

# TORUP SØ

## MILJØTILSTAND 1996-2000



Titel: Torup Sø – Miljøtilstand 1996-2000. Fremtidige udviklingsmuligheