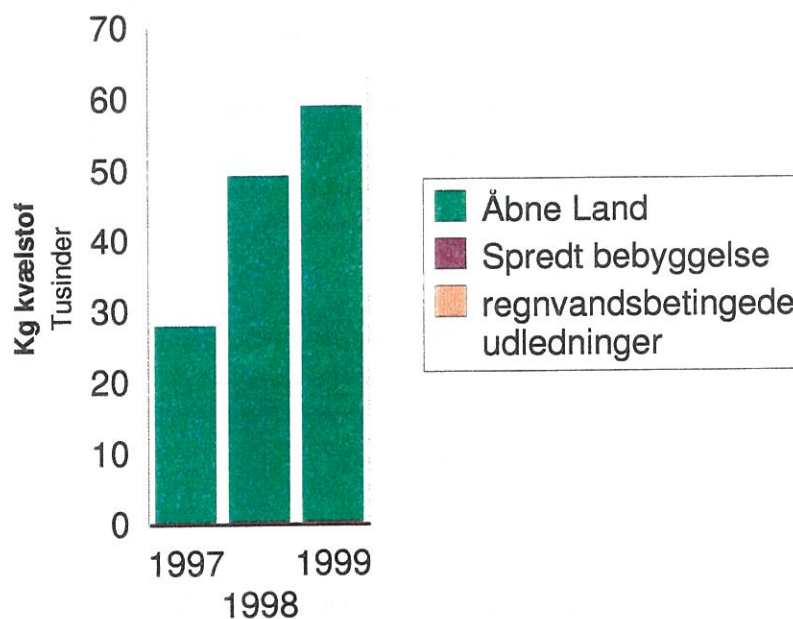
Kvælstofbelastningen fra oplandet til Ferring Sø stammer næsten udelukkende fra det åbne land eksklusiv spredt bebyggelse. I 1999 udgjorde kvælstofbelastning fra det åbne land 99% af den samlede kvælstofbelastning på 59,1 tons kvælstof fra oplandet til Ferring Sø. Størrelsen af kvælstoftilførelsen fra de enkelte kilder er ikke opgjort for 1990 (figur 4.2).

Den atmosfæriske deposition estimeres til at have bidraget med henholdsvis 32 kg fosfor og 4758 kg kvælstof i 1999. Næringsstofbelastningen gennem landtangen skønnes at udgøre ca. 10 kg fosfor og 100 kg kvælstof (VKI, 1999).

Næringstoffilførslen via grundvand antages at udgøre i størrelsesordenen 250-500 kg fosfor og 7,5-15 tons kvælstof pr. år (VKI, 1999).



Figur 4.1 Fosforbidraget fra oplandet til Ferring Sø fordelt på belastningskilder i årene 1990, 1997, 1998 og 1999. I 1990 indgår regnvandsbetingede udledninger i spildevandsbidraget.



Figur 4.2 Kvælstofbidraget fra oplandet til Ferring Sø fordelt på belastningskilder i årene 1997, 1998 og 1999.

### **4.3 Målsætning og anvendelse**

Ferring Sø er i Regionplan 1997-2001 målsat A1/B, dvs. som et naturvidenskabeligt interesseområde med et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. A1-målsætningen henfører til, at der er konstateret odder i søsystemet.

B-målsætningen indebærer at fosforindholdet i søen ikke må overstige 0,075 mg P/l som årgennemsnit, og sommersigtedybden (1. maj-30. september) skal mindst være 1 meter.

Søen anvendes i dag rekreativt til fiskeri og jagt. Der har pga. store tætheder af potentielt giftige alger været badeforbud i Ferring Sø siden 1982.

Som følge af forureningen med næringsstoffer fra oplandet til søen fremstår Ferring Sø som en meget næringsrig sø. Uklart vand er den mest iøjnefaldende effekt af de omfattende næringsstofførsler, og målsætningen kan af denne og adskillige andre årsager ikke betragtes som opfyldt.

## 5 Vand- og næringsstofbalancer

Grundlaget for opstilling af vand- og stofbalancer for Ferring Sø er de løbende målinger af vandføring og stofkoncentrationer i de 3 tilløb Grydsbæk, Gåskærhus grøft og Hestdal Bæk.

Målestationerne i tilløbene dækkede i 1999 et oplandsareal på i alt 1204,4 ha, benævnt det målte opland. De resterende 502,9 ha af det samlede opland benævnes det umålte opland. Det umålte opland er i beregningerne opdelt i et dyrket opland på 455,9 ha og et naturopland på 47 ha.

Beregningerne af vand- og næringsstofftilførslen fra den dyrkede del af det umålte opland er gennemført på grundlag af målingerne i Gåskærhus grøft. Det antages i den forbindelse, at den arealspecifikke afstrømning fra det umålte opland svarer til middelafløbstrømningen fra Gåskærhus grøft, og at næringsstofindholdet i det tilstrømmende vand fra det umålte opland kan beskrives ved de vandføringsvægtede gennemsnitsindhold af næringsstoffer i vandet fra Gåskærhus grøft.

Beregningerne af vand- og næringsstofftilførslen fra den udyrkede del af det umålte opland er gennemført på grundlag af målingerne i Hestbæk, som er beliggende i et naturopland i Klosterheden Plantage. Det antages, at den arealspecifikke afstrømning fra det umålte naturopland svarer til middelafløbstrømningen fra Hestbæk, og at næringsstofindholdet i det tilstrømmende vand fra det umålte naturopland kan beskrives ved de vandføringsvægtede gennemsnitsindhold af næringsstoffer i vandet fra Hestbæk.

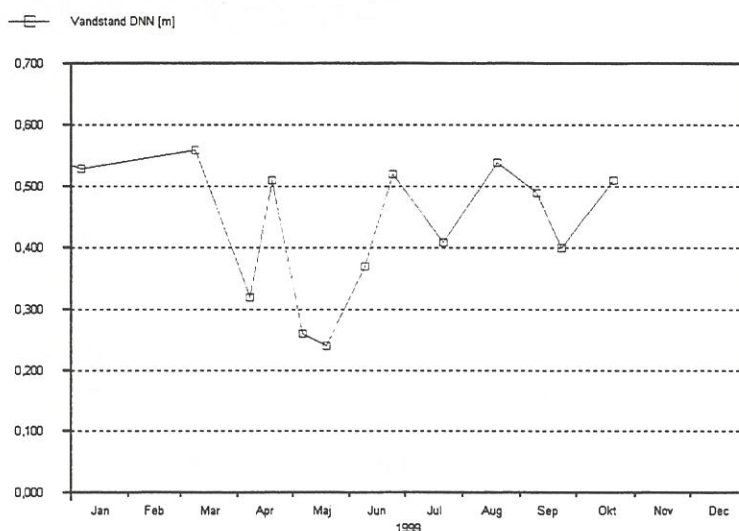
Der kan i perioder strømme vand fra Veserne til Ferring Sø ved tilbageløb gennem afløbet. Desuden kan der forekomme ind- og udsivning af vand gennem den smalle landtange mellem Vesterhavet og søen. Forsøgt med opstilling af kontinuerte vandføringsmålere i afløbet, som skulle være i stand til at registre både indstrømmende og udstrømmende vandmængder er som følge af tekniske problemer endnu ikke lykkedes. Det har derfor ikke været muligt, at fastlægge størrelsen af vandtransporten gennem afløbet, og dermed har det heller ikke været muligt at estimere grundvandstilstrømningen, vandudvekslingen gennem landtangen og opstille en vandbalance for søen.

På grund af vanskelighederne ved at fastlægge vandbalancen kan der heller ikke opstilles endelige massebalancer for fosfor, kvælstof og jern.

## 5.1 Vandbalance

### 5.1.1 Vandstand og volumenændringer

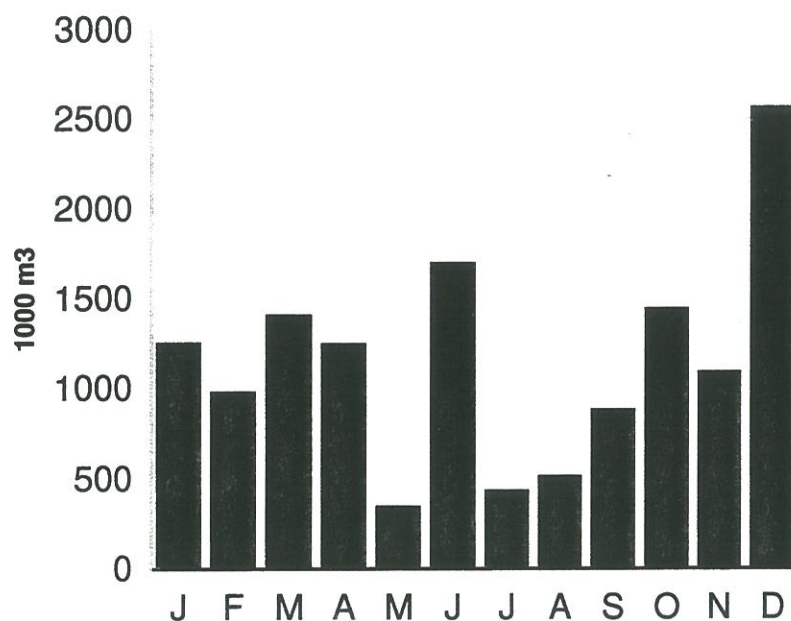
Vandspejlskoten i Ferring Sø varierede i 1999 mellem 0,24 og 0,58 m. o. DNN (fig. 5.1) svarende til en volumenforskel på 1,1 mill. m<sup>3</sup>. Magasinændringen udgjorde på årsbasis -0,19 mill. m<sup>3</sup>. Vandstanden blev ikke registreret kontinuert, men blev aflæst på skalapæl i forbindelse med søtilsynene.



Figur 5.1 Årstidsvariation i vandstand i Ferring Sø 1999.

Variationen i de samlede tilførte vandmængder inklusiv nedbør på månedsbasis til Ferring Sø i 1999 er vist på figur 5.2. I opgørelsen indgår ikke indsigning af saltvand gennem landtangen, tilbageløb via afløbet og grundvandsindsivning.

På baggrund af salinitetsniveauet i søen antages saltvandsindtrængningen via landtangen at udgøre ca. 0,6 mio. m<sup>3</sup> pr. år. Grundvandstilstrømningen antages at ligge i størrelsesordenen 1-2 mio. m<sup>3</sup> pr. år.



Figur 5.2 Variationen i den månedlige bruttotilførsel af vand til Ferring Sø inklusiv nedbør, 1999.

I tabel 5.1 er den overfladiske tilstrømning i overvågningsperioden 1989-1999, fordelt på de enkelte tilløb angivet for de år hvor der foreligger data.

Vandtilstrømningen via overfladeafstrømning udgjorde i 1999 11,06 mio. m<sup>3</sup>, hvilket var mere end 3 gange så stor en afstrømning som i det meget tørre år 1997. Afstrømningen i 1999 var næsten dobbelt så stor som afstrømningen i 1989, 1990 og 1998.

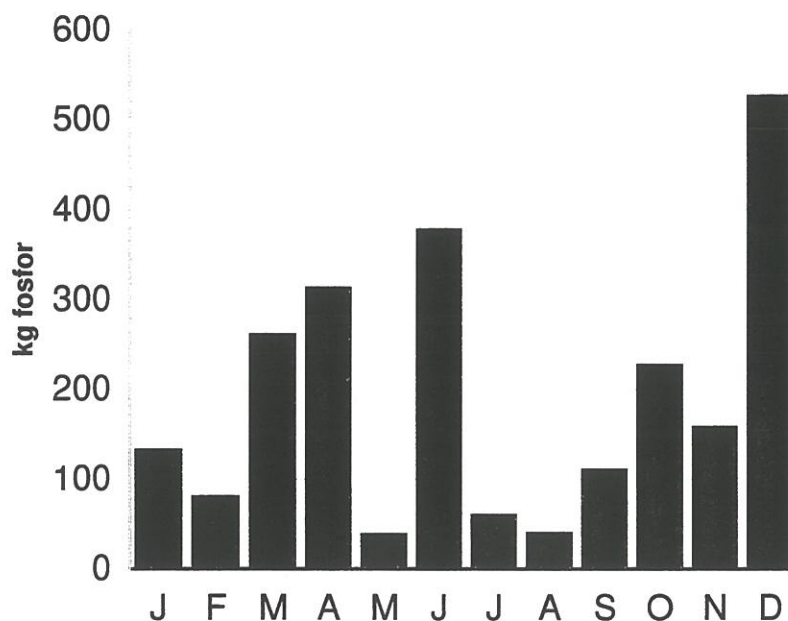
	Oplandsareal, ha					Vand mio. m <sup>3</sup>				
	1989	1990	1997	1998	1999	1989	1990	1997	1998	1999
Grydsbæk	810	810	729	729	729	1,99	2,92	1,54	2,84	4,57
Hestdal Bæk	291	291	291	291	291	1,2	1,01	0,59	0,87	1,87
Gåskærhus Grøft	184	184	184	184	184	0,57	0,77	0,3	0,66	1,3
Vejlby Enge		100					0,95			
Målt ialt	1285	1385	1204	1204	1204	3,76	5,65	2,43	4,37	7,74
Umålt dyrket	475	375	456	456	456	1,47	1,57	0,73	1,64	3,24
Umålt natur	47	47	47	47	47	0,11	0,12	0,06	0,07	0,09
Ialt	1807	1807	1707	1707	1707	5,32	7,34	3,22	6,09	11,07

Tabel 5.1 Overfladisk vandtilstrømning til Ferring Sø 1989, 1990, 1997 og 1998.

## 5.2 Næringsstofbalancer

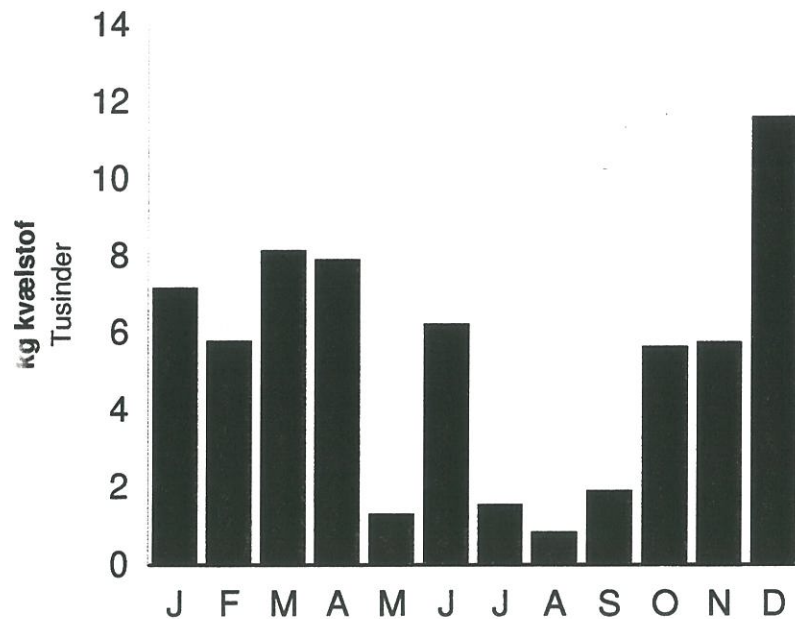
Som det fremgår af ovenstående kan der som følge af afløbsforholdene ikke opstilles sikre næringsstofbalancer for Ferring Sø. I nedenstående er der derfor kun foretaget en beskrivelse af næringsstofforløbet til søen.

Fosfortilførslen til Ferring Sø i 1999 eksklusiv bidrag fra indsivning gennem landtangen, grundvand og tilbageløb via afløbet, præsenteret på månedsbasis fremgår af figur 5.3. Fosfortilførslen var størst i marts, april, juni og december, i forbindelse med de store afstrømninger hændelser i disse måneder. I sommerperioden var fosfortilførslen lav, bortset fra juni, som følge af den lave afstrømning.



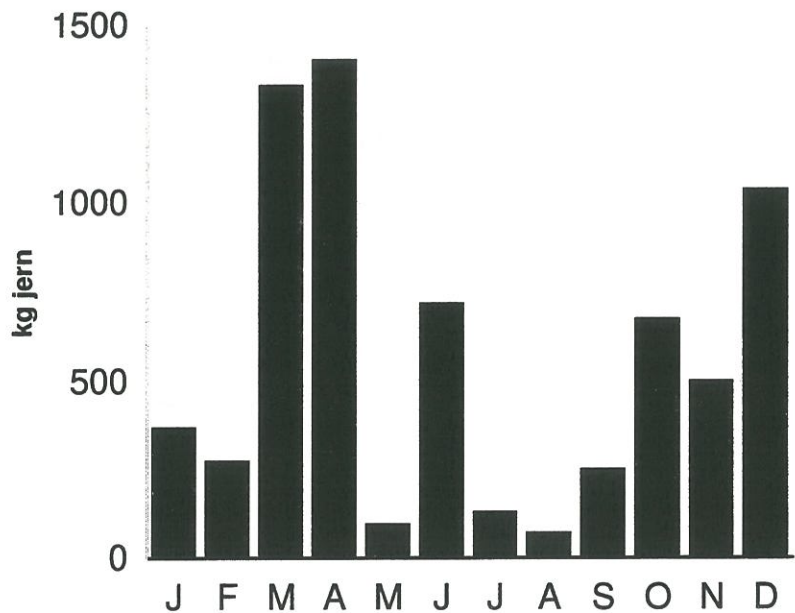
Figur 5.3 Tilførte fosformængder til Ferring Sø på månedsbasis 1999 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).

Bortset fra maj og perioden juli-september, hvor vandtilførslen var lav, var kvælstoftilførslen til Ferring Sø stor i hele 1999. (figur 5.4).



Figur 5.4 Tilførte kvælstofmængder til Ferring Sø på månedsbasis 1999 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).

Tilførslen af jern til Ferring Sø er i lighed med tilførslen af kvælstof og fosfor afhængig af afstrømningen. Jerntilførslen har således været størst i marts, april, juni samt perioden oktober-december i 1999 (figur 5.5).



Figur 5.5 Tilførte jernmængder til Ferring Sø på månedsbasis 1999 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).



### 5.2.1 Næringsstofbelastning af Ferring Sø

Ferring Sø er igennem mange år blevet belastet med næringsstoffer fra bymæssig- og spredt bebyggelse, samt diffus afstrømning fra de intensivt dyrkede landbrugsarealer i oplandet. Tidligere modtog søen desuden spildevand fra et mejeri.

I Tabel 5.2 og 5.3 er der foretaget en belastningsopgørelse for fosfor og kvælstofbelastningen i 1989, 1990, 1997, 1998 og 1999, fordelt på tilløb, umålt opland, grundvand, indsivning gennem landtangen og atmosfærisk deposition.

	Fosfor ton/år				
	1989	1990	1997	1998	1999
Grydsbæk	0,48	0,71	0,25	0,53	1,17
Hestdal Bæk	0,35	0,29	0,11	0,15	0,33
Gåskærhus grøft	0,13	0,17	0,04	0,14	0,23
Vejlby Enge		0,29			
Umålt (dyrket)	0,34	0,34	0,12	0,34	0,57
Umålt (natur)	0	0	0	0	0
Opland i alt	1,31	1,8	0,53	1,17	2,31
Atm. deposition	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Saltvandsindtrængning *	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Grundvandstilførsel *	0,25-0,50	0,25-0,50	0,25-0,50	0,25-0,50	0,25-0,50
Total tilførsel	1,6-1,8	2,1-2,3	0,8-1,0	1,4-1,7	2,6-2,85

Tabel 5.2 Fosforbelastningen til Ferring Sø 1989, 1990, 1997, 1998 og 1999. (\* skønnet værdi)

	Kvælstof ton/år				
	1989	1990	1997	1998	1999
Grydsbæk	16,5	35,6	15,2	23,2	26,9
Hestdal Bæk	7,6	8,3	3,9	5,6	8,03
Gåskærhus Grøft	6,7	9,9	2,5	5,7	6,94
Vejlby Enge		2,2			
Umålt (dyrket)	17,3	20,2	6,2	14,1	17,2
Umålt (natur)	0,07	0,04	0,01	0,02	0,03
Opland i alt	48,2	76,2	27,8	48,7	59,1
Atm. deposition	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7
Saltvandsindtrængning *	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Grundvandstilførsel *	7,5-15	7,5-15	7,5-15	7,5-15	7,5-15
Total tilført	59,5-67	87,5-95	39,1-46,6	60-67,5	70,4-77,9

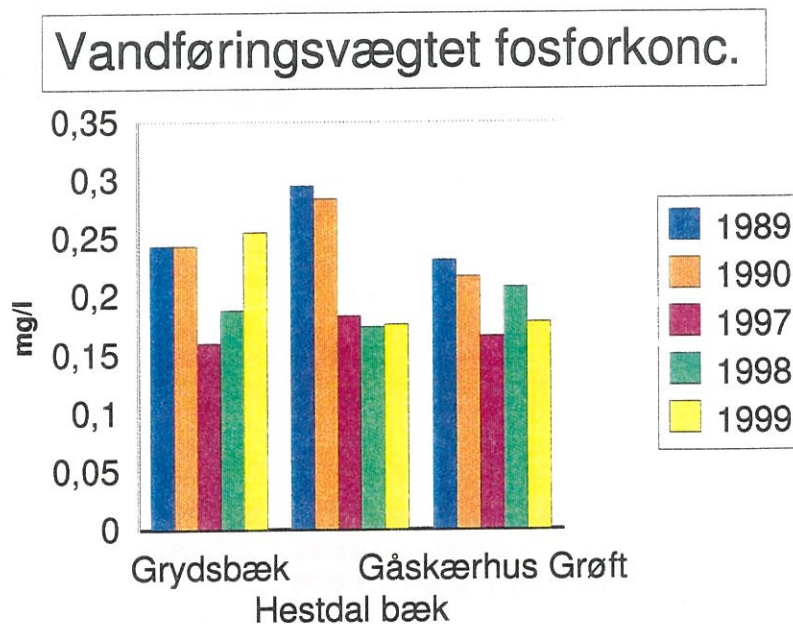
Tabel 5.3 Fosforbelastningen til Ferring Sø 1989, 1990, 1997, 1998 og 1999. (\* skønnet værdi)

Næringsstofbelastningen til Ferring Sø er i høj grad styret af afstrømningsforholdene. I 1997 hvor afstrømningen kun udgjorde omkring 60% af den normale afstrømning var belastningen af både fosfor og kvælstof således væsentlig mindre end i de øvrige år. I 1999, hvor

nedbørsmængden har været ca. 29% større end langtidnormalen, har fosforbelastningen været væsentligt højere end i de to foregående år og ca. 0,5 tons højere end den hidtil højest målte belastning i 1990. Kvælstofbelastningen har i lighed med fosforbelastningen været væsentlig højere end i 1997 og 1998, men mindre end belastningen i 1990. Der kan således ikke spores nogen større effekt af de gennemførte reduktioner i spildevandstilledningen på den samlede næringsstofbelastning til Ferring Sø.

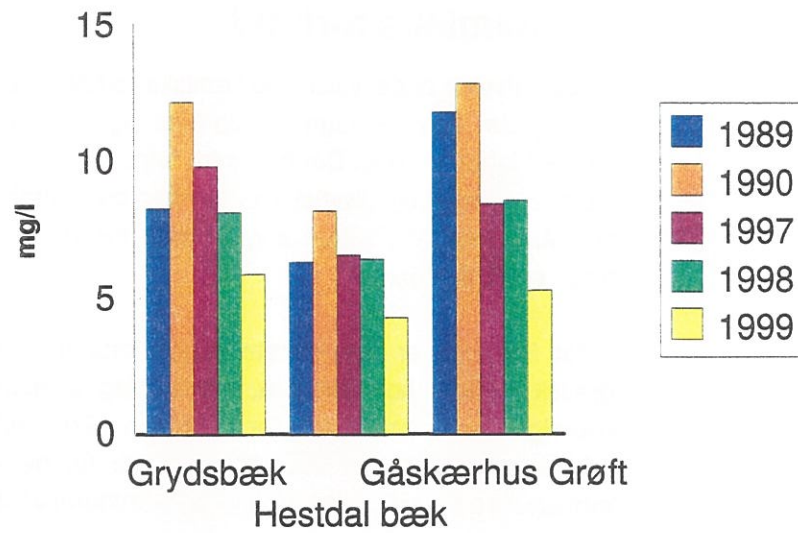
De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer (Figur 5.6) har været markant lavere i 1997, 1998 og 1999 end i 1989 og 1990 i Hestdal Bæk, hvilket må tilskrives de gennemførte tiltag overfor spildevandsudledningen til dette tilløb. I Gåskærhus Grøft har faldet i det vandføringsvægtede fosforkoncentration været mindre markant, som følge af den lavere spildevandsbelastning til dette vandløb. Den vandføringsvægtede fosforkoncentration i Grydsbæk har i modsætning til de øvrige tilløb i 1999 været større end koncentrationerne i 1989-1990. Da spildevandsbelastningen til Grydsbæk ikke er øget markant fra 1997-1998 til 1999 må stigningen i fosforkoncentrationen formodentlig tilskrives eroderet materiale som følge af de store afstrømninger eller landbrugsbetingede udledninger.

Fra 1989-1999 til 1997-1998 kan der kun spores en faldende tendens i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i Gåskærhus Grøft. I Hestdal Bæk og Grydsbæk har kvælstofkoncentrationen i 1997 og 1998 været i samme størrelsesorden som i 1989. Den vandføringsvægtede fosforkoncentration har i alle 3 tilløb været markant lavere i 1999 end i de foregående år.



Figur 5.6 Udviklingen i den vandføringsvægtede fosforkoncentration i tilløbene til Ferring Sø.

## Vandføringsvægtet kvælstofkonc.



Figur 5.6 Udviklingen i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i tilløbene til Ferring Sø.

## 6 De frie vandmasser - fysiske og kemiske forhold

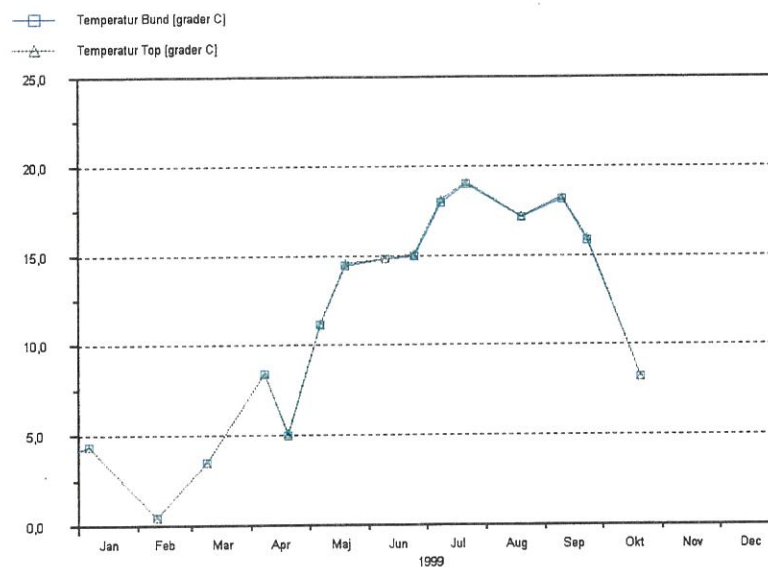
Til beskrivelse af de fysiske og kemiske forhold i de frie vandmasser i Ferring Sø, blev der taget vandprøver og foretaget felt målinger 17 gange i løbet af 1999. Der blev som følge af sygdom kun foretaget ét tilsyn i oktober og tilsynet i december blev forhindret pga. is. For feltmålingerne er der kun angivet data fra 15 datoer da data fra 2 tilsyn er bortkommet.

I det følgende er de vigtigste målte variabler i 1999 præsenteret grafisk og kort kommenteret, mens bilag 3 indeholder en samlet oversigt over de målte værdier i perioden 1978-1999. Til belysning af udviklingen i perioden 1990-1999 er der for de vigtigste variabler foretaget en præsentation af års- og sommermiddelværdierne.

Kort over Ferring Sø med indtegnede prøvetagningsstationer fremgår af bilag 1.

### Temperatur og ilt

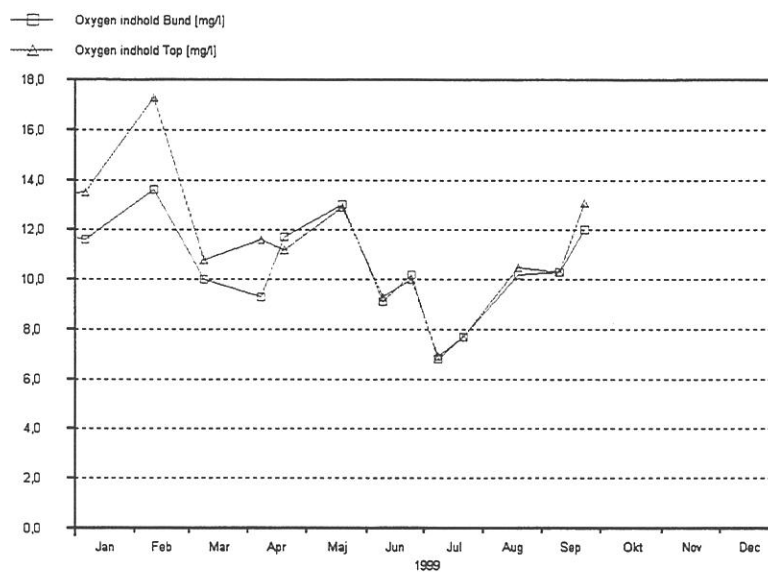
Årstidsvariationen af vandtemperaturen i overfladen og ved bunden er vist i figur 6.1. Vandtemperaturen i Ferring Sø varierede i 1999 mellem 0,5 grader i februar og 19 grader i juli. Hele året har der været ens temperaturer i hele vandsøjlen, hvilket er ensbetydende med, at vandmasserne ikke var temperaturlagdelte.



Figur 6.1 Søvandets temperatur i Ferring Sø 1999.

### Ilt

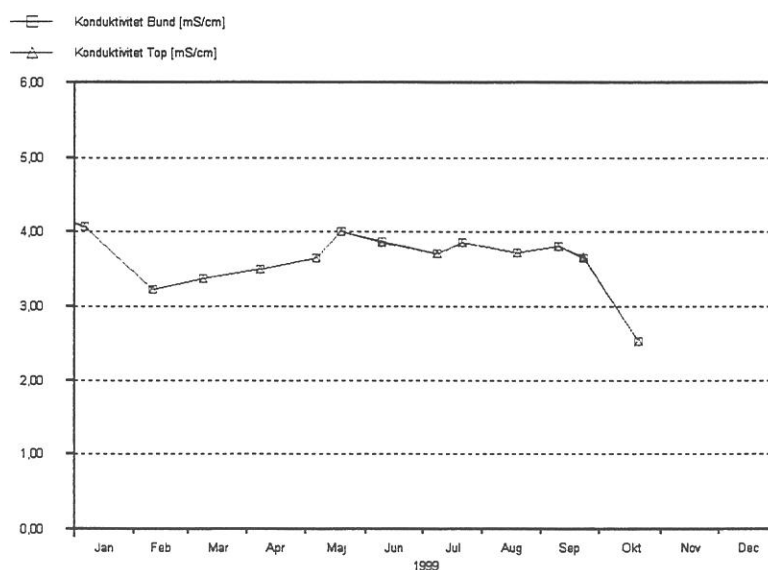
Som følge af fuld opblanding af vandmassen gennem hele året har iltindholdet i bundvandet stort set fulgt iltindholdet i overfladevandet. Således har iltindholdet i bundvandet ikke været mindre end 6,8 mg O<sub>2</sub>/l i 1999 (fig.6.2).



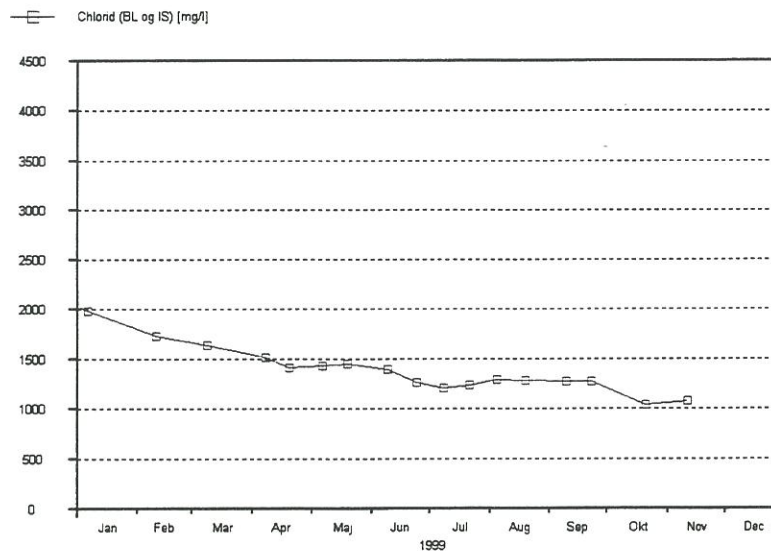
Figur 6.2 Iltkoncentrationen i søvandet i Ferring Sø 1999.

### Konduktivitet og Klorid

Konduktiviteten og kloridkoncentrationen i Ferring Sø har været forholdsvis konstante i 1999 (fig. 6.3 og fig. 6.4).



Figur 6.3 Konduktiviteten i søvandet i Ferring Sø 1999



Figur 6.4 Søvandets kloridkoncentration i Ferring Sø 1999.

Kloridkoncentrationen var i 1999 på det laveste niveau i perioden 1990-1999, men det gennemsnitlige kloridindhold i søvandets i Ferring Sø har i perioden 1990-1999 været forholdsvis konstant med koncentrationer mellem ca. 1400 mg/l og ca. 3200 mg/l. (tabel 6.1).

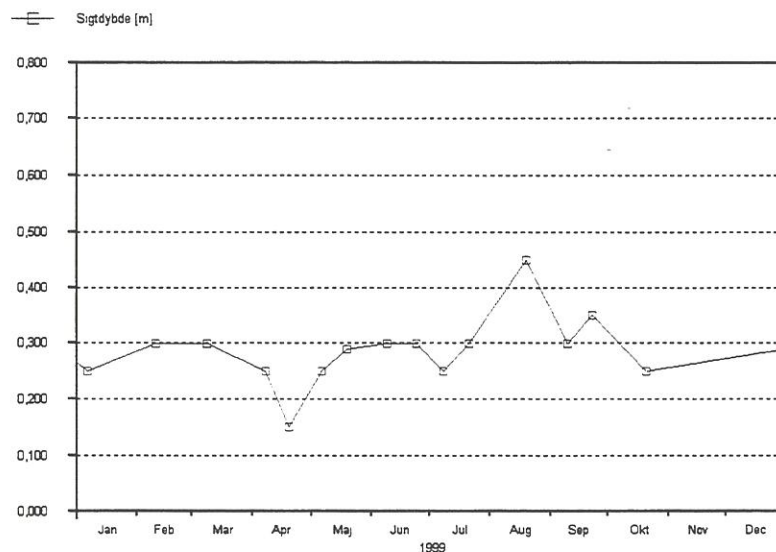
Variationen over årene er forårsaget af den årstidsbetingede variation i nedbørs- og afstrømningsforholdene.

	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	2261	2499
1991	1806	1793
1992	2458	2544
1993	2735	3075
1994	1843	1869
1997	3209	3224
1998	2680	2829
1999	1372	1308

Tabel 6.1 Tidsvægtede års- og sommermiddelkloridkoncentrationer i Ferring Sø 1990-1999.

### Sigt dybde

Sigt dybden i Ferring Sø er lav og varierede i 1999 fra 0,15 m i april til 0,45 m i august (fig. 6.5).



Figur. 6.6 Årstidsvariationen i sigtdybden i Ferring Sø 1999.

De tidsvægtede års- og sommermiddelsigtdybder har varieret fra 0,14 m i 1992 til 0,43 m i 1997. I årene 1990-1994 lå den tidsvægtede gennemsnitlige sigtdybde i intervallet 0,14-0,24 m mens den i årene 1995-1998 var på 0,36-0,43 m. I 1999 var den gennemsnitlige års- og sommersiztdybde på henholdsvis 0,29 m og 0,32 m lidt højere end niveauet i 1990-1994, og lidt lavere end i perioden 1995-1998 (tabel 6.2)

	År (m)	Sommer (m)
1990	0,23	0,22
1991	0,2	0,16
1992	0,18	0,14
1993	0,22	0,25
1994	0,22	0,24
1995	0,36	0,38
1997	0,39	0,43
1998	0,4	0,39
1999	0,29	0,32

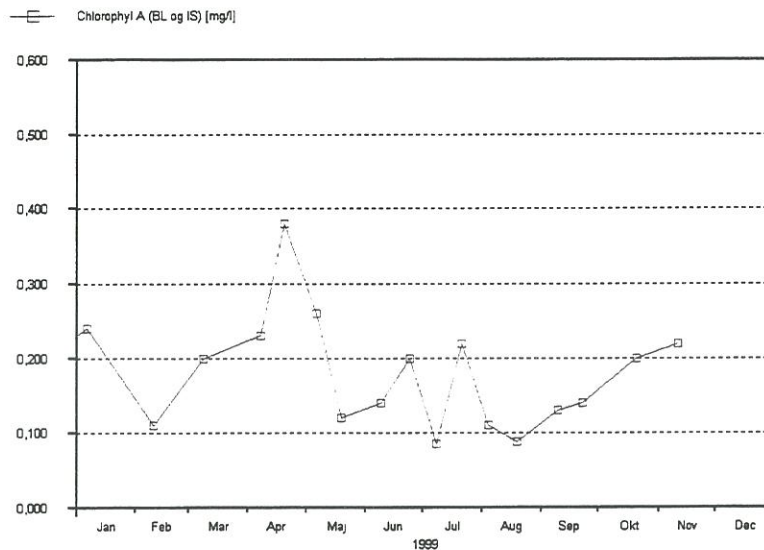
Tabel 6.2 Tidsvægtede gennemsnitlige sigtdybder i Ferring Sø 1990-1995, 1997-1999.

### Klorofyl-a

Koncentrationen af klorofyl-a har i perioden 1990-1999 ligget på et højt niveau. I 1999 har chl. a koncentrationen således været mellem 0,085 mg/l og 0,380 mg/l. I årene 1997-1999 har de gennemsnitlige års- og sommerkoncentrationer været på et lavere niveau (0,12-0,18 mg/l)

end i årene 1990-1995 (0,17-0,34 mg/l). Arsgennemsnittet har siden 1993 været højere end sommergennemsnittet.

Der er ikke fundet nogen tydelig sammenhæng mellem chl.a niveauet og sigtddybden. Mellem chl.a niveauet og mængden af suspenderet stof findes en svag lineær sammenhæng ( $R^2=0,63$ ).



Figur. 6.7 Årstidsvariation for chl.a koncentrationen i Ferring Sø 1999.

	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	0,24	0,25
1991	0,26	0,27
1992	0,31	0,34
1993	0,26	0,19
1994	0,32	0,26
1995	0,23	0,17
1997	0,17	0,12
1998	0,18	0,12
1999	0,18	0,15

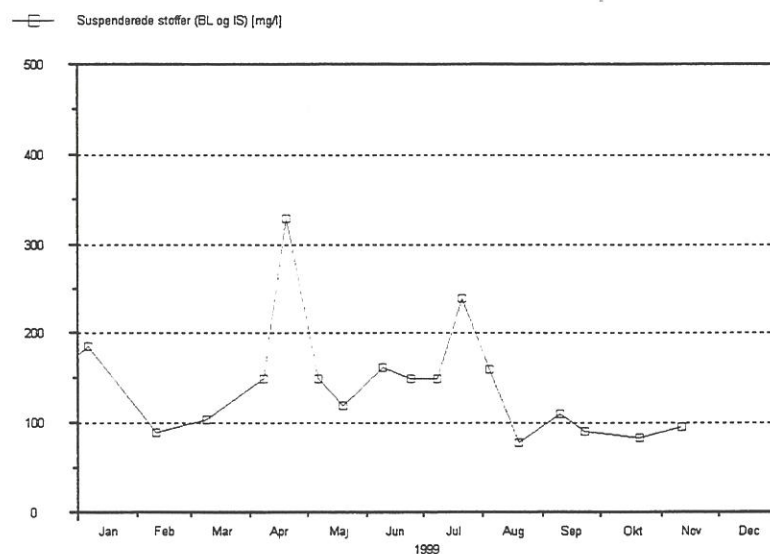
Tabel 6.3 Tidsvægtede gennemsnitlige chl.a koncentrationer i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1999.

### Suspenderet stof

Mængden af suspenderet stof har i hele 1999 ligge på et højt niveau (>78 mg/l) med de største koncentrationer i april og juli. Sammenhængen mellem mængden af suspenderet stof og sigtddyben er ligesom sammenhængen mellem suspenderet stof og klorofyl a svag ( $R^2=0,65$ ).



Det gennemsnitlige indhold af suspenderet stof faldt fra 229 mg/l i 1992 til 91,5 mg/l i 1997 hvorefter gennemsnitsværdien i 1999 er steget til 131 mg/l, hvilket er på niveau med koncentrationen i 1990.



Figur 6.8 Årstidsvariationen i mængden af suspenderet stof i Ferring Sø 1999.

	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	134	152
1991	180	244
1992	229	307
1993	183	164
1994	158	141
1995	105	104
1997	91	90
1998	126	154
1999	131	139

Tabel 6.4 Gennemsnitlige års- og sommerkoncentrationer af suspenderet stof i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1999.

## Kvælstof

Koncentrationsniveauet for totalkvælstof er meget højt i Ferring Sø. I 1999 har koncentrationen i søvandet varieret i intervallet 1,40-4,50 mg/l med de højeste værdier i vinterhalvåret (fig. 6.9). Koncentrationen af nitrit+nitrat-N har i hele sommerperioden ligget nær eller under detektionsgrænsen. Ammonium+ammoniak-N koncentrationen har bortset fra januar og februar i hele 1999 været mindre end 0,005 mg/l. Ammonium+ammoniak-N koncentrationen var i januar og februar på henholdsvis 0,34 og 0,24 mg/l.





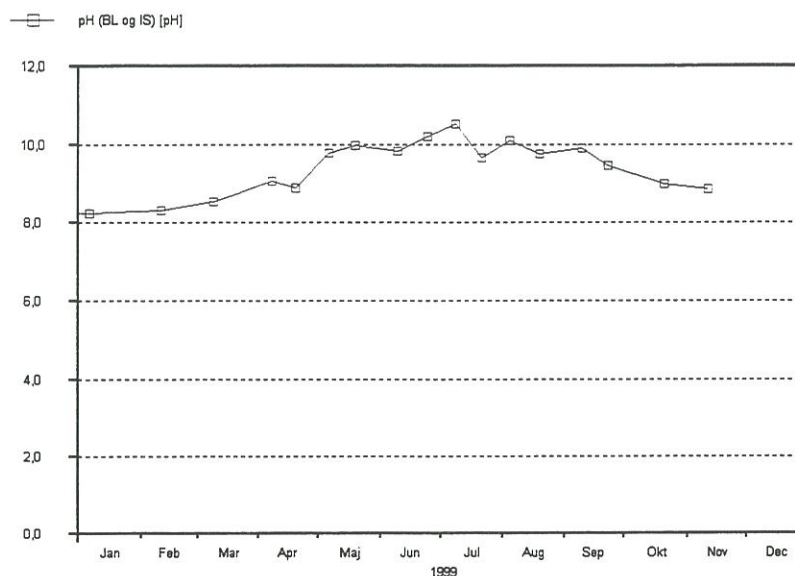
## pH

	Total fosfor (mg/l)		Orthofosfat (mg/l)	
	År	Sommer	År	Sommer
1990	0,47	0,55	0,019	0,027
1991	0,55	0,75	0,040	0,082
1992	0,47	0,58	0,004	0,003
1993	0,38	0,27	0,009	0,007
1994	0,44	0,34	0,008	0,009
1995	0,23	0,21	0,006	0,007
1997	0,24	0,2	0,005	0,006
1998	0,23	0,21	0,007	0,005
1999	0,24	0,21	0,006	0,01

Tabel 6.6 Tidsvægtede års- og sommerkoncentrationer af totalfosfor og orthofosfat (filtreret) i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1999.

pH-værdien er forholdsvis høj i Ferring Sø. I 1999 har pH således gennem hele året været mellem 8,24 og 10,52 (fig. 6.11). Værdierne i sommerperioden er så høje, at de må betragtes som et problem for vandmiljøet i Ferring Sø, idet der bl.a. kan opstå skader på fisk og deres æg.

Der har ikke været udviklingstendenser i pH-niveauet i perioden 1990-1999 (tabel 6.7)



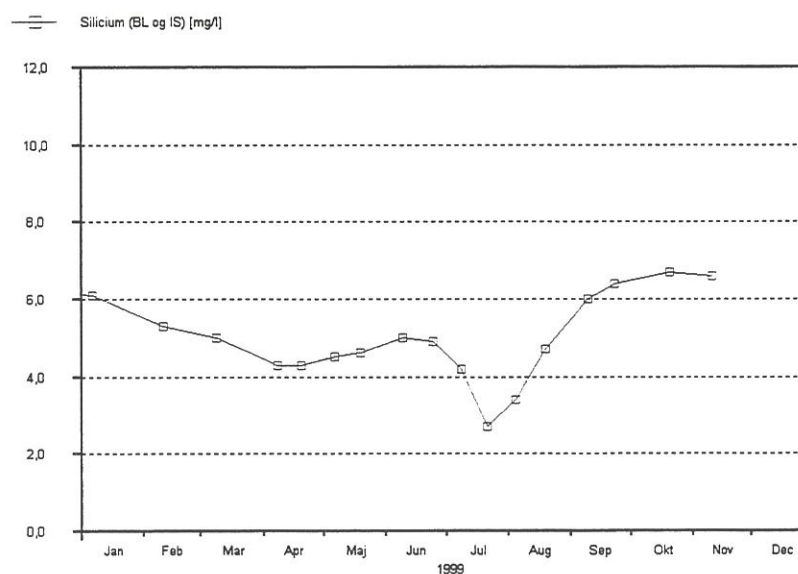
Figur 6.11 Årstidsvariationen i søvandets pH værdi i Ferring Sø 1999.

	År	Sommer
1990	8,61	9,12
1991	8,9	9,32
1992	8,94	9,55
1993	8,76	9,27
1994	8,78	9,41
1995	8,89	9,45
1997	8,93	9,13
1998	8,8	9,21
1999	9,22	9,89

Tabel 6.7 Tidsvægtede års- og sommerværdier for pH i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1999.

### Silicium

Koncentrationen af silicium varierede fra mellem 2,7 og 6,7 mg/l i 1999. Silicium har dermed ikke været begrænsende for kiselalgernes vækst i 1999.



Figur 6.12. Årstidsvariationen i søvandets indhold af silicium i Ferring Sø 1999.

## 7 Plankton

### 7.1 Fytoplankton 1999

Tabel 7.2a og 7.3a viser fytoplanktonbiomassen i 1999 opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september og på årsbasis.

Biomasserne var store og varierede mellem 14,035 mm<sup>3</sup>/l i midten af november og 39,383 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af september. Den gennemsnitlige volumenbiomasse i sommerperioden (maj-september) var på 23,831 mm<sup>3</sup>/l, mens den årgennemsnitlige biomasse var på 22,159 mm<sup>3</sup>/l.

Den vigtigste fytoplanktongruppe var blågrønalgerne, der udgjorde 85% af den samlede fytoplanktonbiomasse på årsbasis og 89% af sommergennemsnittet, mens grønalgerne og kiselalgerne henholdsvis udgjorde 10% og 4% af årgennemsnittet og 4% og 2% af sommergennemsnittet. Figur 7.1b viser den procentvise fordeling af fytoplanktonet fordelt på hovedgrupper.

Fytoplanktonbiomassen havde fem toppe i løbet af perioden, figur 7.1a. Alle fem toppe domineredes af blågrønalger, der udgjorde mellem 66% og 94% af biomasserne. De to første toppe, 23,153 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af april og 20,501 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af maj, domineredes af arter af den kolonidannende slægt *Aphanothece* med henholdsvis 42% og 40%. *Aphanothece minutissima* var dominerende art under toppen i maj. Den tredje top, 25,934 mm<sup>3</sup>/l i slutningen af juni domineredes af de kolonidannende arter *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* og den trådformede *Planktolyngbya contorta*. Den fjerde top, 32,776 mm<sup>3</sup>/l i slutningen af juli, domineredes af *Aphanothece minutissima* og *Planktolyngbya contorta*. Den sidste top, 39,383 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af september domineredes af de trådformede arter *Oscillatoria sp.* og *Planktolyngbya contorta*.

Blågrønalgerne havde store biomasser gennem hele perioden og var den dominerende fytoplanktonklasse på alle prøvetagningsdage. Dominerende arter var enkeltceller af slægten *Microcystis*, de kolonidannende *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* og de trådformede *Anabaenopsis sp.*, *Planktolyngbya contorta*, *Nodularia spumigena* samt *Oscillatoria sp.*

Slægten *Microcystis* og *Nodularia spumigena* er begge potentielt giftige.

I øvrigt bør det bemærkes, at alle blågrønalger bør regnes som potentielt giftige.

Rekylalgerne var repræsenteret af små populationer af ubestemte arter i størrelsesklassen 5-10 µm. Derudover sås kun enkeltregistreringer af rekylalger.

Der sås kun enkeltregistreringer af furealger spredt i perioden repræsenteret af forskellige størrelsesklasser af nøgne og thekate arter samt de marine arter *Ebria tripartita*, der er heterotrof og *Gymnodinium sanguineum*, der er potentielt giftig over for fisk (Andersen, 1996).

Der sås små biomasser af de pennate arter *Entomoneis* sp. og *Navicula* sp. om foråret. *Entomoneis* sp. er en marin art.

Stilkalgerne var repræsenteret af små biomasser af *Chrysochromulina parva* om efteråret. *Chrysochromulina parva* er under masseforekomst sat i forbindelse med fiskedød (Hansen et al., 1994). Desuden sås enkeltforekomst af *Prymnesium parvum*, der er kendt for at optræde i masseforekomst i meget næringsrige brakvandsområder og er toksisk over for fisk og bunddyr.

Grønalgerne, der var den næstvigtigste fytoplanktonklasse i Ferring Sø i 1999, var domineret af *Chlorella* sp., der sås med de største biomasser i marts-maj i slutningen af juni og i slutningen af juli. *Chlorella* sp. ses ofte med store biomasser i saltvandspåvirkede søer.

## 7.2 Zooplankton 1999

Tabel 7.4a og 7.4b viser zooplanktonbiomassen i 1999 opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september og på årsbasis.

Zooplanktonbiomasserne lå på et lavt niveau gennem perioden og varierede mellem 0,521 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af juli og 3,232 mm<sup>3</sup>/l i begyndelsen af april. Den gennemsnitlige biomasse i sommerperioden var 1,428 mm<sup>3</sup>/l mens den på årsniveau var 1,662 mm<sup>3</sup>/l.

De calanoide vandlopper dominerede totalt zooplanktonbiomassen med 79%. Næstvigtigste gruppe var hjuldyrene, der udgjorde 19%. De øvrige grupper udgjorde alle under 1% af zooplanktonbiomassen.

Figur 4b viser den procentvise fordeling af zooplanktonet fordelt på hovedgrupper.

Der sås flere toppe i zooplanktonbiomassen gennem perioden med de største i april og maj. Disse to toppe, 3,232 mm<sup>3</sup>/l og 3,076 mm<sup>3</sup>/l, domineredes begge af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis* med henholdsvis 41% og 90%. Om sommeren sås småtoppe domineret af hjuldyr med *Filinia longiseta* og en ubestemt art som vigtigste arter, mens der om efteråret sås småtoppe domineret af *Eurytemora affinis*.

Hjuldrene, der var den næstvigtigste zooplanktongruppe med 19%, havde forholdsvis høje biomasser om sommeren og ellers lave værdier resten af prøvetagningsperioden. Dominerende arter i sommerperioden var *Trichocerca pusilla* og *Filinia longiseta*. De dominerende hjuldyr er alle almindeligt forekommende i brakvand, mens de typiske ferskvandshjuldyr var sparsomt forekommende.

Dafnierne udgjorde en ubetydelig andel af zooplanktonbiomassen. Der sås små populationer af *Daphnia halina*, *Bosmina coregoni* og *Bosmina longispina* og af den bundlevende art *Alonella nana* samt enkeltforekomster af *Bosmina longirostris* og den bundlevende *Chydorus sphaericus*.

De calanoide vandlopper, der totalt dominerede zooplanktonbiomassen, var domineret af *Eurytemora affinis*. Derudover sås en mindre biomasse af små copepoditter af *Acartia tonsa* i juli samt små biomasser af copepoditter og voksne individer af *Eudiaptomus gracilis* om efteråret. Der registreredes calanoide nauplier gennem hele prøvetagningsperioden. *Eurytemora affinis* er en ferskvandsart, der er almindeligt forekommende i brakvand, mens *Acartia tonsa* er en marin art, der ofte sammen med *Eurytemora affinis* dominerer zooplanktonbiomassen i brakvandsområder. *Eudiaptomus gracilis* er en almindeligt forekommende ferskvandsart.

De cyclopoide vandlopper var repræsenteret af små copepoditter af den store art *Cyclops vicinus* samt af copepoditter af en ubestemt parasitisk art. Endvidere registreredes cyclopoide nauplier om foråret.

De harpacticoide vandlopper, der er bundlevende, sås med små spredte forekomster spredt i perioden.

Derudover sås enkeltforekomster af juvenile og voksne individer af *mysiden Neomysis integer* gennem det meste af perioden samt en mindre population af juvenile individer i begyndelsen af september.



## 7.3 Fytoplanktonets egnethed som føde for zooplanktonet

### 7.3.1 Fytoplanktonets sammensætning

Fytoplanktonbiomassen var domineret af arter i størrelsesgruppen 20-50  $\mu\text{m}$  det meste af perioden, figur 7.2, på nær i slutningen af juli og fra midten af august til midten af oktober, hvor arter i størrelsesgruppen  $>50 \mu\text{m}$  dominerede. Størrelsesgruppen 20-50  $\mu\text{m}$  var i forårsperioden og i november domineret af de kolonidannende blågrønalger *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* og den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. Om sommeren domineredes størrelsesgruppen 20-50  $\mu\text{m}$  af blågrønalgerne *Aphanothece minutissima* og den trådformede *Planktolyngbya contorta* samt den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. I slutningen af juli og fra midten af august til midten af oktober sås dominans af arter i størrelsesgruppen  $>50 \mu\text{m}$  med dominans af de trådformede blågrønalger *Planktolyngbya contorta* og *Oscillatoria* sp. Størrelsesgruppen  $<20 \mu\text{m}$  havde størst betydning i august-september, hvor enkeltceller af *Microcystis* dominerede størrelsesgruppen. Sammenfattende var fytoplanktonbiomassen domineret af arter, der er direkte tilgængelige for det græssende zooplankton i store dele af prøvetagningsperioden på nær i slutningen af juli og fra midten af august til midten af oktober, hvor der sås dominans af arter i størrelsesgruppen  $>50 \mu\text{m}$ .

### 7.3.2 Zooplanktonets sammensætning

Zooplanktonets biomasse var domineret af calanoide vandlopper med dominans af *Eurytemora affinis* det meste af perioden, figur 7.4a. Kun i juni-juli sås en større population af hjuldyr, domineret af arterne *Trichocerca pusilla* og *Filinia longiseta*. Dafnierne, de cyclopoide og de harpacticoide vandlopper havde meget lave biomasser hele perioden. De rovlevende arter, repræsenteret af mysiden *Neomysis integer*, havde meget lille betydning. Sammenfattende var zooplanktonbiomassen således domineret af arter, der vil kunne græsse på den tilgængelige fytoplanktonbiomasse.

### 7.3.3 Græsning

Tabel 7.1 viser den tilgængelige fytoplanktonbiomasse (arter <50 µm) og beregnede zoo-planktonfødeoptagelse samt græsningstider i dage og zooplanktonets græsningstryk i % i prøvetagningsperioden.

I bilag 4 er en oversigt over hver zooplanktongruppes fødeoptagelse på de enkelte prøvetagningsdage

	Fytoplankton µg C/l B	Zooplankton µg C/l/d I	Græsningstid dage B/I	Zooplankton græsningstryk I/B x 100%
08.03.99	1.554,7	45,3	34,3	2,9
07.04.99	2.216,2	74,2	29,9	3,3
19.04.99	1.603	37	43,3	2,3
06.05.99	2.143,3	70,4	30,4	3,3
19.05.99	1.521,9	37,2	40,9	2,4
09.06.99	1.658,7	124,4	13,3	7,5
24.06.99	2.563,3	77,3	33,2	3
08.07.99	1.868	35,1	53,2	1,9
21.07.99	932,3	92,2	10,1	9,9
04.08.99	1.836	64,4	28,5	3,5
19.08.99	903,9	24,9	36,3	2,8
09.09.99	1.669,2	42,4	39,4	2,5
22.09.99	1.084,9	34,1	31,8	3,1
20.10.99	1.001,9	44,6	22,5	4,5
11.11.99	1.328,8	22,2	59,9	1,7

*Tabel 7.1.  
Tilgængelig fytoplanktonbiomasse (<50 µm) B i µg C/l og beregnet  
zooplanktonfødeoptagelse I i µg C/l/d. Tillige er angivet den beregnede  
græsningstid i dage og zooplanktonets græsningstryk (I/B) i procent af  
den græsningsfølsomme del af fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø i  
1999.*

Ud fra de observerede kulstofbiomasseniveauer (932-2.563 µg C/l) af fytoplanktonformer <50 µm, tabel 7.1, var zooplanktonet ikke fødebe-  
grænset på noget tidspunkt i løbet af perioden. Tærskelværdierne  
varierer fra art til art, fra stadie til stadie og gennem sæsonen. Værdier  
<100 µg C/l anses for begrænsende for calanoide vandlopper, mens  
værdier <200 µg C/l er begrænsende for dafnier.

Zooplanktonet udøvede et potentielt græsningstryk på den tilgængelige fytoplankton- biomasse (arter <50 µm) på mellem 2% og 10%, tabel 7.1, med de største værdier i juni og juli. Zooplanktonets beregnede græsningstryk havde således ikke nogen indflydelse på fytoplanktonbiomassen.

Zooplanktonets beregnede fødeoptag, var størst i perioden juni-august og var domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag på nær i begyndelsen af juni og i juli-august, hvor hjuldyrenes fødeoptag dominerede. De calanoide vandloppers fødeoptag var domineret af *Eurytemora affinis*' fødeoptag. Hjuldyrenes fødeoptag var domineret af fødeoptaget af *Trichocerca pusilla* og *Filinia longiseta*. Dafniernes og de cyclopoide vandloppers fødeoptag var ubetydeligt hele perioden.

#### **Vandkemi**

Fytoplanktonbiomassen har sandsynligvis været fosforbegrænset i dele af perioden med koncentrationer af uorganisk fosfor på 0,002 mg/l og kvælstofbegrænset store dele af sommerperioden med koncentrationer af uorganisk kvælstof på <0,007 mg/l. I den øvrige del af perioden har der været rigelige mængder af næringsstoffer. Koncentrationen af opløst silicium var meget stor hele perioden.

### **7.4 Samspil mellem fyto- og zooplankton samt fysisk-kemiske faktorer**

#### **Forår**

I løbet af forårsperioden steg fytoplanktonbiomassen, til den kulminerede i to toppe i henholdsvis begyndelsen af april og begyndelsen af maj. Perioden domineredes af blågrønner, der udgjorde fra 63% til 72% af den samlede fytoplanktonbiomasse med den kolonidannende art *Aphanothece minutissima* som vigtigste art. I slutningen af maj faldt fytoplanktonbiomassen en smule, men forblev på et højt niveau. Der sås stadig dominans af blågrønner, nu med 82%, med de kolonidannende arter *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* som vigtigste arter.

I forbindelse med de stigende fytoplanktonbiomasser i løbet af forårsperioden faldt koncentrationerne af opløst kvælstof og opløst fosfor til lave værdier, figur 6.9 og 6.10, og har sandsynligvis været periodevis vækstbegrænsende. Som følge af den øgede produktion steg pH, figur 6.11. Koncentrationen af opløst silicium faldt under kiselalgerens maksimum i begyndelsen af april, figur 6.12, dog ikke markant på grund af de forholdsvis små biomasser af kiselalger.

Zooplanktonbiomassen lå på et lavt men stigende niveau i hele forårsperioden. Der sås dominans af den calanoide vandloppe *Eurytemora*

*affinis*, der fra marts til maj udgjorde mellem 89% og 99% af den samlede zooplanktonbiomasse.

Zooplanktonets fødeoptag var meget lavt hele perioden, tabel 7.1, og græsningstrykket på den græsningsfølsomme del af fytoplanktonbiomassen var ligeledes meget lavt, mellem 2% og 3%, tabel 7.1.

Fødegrundlaget for zooplanktonet har generelt været dårligt i hele forårsperioden, idet fytoplanktonbiomassen var domineret af blågrøn-alger, der traditionelt anses for at være dårlig føde. Subdominerende arter har dog været pennate kiselalger og den chlorococcale grøn-alge *Chlorella sp.*, der begge er af god fødekvalitet.

Zooplanktonbiomassen i brakvand er ofte domineret af få tilpasningsdygtige arter (hjuldyr af slægterne *Synchaeta*, *Keratella* og *Brachionus* samt vandlopperne *Eurytemora affinis* og *Acartia tonsa*), og der vil således i de perioder, hvor disse arter ikke forekommer i betydelige biomasser, ofte ses meget lave zooplanktonbiomasser. Desuden er der i brakvand ofte en ikke ubetydelig prædation på zooplanktonet fra hundestejler og mysider.

## **Sommer**

I løbet af sommeren steg fytoplanktonbiomassen til et meget højt niveau. Blågrøn-algerne dominerede stadig med mellem 79% og 96%, mens der i løbet af sommeren sås toppe af grøn-alger, domineret af den chlorococcale grøn-alge *Chlorella sp.* Blågrøn-algerne var domineret af de kolonidannende arter *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* og den trådformede *Planktolyngbya contorta*.

Sommeren igennem var koncentrationerne af opløst fosfor og i særdeleshed opløst kvælstof lave, figur 6.9 og 6.10, og har antageligt været periodevis vækstbegrænsende.

Zooplanktonbiomassen faldt i løbet af sommeren til et lavt niveau. Juni og juli var domineret af hjuldyr, der havde to markante biomassetoppe i disse måneder. Dominerende arter var *Trichocerca pusilla* og *Filinia longiseta*. I løbet af august sås der atter dominans af calanoide vandlopper, der var domineret af *Eurytemora affinis* i begyndelsen af måneden og af nauplier i slutningen af måneden.

Zooplanktonets fødeoptag, tabel 7.1, steg i takt med opbygningen af hjuldyrenes biomassemaksima i juni og juli og var da også domineret af hjuldyrenes fødeoptag. I løbet af august faldt zooplanktonets fødeoptag dog til et lavt niveau og var atter domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag. Det beregnede græsningstryk, tabel 7.1, som det herbivore zooplankton udøvede på fytoplanktonet, steg ligeledes i

juni og juli, men nåede dog aldrig over 10%, hvilket vil sige, at zooplanktonet på intet tidspunkt beregningsmæssigt har været i stand til at påvirke størrelsen af den græsningsfølsomme del af fytoplanktonbiomassen (arter <50 µm) i Ferring Sø i 1999.

Fødegrundlaget for *Eurytemora affinis* og de dominerende hjuldyr har i juni og juli været de kolonidannende blågrønalger *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* og den trådformede *Planktolyngbya contorta* samt den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp., der i denne periode dominerede fytoplanktonbiomassen.

### **Efterår**

I hele efterårsperioden sås faldende fytoplanktonbiomasser, der dog vedblev at ligge på et højt niveau. Perioden domineredes stadig af blågrønalger, der udgjorde fra 86% til 94%. Dominerende arter var potentielt giftige *Microcystis* spp. og *Nodularia spumigena* samt den kolonidannende *Aphanothece minutissima* og den trådformede *Planktolyngbya contorta*. Biomassen af den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. faldt i efterårsperioden til et lavt niveau.

Koncentrationerne af opløst kvælstof og opløst fosfor var fortsat på et lavt niveau, hvor specielt koncentrationerne af opløst kvælstof periodevis har været begrænsende for fytoplanktonbiomassen, mens koncentrationen af opløst fosfor generelt lå lidt højere, figur 6.9 og 6.10.

Zooplanktonbiomassen var stigende indtil midten af oktober, hvorefter den atter faldt. Der sås stadig total dominans af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis* og calanoide vandlopper. I løbet af efteråret sås små populationer af mysiden *Neomysis integer*. *Neomysis integer* er et rovdyr, der selektivt tager nauplier og copepoditter af vandlopper og har derfor, sammen med eventuelle trepiggede hundestejler, udøvet et vist prædationstryk på zooplanktonet i Ferring Sø i 1999.

Zooplanktonets fødeoptag var lavt i hele efteråret, tabel 7.1, og var domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag. Græsningsstrykket var fortsat på et meget lavt niveau, tabel 7.1.

### **Suspenderede stoffer**

Mængden af suspenderede stoffer lå hele tiden på et meget højere niveau end fytoplanktonbiomassen, hvilket indikerer, at mængden af det suspenderede materiale i langt højere grad er betinget af resuspension som følge af vindpåvirkning end af størrelsen af fytoplanktonbiomassen, figur 6.8.

### **Klorofyl a**

Sammenlignes forløbet af klorofyl-a og fytoplanktonbiomasseforløbet, ses der ikke sammenhæng. Fytoplanktonbiomassen var hele perioden

lille i forhold til de målte klorofyl-a koncentrationer. En sammenligning af koncentrationen af klorofyl-a og mængden af suspenderede stoffer viser derimod en bedre korrelation. Det må formodes, at de høje klorofyl-a koncentrationer i forhold til fytoplanktonbiomassens niveau skyldes de meget høje koncentrationer af suspenderede stoffer, der ikke var fytoplankton. Den målte klorofyl-a koncentration afspejler dels den aktuelle fytoplanktonbiomasse, dels mængden af klorofyl-a rester i den organiske del af det suspenderede stof samt nedbrydningsprodukter af plantepigmenter, der har nøjagtig samme spektrale karakteristisk som klorofyl-a. Klorofyl-a målingerne er altså både et udtryk for klorofyl-a og de øvrige pigmenters sæsonvariation og giver dermed et forkert billede af den levende autotrofe biomasse.

### **Sigtdybde**

Sigtdybden afhænger af mængden af suspenderede stoffer, herunder fytoplankton. Men da de suspenderede stoffer, der ikke er fytoplankton, forefindes i langt højere koncentrationer end det levende fytoplankton, er sigtdybden i langt højere grad styret af suspenderede stoffer, der ikke er fytoplankton end af det levende fytoplankton.

### **7.5 Fytoplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999**

I 1994 havde fytoplanktonbiomassen ét markant sommermaksimum, mens der i årene 1995, 1997, 1998 og 1999 sås flere mindre biomassetoppe i løbet af prøvetagningsperioderne. Årene 1995, 1997 og 1998 karakteriseredes ved at have forholdsvis lave fytoplanktonbiomasser i sommerperioden, mens de i 1994 var meget høje og i 1999 noget forhøjede, figur 7.1a.

De gennemsnitlige fytoplanktonbiomasser, der både for sommerperioden og på årsniveau er blevet kraftigt reduceret siden første planktonundersøgelse i 1987, figur 7.3, har i årene 1995, 1997, 1998 og 1999 ligget på et forholdsvis konstant, og i forhold til mange andre danske søer, højt niveau.

De maksimale biomasser er ligeledes blevet mindre gennem årene med den største værdi i 1987 og den laveste i 1998.

Reduktionen i fytoplanktonbiomassen skyldes primært en reduktion i blågrønalgenes biomasse. Grønalgenes biomasse, der gennem årene har været forholdsvis konstant, har i de senere år haft forholdsvis større betydning på grund af de faldende blågrønalgebiomasser. Desuden er der sket en ændring i sammensætningen af fytoplanktonklasserne, idet der i 1997 og 1998 sås forholdsvis større biomasser af stilkalger, der dog ikke havde nogen nævneværdig betydning i 1999.

Blågrønalgerne domineredes især af de kolonidannende slægter *Aphanothece* og *Microcystis* samt arter tilhørende *Gomphosphaeria*-komplekset og de trådformede slægter *Planktolyngbya* og *Microcystis* og i 1993 og 1994 af *Nodularia*.

Furealgerne udgjorde alle år på nær 1997 en meget lille andel af fytoplanktonbiomassen. Furealgerne udgjorde i 1997 således 5% af fytoplanktonbiomassen, med ubestemte thekate furealger og de marine arter *Prorocentrum minimum* og *Gymnodinium sanguineum*, der er potentielt giftig, som vigtigste arter.

Kiselalgenes andel af fytoplanktonbiomassen var de fleste af årene ubetydelig. Kun i 1993 og 1997 havde kiselalgerne betydning, idet de i disse år udgjorde henholdsvis 15% og 8%. Disse store andele af biomassen skyldtes store forårsmaksima af den marine pennate art *Entomoneis* sp.

Stilkalgerne udgjorde en ubetydelig andel af biomassen på nær i 1997 og 1998, hvor de henholdsvis udgjorde 10% og 7%. Begge år domineredes stilkalgerne af *Prymnesium parvum*, der er kendt for at optræde i masseforekomst i brakvandsområder og er toksisk over for fisk og bunddyr.

Grønalgenes biomasse var indtil 1997 på et forholdsvis konstant niveau og har i de senere år haft en procentvis større betydning på grund af de faldende blågrønalgebiomasser og dominerede således fytoplanktonbiomassen i 1997. I 1998 og 1999 sås dog faldende grønalgbiomasser. Dominerende slægter blandt grønalgerne var *Scenedesmus* og *Oocystis*, mens de i 1997, 1998 og 1999 var domineret af *Chlorella* sp.

De øvrige fytoplanktonklasser udgjorde gennem årene en ubetydelig andel af fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø.

## 7.6 Zooplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999

Den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse varierede i årene fra 1987 til 1999 mellem 0,96 mm<sup>3</sup>/l og 5,58 mm<sup>3</sup>/l på årsbasis, med den laveste værdi i 1990 og den højeste i 1998, figur 7.5. Biomasserne var alle årene forholdsvis lave.

Zooplanktonsamfundet var alle årene artsfattigt og var domineret af hjuldyr og calanoide vandlopper. Biomassen var således domineret af calanoide vandlopper i 1987, 1990, 1991, 1994, 1995, 1998 og 1999, mens der i 1992, 1993 og 1997 sås dominans af hjuldyr.

De calanoide vandlopper var repræsenteret af *Eurytemora affinis* og i 1994, 1997 og 1998 af *Eudiaptomus graciloides*, der dog kun forekom sporadisk. Desuden sås i 1998 og 1999 enkeltforekomster af *Eudiaptomus gracilis*. I 1997, 1998 og 1999 registreredes endvidere den marine art *Acartia tonsa* i sommer/efterårsperioden. I de år, hvor de dominerede, udgjorde de calanoide vandlopper fra 72% til 99% af den totale zooplanktonbiomasse. I 1992 og 1993 udgjorde de henholdsvis 27% og 21%, mens de i 1997 udgjorde 33%.

I de år, hvor de calanoide vandlopper dominerede, subdominerede hjuldyrene, mens der i 1992, 1993 og 1997 sås dominans af hjuldyr med subdominans af calanoide vandlopper. De vigtigste hjuldyrslægter var *Proalides*, *Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca*, *Notholca*, *Filinia* og *Synchaeta*. De dominerende arter under hjuldyrdominansen i 1992 var *Trichocerca stylata* og *Proalides* sp. og i 1993 og 1997 *Brachionus*-arterne *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus calyciflorus* og *Brachionus urceolaris*.

De øvrige grupper sås kun fåtalligt og havde ikke nævneværdig betydning for zooplanktonbiomassen.

Da der alle årene har været rigelige mængder af tilgængelig føde for zooplanktonet, skyldes svingningerne i zooplanktonbiomassen antageligt svingninger i biomassen af prædatorerne *Neomysis integer* og fisk, primært den trepiggede hundestejle, samt at en stor del af den tilgængelige fytoplankton gennem årene har været udgjort af blågrønalger, der traditionelt regnes som dårlig føde for det græssende zooplankton.



## **7.7 Samspil mellem fyto- og zooplankton**

### **7.7.1 Størrelsesfordeling**

Tabel 7.2b og 7.3b viser henholdsvis sommer- og årsgennemsnit af fytoplanktonbiomassen opdelt på størrelsesgrupper i årene 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999.

I årene 1995, 1997, 1998 og 1999 var fytoplanktonbiomassen domineret af arter i størrelsesfraktionen  $<50 \mu\text{m}$ , der er direkte tilgængelige for de fleste zooplanktonformer. Kun i 1994 sås dominans af arter  $>50 \mu\text{m}$ , der er svært tilgængelige for det herbivore zooplankton.

### **7.7.2 Græsning**

Ud fra de observerede kulstofbiomasser af tilgængelige fytoplanktonarter (arter  $<50 \mu\text{m}$ ), der har varieret mellem 173 og  $4.149 \mu\text{g C/l}$ , har zooplanktonet ikke på noget tidspunkt været fødebegrænset i årene 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999.

Det beregnede græsningstryk, det herbivore zooplankton har udøvet på den tilgængelige fytoplanktonbiomasse, har alle årene været på et meget lavt niveau. Kun i to perioder, henholdsvis juni 1997 og juni 1998, har det beregnede græsningstryk været over 100%. Zooplanktonet har således kun ved disse to lejligheder været i stand til potentielt at nedgræsse fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø i løbet af de fem år.

Maj-september	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
Blågrønalger	mm <sup>3</sup> /l	40,22	9,69	7,04	8,49	21,16
Rekylalger	mm <sup>3</sup> /l	0,05	0,02	0,03	0,01	0,02
Furealger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	0,54	0,10	-
Gulalger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	0,03	-	-
Skælbærende gulalger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	-	-	-
Kiselalger	mm <sup>3</sup> /l	0,27	0,13	0,38	0,25	0,29
Stilkalger	mm <sup>3</sup> /l	-	0,05	1,27	1,66	0,01
Grønalger	mm <sup>3</sup> /l	7,69	9,17	6,37	3,45	1,88
Ubestemte	mm <sup>3</sup> /l	1,04	0,80	0,39	0,65	0,47
Total biomasse	mm <sup>3</sup> /l	49,27	19,86	16,07	14,61	23,83
Maksimal biomasse	mm <sup>3</sup> /l	76,87	37,72	29,33	24,39	39,38
Blågrønalger	%	82	49	44	58	89
Rekylalger	%	<1	<1	<1	<1	<1
Furealger	%	-	-	3	<1	-
Gulalger	%	-	-	-	-	-
Skælbærende gulalger	%	-	-	<1	-	-
Kiselalger	%	<1	<1	2	2	1
Stilkalger	%	-	<1	8	11	<1
Grønalger	%	16	46	40	24	8
Ubestemte	%	2	4	2	5	2
Total biomasse	%	100	100	100	100	100

Tabel 7.2a.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

Størrelsesgrupper	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
<20 µm	mm <sup>3</sup> /l	4,385	2,675	3,377	4,320	1,770
20-50 µm	mm <sup>3</sup> /l	14,129	16,271	7,173	6,897	12,310
>50 µm	mm <sup>3</sup> /l	30,749	0,936	5,533	3,567	9,780
<20µm	%	9	13	21	29	7
20-50 µm	%	29	82	45	47	52
>50 µm	%	62	5	34	24	41

Tabel 7.2b.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i størrelsesgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø

Hele perioden	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
Blågrønalger	mm <sup>3</sup> /l	26,53	9,17	6,00	9,31	18,82
Rekylalger	mm <sup>3</sup> /l	0,03	0,03	0,04	<0,01	0,01
Furealger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	0,87	0,15	-
Gulalger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	0,02	-	-
Skælbærende gulalger	mm <sup>3</sup> /l	-	-	-	-	-
Kiselalger	mm <sup>3</sup> /l	0,90	0,65	1,39	0,05	0,78
Stilkalger	mm <sup>3</sup> /l	-	0,07	1,75	1,04	0,03
Grønalger	mm <sup>3</sup> /l	8,89	8,11	6,53	3,50	2,11
Ubestemte	mm <sup>3</sup> /l	1,12	1,19	0,72	0,74	0,41
Total biomasse	mm <sup>3</sup> /l	37,47	19,22	17,32	14,79	22,16
Maksimal biomasse	mm <sup>3</sup> /l	76,87	37,72	29,33	24,39	39,38
Blågrønalger	%	71	48	35	63	85
Rekylalger	%	<1	<1	<1	<1	<1
Furealger	%	-	-	5	1	-
Gulalger	%	-	-	<1	-	-
Skælbærende gulalger	%	-	-	-	-	-
Kiselalger	%	2	3	8	<1	4
Stilkalger	%	-	<1	10	7	<1
Grønalger	%	24	42	38	24	10
Ubestemte	%	3	6	4	5	1
Total biomasse	%	100	100	100	100	100

Tabel 7.3a.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

Størrelsesgrupper	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
<20 µm	mm <sup>3</sup> /l	3,876	4,536	4,665	4,631	1,65
20-50 µm	mm <sup>3</sup> /l	14,530	13,801	8,749	6,522	12,51
>50 µm	mm <sup>3</sup> /l	19,060	0,778	3,942	3,453	8,02
<20µm	%	10	24	27	32	7
20-50 µm	%	39	72	50	45	56
>50 µm	%	51	4	23	23	36

Tabel 7.3b.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i størrelsesgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

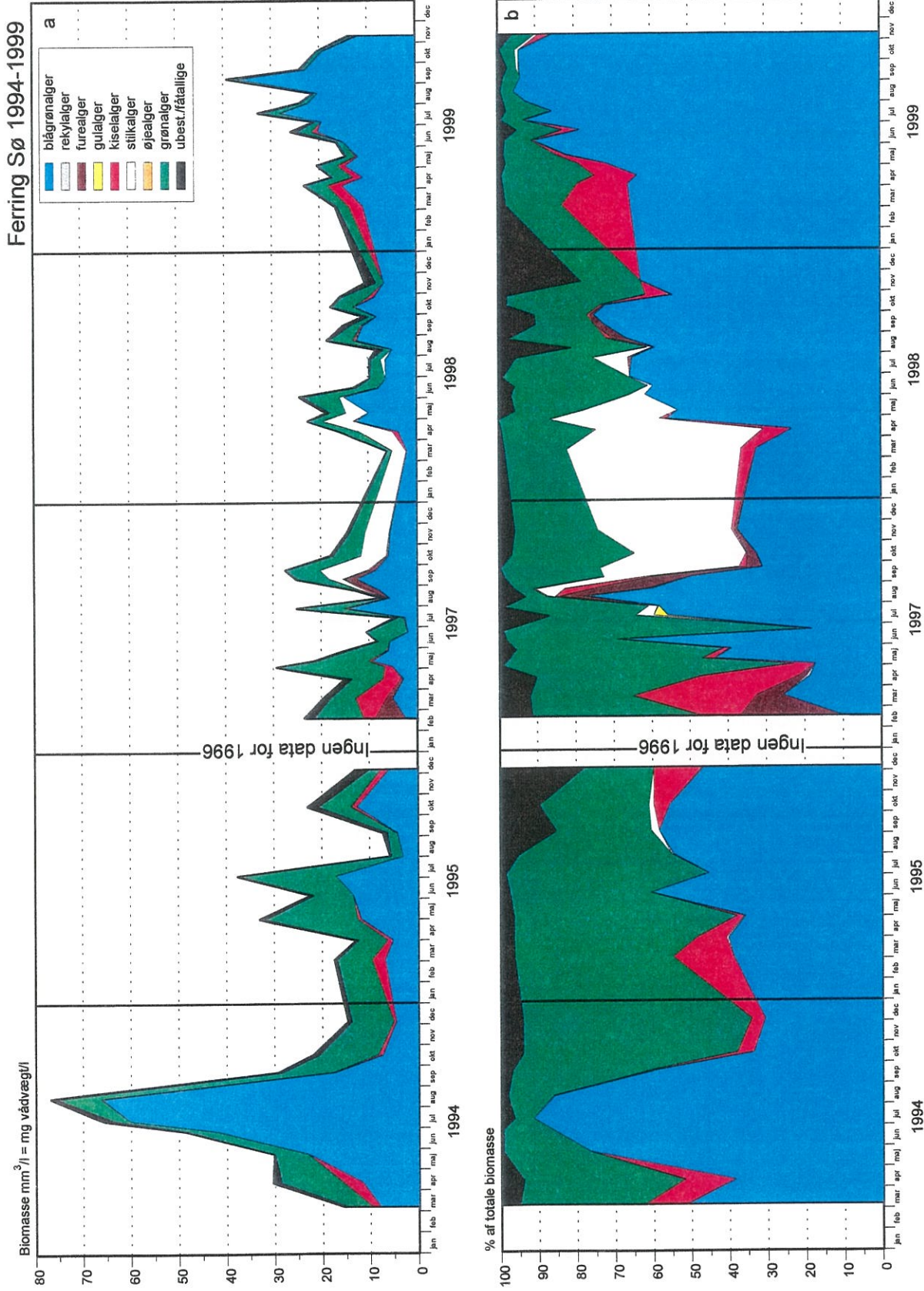
Maj-september	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
Hjuldyr	mm <sup>3</sup> /l	1,10	0,10	3,78	1,51	0,50
Dafnier	mm <sup>3</sup> /l	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Calanoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	3,01	3,75	1,86	6,62	0,91
Cyclopoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Harpacticoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	0,09	<0,01	0,02	<0,01	<0,1
Mysider	mm <sup>3</sup> /l	0,23	0,15	-	<0,01	0,01
Total biomasse	mm <sup>3</sup> /l	4,45	4,01	5,66	8,13	1,42
Maksimal biomasse	mm <sup>3</sup> /l	7,57	5,77	13,66	24,39	2,35
Hjuldyr	%	25	3	67	19	35
Dafnier	%	<1	<1	<1	<1	<1
Calanoide vandlopper	%	67	93	33	81	63
Cyclopoide vandlopper	%	<1	<1	<1	<1	<1
Harpacticoide vandlopper	%	2	<1	<1	<1	<1
Mysider	%	5	4	-	<1	<1
Total biomasse	%	100	100	100	100	100

*Tabel 7.4a.*

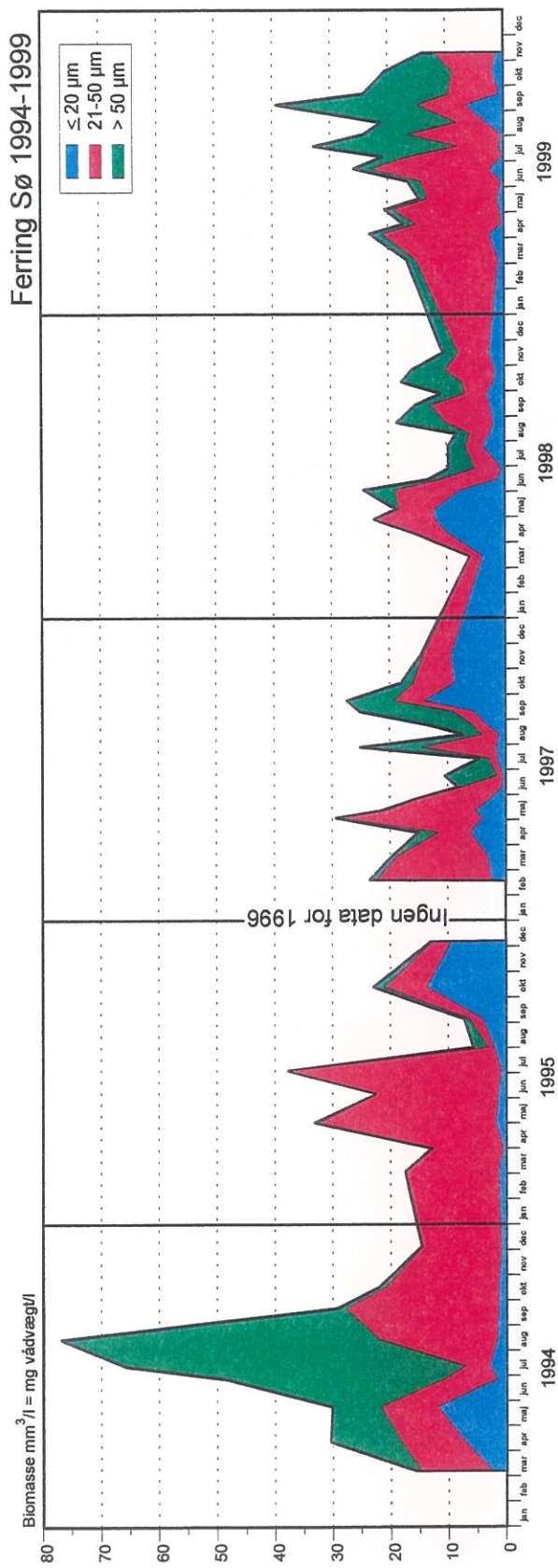
*Zooplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.*

Hele perioden	Enhed	1994	1995	1997	1998	1999
Hjuldyr	mm <sup>3</sup> /l	0,68	0,07	2,29	0,94	0,31
Dafnier	mm <sup>3</sup> /l	0,05	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Calanoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	3,13	3,11	1,52	4,54	1,31
Cyclopoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02
Harpacticoide vandlopper	mm <sup>3</sup> /l	0,17	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
Mysider	mm <sup>3</sup> /l	0,16	0,08	-	0,10	0,01
Total biomasse	mm <sup>3</sup> /l	4,20	3,28	3,82	5,58	1,66
Maksimal biomasse	mm <sup>3</sup> /l	7,57	5,77	13,66	25,54	3,23
Hjuldyr	%	16	2	60	17	19
Dafnier	%	1	<1	<1	<1	<1
Calanoide vandlopper	%	75	95	40	81	79
Cyclopoide vandlopper	%	<1	<1	<1	<1	<1
Harpacticoide vandlopper	%	4	<1	<1	<1	<1
Mysider	%	4	3	-	2	<1
Total biomasse	%	100	100	100	100	100

*Tabel 7.4b.  
Zooplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.*

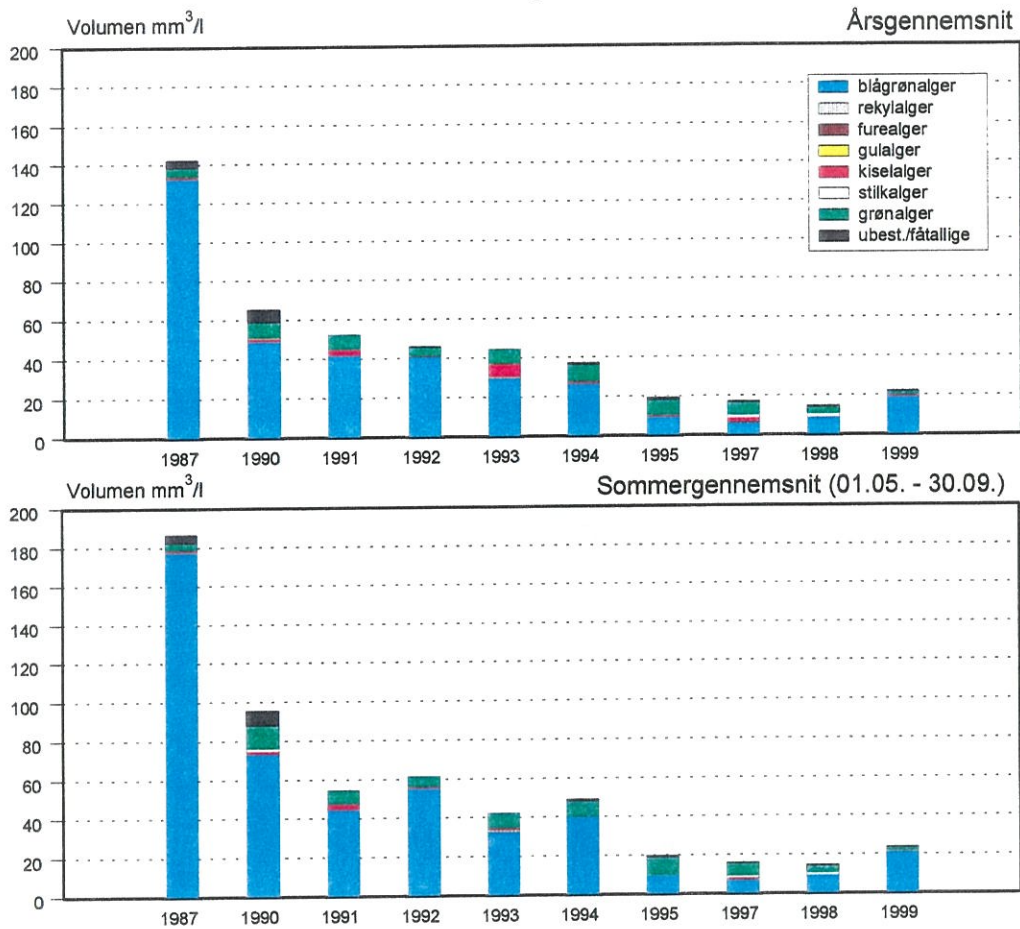


Figur 7.1. a: Fytoplanktonbiomassens ( $\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vâdvægt/l}$ ) forløb fordelt på hovedgrupper, b: Den procentvise fordeling af fytoplanktonets biomasse i 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.



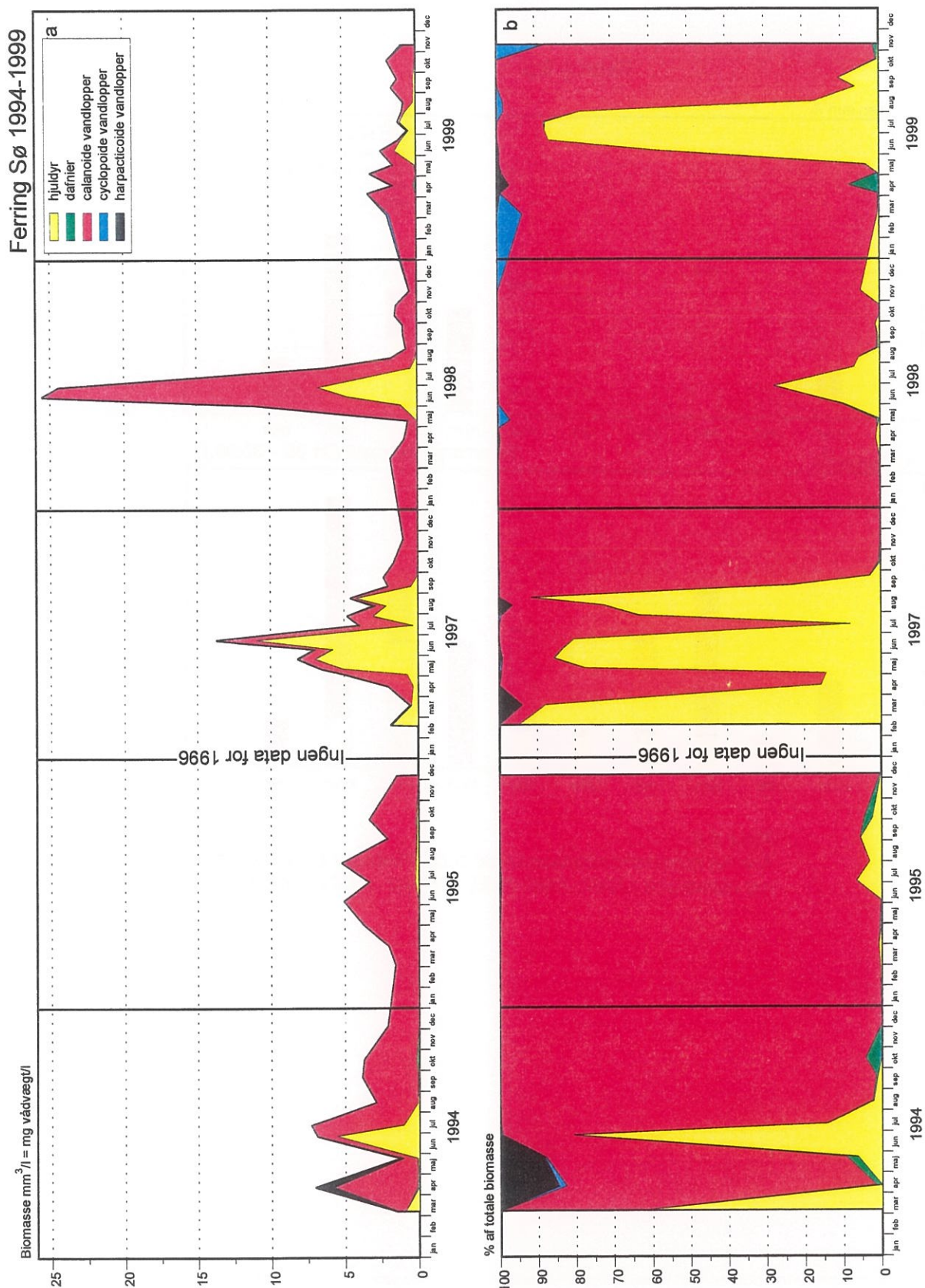
Figur 7.2. Fytoplanktonbiomassens (mm<sup>3</sup>/l = mg vådvægt/l) forløb fordelt på størrelsesgrupper i 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999 i Ferring SØ.

## Ferring Sø



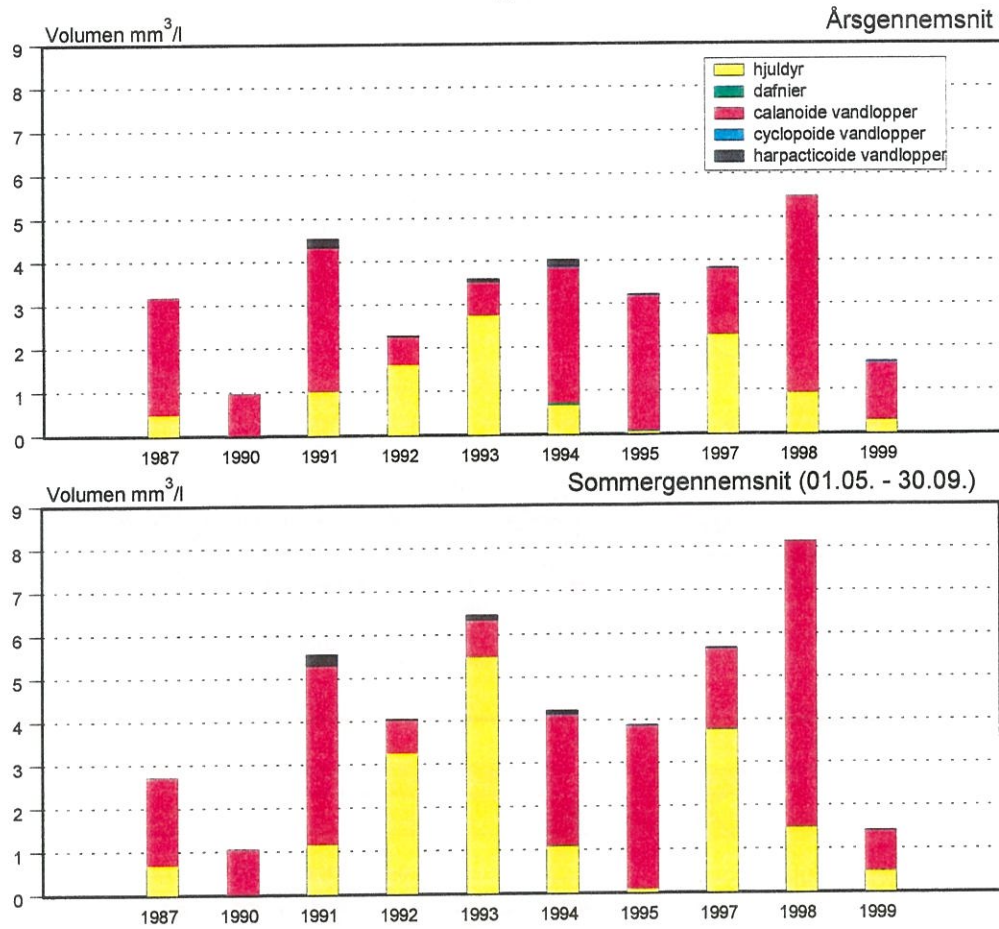
Figur 7.3.  
 Års- og sommerrmiddelværdier af fytoplanktonets biomasse ( $\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$ ) i 1987, 1990-1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.





Figur 7.4. a: Zooplanktonbiomassens ( $\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$ ) forløb fordelt på hovedgrupper, b: den procentvise fordeling af zooplanktonbiomassen i 1994, 1995, 1997, 1998 og 1999 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.

## Ferring Sø



Figur 7.5.  
 Års- og sommermiddelværdier af zooplanktonets biomasse ( $\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$ ) i 1987, 1990-1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

## 8 Vegetation

### 8.1 Indledning

I 1998 blev Ferring Sø underkastet det udvidet vegetationsprogram som består af en områdeundersøgelse suppleret med en beskrivelse af rørsumpen. Undersøgelserne blev gennemført i henhold til "Teknisk anvisning fra DMU, nr. 12 1996 (Moeslund et al., 1996).

Som følge af vegetationens sparsomme udbredelse i 1998 og den fortsat meget sigtdybde er der ikke foretaget vegetationsundersøgelser i Ferring Sø i 1999.

Resultaterne af vegetationsundersøgelsen i 1998 er summarisk beskrevet i nedenstående afsnit.

### 8.2 Vegetationen i Ferring Sø

#### 8.2.1 Undervandsvegetationen

Undersøgelsen i 1998 viste, at der var 4 arter af undervandsplanter i Ferring Sø, som alle er typiske for brakvandssøer. Saliniteten i Ferring Sø (1998) ligger mellem 4-6 ‰ og det giver optimale vækstbetingelser for *Børsteblandet vandaks* og kransnålalgen *Chara baltica*, mens *Langstilket havgræs* trives bedst ved saltholdigheder mellem 7-15 ‰. Det er derfor ikke overraskende at netop *Børsteblandet vandaks* og *Chara baltica* er de dominerende arter i søen. Siden 1991 har saliniteten svinget mellem 2 og 8,5 ‰, og det ligger indenfor *Børsteblandet vandaks* maksimale kemiske amplitude.

Dybdeudbredelsen er normalt bestemt af vandets klarhed og planternes lyskrav. *Børsteblandet vandaks* vokser ud til en dybde på 1,25 m i søens, vind- og bølgebeskyttede sydende, men generelt klarer den sig bedst på dybder under 1 m. Sigtdybden har hovedsageligt ligget mellem 0,4 og 0,5 m i 1998 og i følge Middelboe og Markagers beregninger (1997) skulle en dertil svarende dybdegrænse ligge på 0,8 til 0,9 m. Det svarer næsten til de faktiske forhold, men den fundne dybdegrænse er lidt højere en forudsat ifølge modelberegningerne. Modelberegningernes underestimeringen af dybdegrænsen kan skyldes, at *Børsteblandet vandaks* kan skyde sine skud fra rodknolde langt op i vandsøjlen, og dermed ikke er afhængig af lysforholdene ved bunden i starten af vækstsæsonen. I 1997 var der i perioder af vækstsæsonen en sigt på 0,8 m og måske har *Børsteblandet vandaks* dengang kunne etablere sig på større dybder og overlevet med

rodknolde til i dag. Kransnålalgerne har en lidt større dybdeudbredelse end blomsterplanterne formentlig pga. af deres lavere lyskompensationspunkt. Det er dog meget få individer der når ud til dybdegrænsen på 1,50 m og generelt klarer kransnålalgerne sig bedst på dybder under 1 meter, hvilket stemmer godt overens med Middelboe og Markagers dybdegrænseberegninger (1997).

Undersøgelsen i 1998 har vist at det plantedækkede areal udgør 3,5% af det samlede søareal (ekskl. rørskov) og at det relativt plantefyldte volumen også er meget lille. Dækningsgraden er dermed under 15% af den gennemsnitlige dækningsgrad i overvågningssøerne (Jensen et al., 1997). Set i forhold til Ringkøbing Fjord (Ringkøbing Amt, 1997) og den rene brakvandssø Gjeller Sø (Ringkøbing Amt in prep.), med en samlet dækningsgrad på henholdsvis 12 og 9%, er dækningsgraden ekstrem lav i Ferring Sø.

Udover den dårlige sigtddybde i Ferring Sø har de svære fysiske forhold formentlig også en negativ indflydelse på det plantedækkede areal. Den vestvendte og specielt den østvendte kyst er ekstremt vind og bølge eksponeret. Det resulterer i et stenet og vegetationsfattigt sediment i dybdeintervallerne under 1 m, hvor lysbetingelserne ellers er gode nok til en etablering af undervandsplanter.

### **8.2.2 Rørsump**

Rørsumpen omkring Ferring Sø domineres som i de fleste brakvandsøer og fjorde af *Tagrør*. Rørsumpens dybdeudbredelse er i lighed med undervandsplanterne normalt primært bestemt af vandets klarhed, men på de vindeksporeret vest og østkyster har vind og bølgeslag sandsynligvis stor betydning for rørsumpens dybdeudbredelse og tilstand. Specielt på hele østsiden af Ferring Sø giver bølgeslag svære fysiske betingelser for rørsumpen, og flere steder er kysten stenet og helt vegetationsfri. Sumpstrå klarer bedre den fysiske belastning og har derfor flere steder udkonkurreret *Tagrør*.

<b>Vigtigste vegetationsdata, Ferring sø 1998</b>	
Referencevandspejl, kote	0,21 m o.DNN
Søens areal (v. ref.-vandspejl)	3062543 m <sup>2</sup>
Søens vandvolumen (v. ref.-vandspejl)	4183563 m <sup>3</sup>
Undervandsvegetation, antal arter	4
Rørsump, antal arter	8
Maksimal dybdegrænse, undervandsvegetation (v. ref.-vandspejl)	1,50 m
Maksimal dybdegrænse, rørskov (v. ref.-vandspejl)	0,65 m
Plantedækket areal (ekskl. rørskov)	113284 m <sup>2</sup>
Plantedækket areal, rørskov	93259 m <sup>2</sup>
Dækningsgrad (ekskl. rørskov)	3,58 %
Plantefyldt volumen (ekskl. rørskov)	0,44 %

*Tabel 8.3 Samlet oversigt over de vigtigste vegetationsdata fra Ferring Sø, 1998*

## 9 Fiskeyngel

### 9.1 Indledning

Fiskeyngelundersøgelsen har til formål at beskrive fiskeynglens strukturerende rolle for zooplankton- og fyttoplanktonsammensætningen, og dermed også for vandkvaliteten i søen. Desuden skal yngelundersøgelsen supplere den nuværende fiskeundersøgelse med viden om fiskeynglens antal og sammensætning.

Fiskeyngelundersøgelserne i Ferring Sø blev udført den 8. juli 1999 mellem midnat og 03:20. Vejret var næsten vindstille med 0-1 m/sek fra NNØ, og der var ingen skydække.

Der blev fisket i de samme sektioner som ved de generelle fiskeundersøgelser. Sektionsinddelingen og yngeltransekternes placering i de enkelte sektioner fremgår af Bilag 6.

Fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø 1999 er udført i henhold til den tekniske anvisning fra DMU, nr. xx, 1998.

Ved yngelundersøgelsen blev der fanget andre zooplanktonædende organismer udover fiskeyngel, f.eks. mysider. Disse organismers antal blev ligeledes opgjort kvantitativt.

### 9.2 Resultater

Der blev, ligesom i 1998, udelukkende fanget trepigget hundestejle ved fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø i 1999, dog suppleret af 3 små ål med længder mellem 75 og 87 mm.

Fangsten varierede mellem 0 og 0,50 fisk pr. m<sup>3</sup> i littoralzonen og mellem 0 og 0,89 fisk pr. m<sup>3</sup> i pelagiet. Bilag 6 viser fangsten i de enkelte sektioner og trawltræk.

Der blev fanget flest fisk i den sydlige halvdel af Ferring Sø (sektion 1,2 og 6). 75-85 % af fangsten, i littoralzone og pelagie, blev fanget i denne ende af søen.

Område	Littoralen		Pelagiet	
Filtreret vandvolumen	130,31 m <sup>3</sup>		272,55 m <sup>3</sup>	
	Antal/m <sup>3</sup>	Vægt g/m <sup>3</sup>	Antal/m <sup>3</sup>	Vægt g/m <sup>3</sup>
Trepigget hundestejle	0,24	0,29	0,28	0,45
Ål	0,01	0,01	0,01	<0,01
Mysider	-	-	2132,00	-

Tabel 9.1: Nøgletal for fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø 1999.

### Trepigget hundestejle

Den gennemsnitlige fangst af trepigget hundestejle i Ferring Sø var hhv. 0,24 fisk pr. m<sup>3</sup> i littoralzonen svarende til 0,29 g pr. m<sup>3</sup> og 0,28 fisk pr. m<sup>3</sup> i pelagiet svarende til 0,45 g pr. m<sup>3</sup>. Fangsten af hundestejler var således næsten ligeligt fordelt mellem littoralzone (46%) og pelagie (53%).

Antallet af hundestejler i Ferring Sø er sandsynligvis betydeligt større end det fremgår af tabel 9.1, da yngeltrawlet ikke effektivt fanger hundestejleynglen pga. dens lidenhed på undersøgelsestidspunktet.

Den registrerede tæthed af hundestejler ved yngelundersøgelsen i Ferring Sø 1999 var højere end i 1998, jf. tabel 9.2. Der blev fanget hhv. 4 og 6 gange så mange hundestejler i hhv. littoralzone og pelagie i 1999 i forhold til 1998.

Ferring Sø	Hundestejler (antal/m <sup>3</sup> )	
	Littoral	Pelagiet
1999	0,24	0,29
1998	0,06	0,05

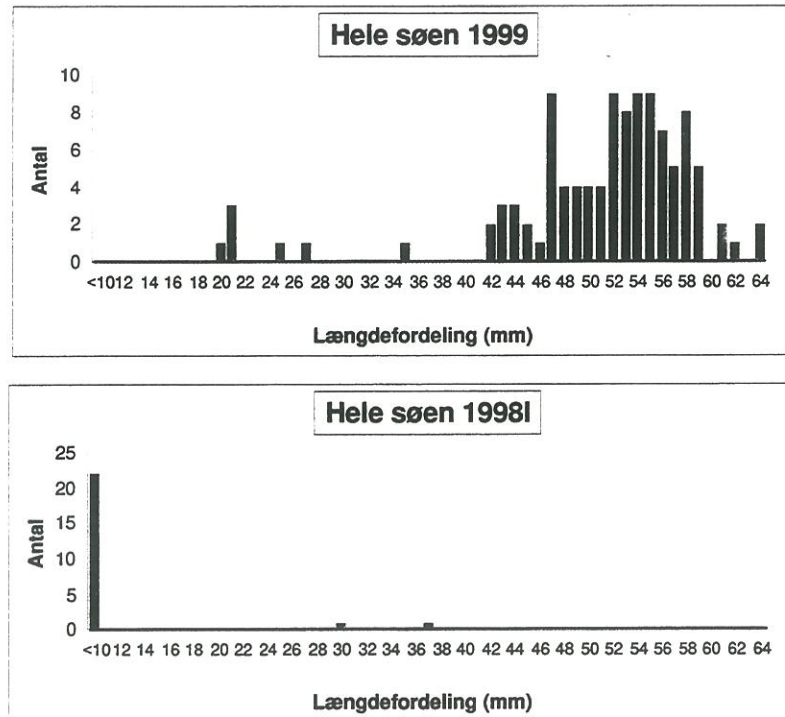
Tabel 9.2: Antal hundestejler pr. m<sup>3</sup> for henholdsvis littoralzone og pelagie i Ferring Sø 1998 og 1999.

### Størrelsesfordeling

Langt hovedparten (94 %) af de registrerede hundestejler i Ferring Sø i 1999 var mellem 42 og 64 mm, og må formodes at være 1 og 2-årige fisk, jf. figur 9.1. De resterende var mellem 20 og 27 mm, og må formodes at være de største at årets hundestejleyngel i Ferring Sø.

I modsætning til de registrerede hundestejler fra yngelundersøgelsen i 1998, hvor der var en del yngel under 10 cm, jf. figur 9.1, blev der ikke

fanget hundestejleyngel under 22 mm i 1999. Længdefordelingskema for trepigget hundestejler og ål er vist i bilag 6.



Figur 9.1: Længdefordeling for trepigget hundestejle i Ferring Sø 1999 (øverst) og 1998 (nederst).

### Mysider

Mysidtætheden i Ferring Sø i 1999 (2132 mysider pr. m<sup>3</sup>), var i modsætning til 1998 (>6.67 mysider pr. m<sup>3</sup>), ekstrem høj vurderet ud fra fangsten i yngeltrawltrækkene.

Antallet af mysider kan endda være underestimeret, pga. større maskevidde i yngelnettet (1 mm) end i de almindeligt brugte mysidnet (0,5 mm), hvilket betyder, at kun de større mysider bliver fanget.

I 1999 var mysidtætheden i littoralzonen i Ferring Sø er større end i pelagiet om sommeren, hvilket også er vist i andre brakvandssøer (Pedersen, 1994). I 1999 er mysidtætheden ikke opgjort særskilt for Pelagiet og Littoralzonen.

### Andre zooplankton prædatorer

Antallet af diptera-individer blev i 1998 skønnet til at udgøre mellem 5 og 25% af mysidantallet i de enkelte prøver og antallet af vandkalve i de enkelte prøver var meget fåtalligt. I 1999 har diptera og vandkalve været meget fåtallige i yngeltrækkene.



### 9.3 Diskussion

Fangsten af fisk ved yngelundersøgelsen i Ferring Sø stemmer meget godt overens med fangsten ved fiskeundersøgelsen i søen i august 1998 (kapitel 10) , nemlig totaldominans af trepigget hundestejle.

Fangsten af hundestejler i Ferring Sø var 4 (littoral) og 6 (pelagie) gange højere i 1999 i forhold til 1998. Dette kunne indikere at hundestejletætheden i søen er forøget betragteligt fra det ene år til det andet, hvilket man også har set i andre brakvandssøer, som f.eks. Kilen (Ringkøbing Amt, 1996). Trepigget hundestejle har netop en kort levealder, tidlig kønsmodning og stort reproduktionspotentiale, som kan skabe betydelige år-til-år variationer.

Vejrmæssige forskelle på undersøgelsestidspunktet kunne også være en del af forklaringen på lavere fangst i 1998 (blæste 8 m/sek) i forhold til 1999 (blikstille vejr). Fiskene vil formodentlig opholde sig primært i læsiden af søen og bevæge sig tættere på bunden fremfor i de turbulente vandmasser, når det blæser 8 m/sek, og hundestejlebestanden vil således blive underestimeret ved den anvendte metode (fisker i ca. 30 til 70 cm dybde). En evt. underestimering af hundestejlebestanden ved yngelundersøgelsen i 1998 underbygges af hundestejletætheden ved fiskeundersøgelsen i august 1998, hvor tætheden af hundestejler var meget høj, jf. afsnit 10.

Der blev kun fanget ganske få hundestejler ved yngelundersøgelsen i 1999, som må formodes at være årsyngel (<27 mm), og slet ingen hundestejleyngel omkring 10mm og derunder, som i 1998 (22 hundestejler < 10 mm). Dette kan skyldes en generel mindre tæthed af hundestejleyngel i Ferring Sø i 1999 eller at hovedparten af hundestejleynglen på undersøgelsestidspunktet var for liden til at blive fanget, evt. pga. senere gydning i forhold til 1998.

Sammelningsgrundlaget for hundestejleyngel med andre danske søer er meget tyndt. Dels pga. få undersøgelser og dels pga. undersøgelsestidspunktet i forhold til hundestejleynglens lidne størrelse.

Ved fiskeyngelundersøgelse i en anden brakvandssø, Ulvedybet i 1999, fangede man ligeledes kun ganske få hundestejleyngel, på trods af, at hundestejlerne var talrigt repræsenteret i brakvandsområdet. Der blev også her fanget en del voksne hundestejler (>42 mm) i deres yngeltrawltræk (Nordjyllands Amt, 1999).

Undersøgelse af fiskeyngel i Ringkøbing Fjord i 1997 blev foretaget næsten to måneder senere, og her var hundestejleynglen fint

repræsenteret i fangsten fra yngeltrawlet med længden fra 22 til 50 mm (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997).

Det må således formodes, at årsagen til den yderst beskedne fangst af hundestejleyngel i Ferring Sø, og i andre brakvandssøer, sandsynligvis skal findes i tidspunktet for undersøgelsens udførelse. Hundestejleynglen er simpelthen for spinkel på undersøgelsestidspunktet til at blive fanget i yngeltrawlet.

### **Kutlinger**

Kutlinger blev slet ikke registreret ved fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø i 1999 på trods af at de forekom ved fiskeundersøgelsen i søen i august 1998. Yngelundersøgelser fra Ulvedybet (samme undersøgelsestidspunkt) og Ringkøbing Fjord (senere undersøgelsestidspunkt) viser en god fangbarhed af kutlinger med yngeltrawlet (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997 og Nordjyllands Amt 1998 og 1999), så man må formode at kutlingebestanden i Ferring Sø er yderst beskeden, og derfor ikke registreret i yngelundersøgelsen.

### **Mysider**

Tætheden af mysider i Ferring Sø 1999 var høj (2132 mysider pr. m<sup>3</sup>), sammenlignet med tidligere undersøgelser i søen, og undersøgelser i andre eutrofierede brakvandssøer. Fra 1991 til 1993 blev der i Ferring Sø registreret mysidtætheder på samme prøvetagningstidspunkt fra <100 til 1000 individer pr. m<sup>3</sup> (Søndergaard og Jeppesen, 1994). I Ørslev Kloster Sø blev der fundet over 2000 individer pr. m<sup>3</sup> i 1994 på samme prøvetagningstidspunkt (Pedersen 1994). Prøverne er på begge lokaliteter taget som vertikaltræk om dagen med mysidnet (0,5 mm).

### **Fiskeyngel + mysiders effekt på zooplankton i Ferring Sø**

Bestanden af trepigget hundestejle kan sammen med mysiderne udøve et kraftigt prædationstryk på zooplanktonet i Ferring Sø gennem hele året. Dette har resulteret i, at zooplanktonbiomassen i søen, ligesom tidligere år, har ligget på et generelt lavt niveau i 1999 (kapitel 7).

Zooplanktonbiomassen i Ferring Sø i 1999 har ikke på noget tidspunkt i løbet af året været fødebegrænset (kapitel 7), og prædationen fra hundestejler og mysider har således haft afgørende betydning for zooplanktonbiomassens niveau og sæsonsvingninger.

Zooplanktonbiomassens kurveforløb i kapitel 7 viser, at det især er i perioden juni til august, at zooplanktonbiomassen er lav i 1999. Dette stemmer meget godt overens med perioden, hvor tætheden af hundestejler og mysider er størst i søen pga. årets yngel, og derved udøver det største prædationstryk på zooplanktonet.

## 10 Fisk

### 10.1 Indledning

Fiskebestanden i Ferring Sø blev undersøgt for første gang i 1971, senere i 1980 og 1989, og fra 1991 og frem til 1988 er der gennemført fiskeundersøgelser hvert år i Ferring Sø i samarbejde med DFU, Silkeborg. I 1999 er der ikke foretaget fiskeundersøgelser i Ferring Sø.

I nedenstående afsnit er resultaterne af fiskeundersøgelsen i 1998 summarisk beskrevet.

### 10.2 Vurdering af fiskebestanden

#### 10.2.1 Den samlede fiskebestand

Fiskebestanden i Ferring Sø er typisk for en lavvandet og meget eutrof brakvandssø, nemlig totaldomineret af *trepigget hundestejle*.

*Trepigget hundestejle* er både salt og eutrofieringstolerant (Wootton, 1984), hvorimod andre tidligere eksisterende fiskearter i Ferring Sø (Tabel 10.4) har svært ved at klare sig pga. den høje eutrofieringsgrad og heraf følgende høje PH-værdier, manglende undervandsvegetation, forekomst af fisketoksiske alger og desuden har nogle arter, primært ål, været udsat for intensivt fiskeri.

Der blev registreret 5 arter ved fiskeundersøgelsen i Ferring Sø i 1998, hvilket må siges at være en meget forarmet fiskebestand, også hvis man sammenligner med 7 andre brakvandssøer i Ringkjøbing Amt, hvor artsdiversiteten ligger mellem 7 og 14 fiskearter.

#### ***Fiskebestanden fra 1971 til 1998.***

Artssammensætningen og arternes relative dominans har således ændret sig markant fra 1971 til 1989 i Ferring Sø (Tabel 10.4). I 1971 fandtes en divers fiskefauna i Ferring Sø med en i alt 11 arter. I 1980 var artsantallet reduceret til 7 arter og i 1989 var der kun 3 fiskearter tilbage i Ferring Sø, hvilket var den laveste registrerede artsdiversitet i en dansk sø på daværende tidspunkt (Wegner & Dieperink, 1989).

Art	1971	1980	1989	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1998
3-pig hundestejle	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
9-pig hundestejle	?	?	++	+	++	+	-	-	-	+
Kutling sp.	?	?	?	++	++	+	-	+	-	+
Karuds	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aborre	++	+	-	-	-	+	+	+	-	+
Gedde	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strømskalle	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Skalle	++	+	-	-	-	+	+	+	-	-
Rudsskalle	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hork	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Regnbueørred	-	-	-	-	++	++	++	+	-	-
Smelt	+++	+	-	+	+	+	++	+++	+++	-
Helt	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skrubbe	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Ål	++	++	++	++	++	++	++	++	+	+

Tabel 8.6: Forekomsten af fiskearter i Ferring Sø fra 1971 til 1998  
( - fraværende + tilstede ++ almindelig +++ meget almindelig).

I denne periode er fiskesamfundet kraftigt ændret fra at være domineret af flere arter som *aborre*, *skalle*, *smelt* og hundestejle til et samfund hvor kun én enkelt art er total- dominerende. I 1995 og 1996 har smelt været dominerende, antals- og vægtmæssigt, mens der i de resterende undersøgelsesår fra 1989 til 1998 har været en totaldominans af *trepigget hundestejle* (CPUE-antal +/- 95% C.L. for alle arter fra fiskeundersøgelser i Ferring Sø fra 1989-1998 foreligger i bilag 6.

### Årsagssammenhænge for fiskebestanden

Næringsstofbelastningen til Ferring Sø er reduceret siden 1990 (kapitel 5), og mængden af alger er som følge heraf også reduceret (kapitel 7). Reduktionen i næringsstofbelastningen og algemængden har endnu ikke givet udslag i form af en positiv udvikling for fiskebestanden i Ferring Sø.

På trods af næringsstofforøgningen må Ferring Sø stadig betragtes som en meget eutrofieret sø med ringe sigtdybde og deraf følgende ringe udbredelse af undervandsvegetation, som spiller en stor rolle for de fleste fiskearter. Eutrofieringen indebærer også en stor produktion af planktonalger med meget høje PH-værdier til følge. Høje pH-værdier (pH > 8-9) er direkte skadelig for nogle fiskearter, og det formodes

at mange fiskearters forering er stærkt påvirket af høje PH-værdier (Wegner & Dieperink, 1989; Fiskehelse, 1990).

Saltpåvirkning kan desuden for nogle fiskearter betyde, at effekten af stresspåvirkninger, fremkaldt af eutrofiering, øges.

Der har med jævne mellemrum været opblomstringer af den fisketoksiske alge *Prymnesium parvum* i Ferring Sø, i nogle tilfælde med fiske-død til følge. Og siden juni 1997 har den forekommet konstant i forskellige koncentrationer i søen, hvilket må formodes at være kraftigt medvirkende til fiskebestandens sammenbrud og videre fastholdelse i en yderst forarmet tilstand.

Desuden har der været udøvet et intensivt fiskeri i Ferring Sø, især rusefiskeri efter ål, som også kan have været medvirkende til at forarme fiskebestanden.

**Fiskebestandens  
betydning for  
vandmiljøet.**

Store tætheder af *trepigget hundestejle*, som forekommer i Ferring Sø, udøver et kraftigt græsningstryk på zooplanktonet i søen.

Hundestejlerne kan samtidig også ernære sig ved små mysider, og dermed reducere mysiderne græsning på dyreplanktonet. Men på trods af store bestandstætheder af *trepigget hundestejle* som i Ferring Sø har det vist sig, at hundestejlerne ikke er istand til at regulere mysidpopulationen, da hundestejlerne ikke æder de store reproduktive individer (Søndergaard et al. 1992; Jeppesen et al. 1994).

Ud fra fiskeundersøgelsen i Ferring Sø 1998 er det ikke muligt, som tidligere nævnt, at vurdere tætheden af *kutlinger* og *nipigget hundestejle*, men de to arter kan forekomme i ret høje tætheder i lavvandede brakvandsområder, og begge arter ernærer sig primært med dyreplankton (Fiskeøkologisk Laboratorium 1997; Muus & Dahlstrøm 1990).

Man må derfor sige at *trepigget hundestejle* og evt. *kutlinger* og *nipigget hundestejle* sammen med mysiderne udøver et meget stort prædationstryk på dyreplanktonet i Ferring Sø. Og man kan derfor konkludere at fiskebestanden i Ferring Sø i høj grad er medvirkende til, at opretholde en dårlig økologisk balance i søen.

## 11 Det biologiske sammenspil

Det biologiske sammenspil er kortfattet beskrevet i nedenstående. En mere detaljeret beskrivelse af sammenspillet findes i ovenstående kapitler omhandlende de enkelte biologiske parametre.

Det høje næringsniveau i søen bevirker, at der forekommer store phytoplanktontætheder i søen.

Zooplanktonets artssammensætning og biomasse medfører, at zooplanktonet i søen ikke er i stand til at kontrollere phytoplanktonet.

Zooplanktonets artssammensætning, og størrelsen af zooplanktonbiomasse er dels styret af salinitetsniveauet, og dels af prædation fra fisk og mysider.

Kun ganske få zooplanktonarter er tilpasset til at leve ved saliniteter på 3-6 promille, som findes i Ferring Sø.

Fiskebestanden i Ferring Sø er totalt domineret af *trepigget hundestejle*, som forekommer i store tætheder. Den store tæthed af *trepigget hundestejler* kombineret med tilstedeværelsen af mysiden *Neomysis integer* medføre at zooplanktonet er udsat for et meget stort prædationstryk.

De store phytoplanktontætheder kombineret med store mængder suspenderet stof bevirker at sigtdybden i søen er meget lav. Den lave sigtdybde kombineret med salinitetsniveauet i søen medfører, at artsantallet og udbredelsen af undervandsvegetationen i Ferring Sø er meget ringe.

## **12 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller**

Der er ikke i 1998 eller tidligere foretaget undersøgelser af forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i Ferring Sø.

## 13 Sediment

### 13.1 Indledning

Sedimentets sammensætning blev undersøgt i 1990 (Søndergaard & Kristensen, 1992) og i 1998 (Ringkjøbing Amt, 1999).

En sammenligning af sedimentmægtigheder bestemt i 1990 og 1998 viser generelt god overensstemmelse. Der var dog en tendens til lidt lavere sedimentmægtigheder i den lavvandede vestlige del i 1998 sammenlignet med undersøgelserne i 1990.

I den nordøstlige del af Ferring Sø var det kulturpåvirkede sedimentlag sparsomt eller manglende. Denne del af søen må betragtes som erosionsområde.

I resten af søen, som generelt kan karakteriseres som akkumuleringsområde, fandtes kulturpåvirkede sedimentlag ned til 7 - 28 cm dybde. De største mægtigheder af kulturpåvirket sediment fandtes på vanddybder mellem 1,5 og 2 meter, mens det kulturpåvirkede sedimentlag ikke oversteg 10 cm på lavere vanddybder og i den østlige dybe del af søen.

### 13.2 Vurdering af fosforpuljen i Ferring Sø

Den potentielt mobile fosforpulje pr. volumen- og arealenhed i Ferring Sø er relativt høj og svarende til, hvad der findes i andre eutrofe søer, der har været belastet med væsentlige mængder fosfor.

Den potentielle mobile fosforpulje for de øverste 20 cm af sedimentet var ved beregningen i 1998 ca. 14 tons lavere end tidligere beregnet. Det vurderes, at denne forskel primært skyldes forskelle i beregningsmetode og antagelser i forbindelse hermed, idet den overordnede fordeling og mængde af fosfor i fraktionerne ned gennem de øverste 20 cm af sedimentet var stort set sammenfaldende. De antagelser, der indgik i beregningen af den potentielle mobile fosforpulje i 1990, fremgår ikke af rapporten, (Søndergaard & Kristensen 1992), så en dybere analyse af kilderne til de registrerede forskelle kan ikke gennemføres.

Den totale fosforpulje i Ferring Sø er tidligere vurderet til at udgøre 54 og 112 tons for henholdsvis de øverste 10 og 20 cm af sedimentet (Søndergaard og Kristensen 1992), hvilket er ca. 12 og 29 tons højere



end beregnet i 1998 for henholdsvis de øverste 10 og 20 cm af sedimentet. Denne forskel kan sandsynligvis tilskrives de ovennævnte forhold.

Sammenfattende vurderes det, at fosforfrigivelse fra sedimentet i Ferring Sø kan forekomme fra de øverste 10 cm af sedimentet, og at den jernbundne fosfor indgår i den potentielt mobile pulje. Den potentielt mobile fosforpulje beregnet ud fra disse forudsætninger var 21,7 tons fosfor.

## 14 Konklusion

Ferring Sø er igennem en årrække blevet forurennet med næringsstoffer fra oplandet. Dette har medført, at søen i dag fremstår som en meget næringsrig sø, hvor miljøtilstanden er kraftigt påvirket af store phytoplanktontætheder. Søen kan således ikke leve op til amtets målsætning som et særligt naturvidenskabeligt reference område med et alsidigt dyre- og planteliv.

Såfremt miljøtilstanden i Ferring Sø skal forbedres, skal søvandets fosforindhold reduceres. I 1992 udarbejdede Ringkjøbing Amt i samarbejde med Lemvig og Thyborøn-Harboøre kommuner en handlingsplan til forbedring af miljøtilstanden i Ferring Sø. Handlingsplanen indebar, at fosfortilførslen fra oplandet til søen skulle reduceres til 1,2 tons pr. år. I 1997 og 1998 var dette mål opfyldt, idet den samlede årlige fosfortilførsel fra oplandet til Ferring Sø var nedbragt til ca. 1 tons, men i 1999 medførte de store afstrømninger en fosforbelastning på ca. 2,7 tons pr. år, hvilket er den hidtil højeste registrerede årlige fosforbelastning af søen.

På baggrund modelberegninger vurderes det, at målsætningen for Ferring Sø ikke bliver opfyldt, med mindre den samlede fosfortilførsel reduceres til under 1 ton pr. år (VKI 1999). Skal der være god sikkerhed for, at søen i fremtiden får en sigtdybde på 1 meter eller mere, skal tilførslen reduceres til ca. 850 kg pr. år. Søvandets fosforindhold vil i en ligevægtssituation reduceres da til 0,065 mg pr. liter mod nu ca. 0,2 mg pr. liter. Som led i at nå dette mål undersøger Ringkjøbing Amt i 2000 muligheden for at reducere næringsstofbelastningen til søen ved etablering af for søer/vådområder ved de største tilløb til søen.

Når fosfortilførslen til Ferring Sø er reduceret til et tilstrækkeligt lavt niveau, forventes der at gå yderligere omkring 30 år, før tilstanden i søen lever op til målsætningen. Det skyldes, de store fosformængder, der er ophobet i sedimentet og som kun langsomt frigives.

Søens store bestand af hundestejler og mysider, er også med til at fastholde søen i en dårlig tilstand. Når søvandets fosforindhold er reduceret til 0,1-0,15 mg pr. liter, vil udviklingen mod en bedre tilstand formodentlig kunne fremskyndes ved en massiv udsætning af fisk, som kan prædatere på hundestejler og mysider.

## 15 Referencer

- Andersen, P. 1996: Design and Implementation of some Harmful Algal Monitoring Systems. IOC Technical Series no. 44. (1996).
- Fiskehelse. Sygdomme, behandling og forebyggelse. John Grieg Forlag AS, 1990.
- Fiskeøkologisk Lab. Fiskebestanden i Ringkøbing Fjord 1997. Rapport til Ringkøbing Amt.
- Hansen, L.R., J. Kristiansen & J.V. Rasmussen 1994. Potential toxicity of the freshwater *Chrysochromulina* species *C. parva* (Prymnesiophyceae). *Hydrobiologia* 287: 157-159.
- Jensen, P.J., M. Søndergaard, E. Jeppesen, T.L., Lauridsen og L. Sortkjær 1997: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996: Ferske vandområder, Søer. Faglig rapport, DMU, nr 211.
- Jeppesen, E., Sødergaard, M. & Rossen, H. 1989. Resturering af søer ved indgreb i fiskebestanden. Status for igangværende undersøgelser. Del 1. Rapport fra DMU.
- Jeppesen et al. 1994: Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 75/276:15-30.
- Kanstrup, Eva 1996. Trepigget hundestejles betydning for de biologiske interaktioner i en lavvandet eutrof brakvandssø. Speciale-rapport, DMU og Århus Universitet.
- Middelboe, A.L. og S. Markager. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshw. Biol.* 37: 553-568.
- Moeslund, B., P.H. Møller, J. Windolf og P. Schriver. 1996. Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 12.
- Muus og Dahlstrøm 1990: Ferskvandsfisk. G.E.C. Gads forlag, København.
- Nordjyllands Amt 1999. Fiskeyngedata upbl.
- Pedersen, Birgitte 1994. *Neomysis Integers* økologiske rolle i en lavvandet eutrof brakvandssø. Specialerapport, DMU og Århus Universitet.
- Ringkøbing Amt. 1997. Bundvegetation, Ringkøbing Fjord 1997. Udarbejdet af Bio/consult.
- Ringkøbing Amt. 1997. Regionplanen 1997.
- Ringkøbing Amt 1999. Ferring Sø 1998. Sedimentundersøgelser.
- Søndergaard, M, Jeppesen, E., Aaser, H., Kristensen, P., Berg, S. & Bregnholt, M. 1992: Biological structure of shallow, brackish and hypertrophic lake Ferring, Denmark: The importance of sticklebacks and mysis. Report from an international conference on

"Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes". Silkeborg, Denmark.

Søndergaard, M. og P. Kristensen, 1992: Ferring Sø 1990: Sedimentkarakteristik, sedimentophvirvling og fremtidig vandkvalitet. M.

Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 1994: Plankton i Ferring Sø. Notat til Ringkjøbing Amtskommune. DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, Silkeborg.

Temponeras, Maria 1998. Resultater fra fiskeyngelundersøgelser i Ulvedybet 1998, Nordjyllands Amt.

VKI 1999. Ferring Sø 1999. Belastningsreduktion, restaurering og fremtidig tilstand. Rapport til Ringkjøbing Amt.

Wegner, N. & C. Dieperink 1989. Stubbergård Sø og Ferring Sø 1989, Fiskeundersøgelse. Rapport til Ringkjøbing Amt.

Wootton, R. J. 1984 A functional biology of sticklebacks. Croom Helm Ltd. Academic Press, London.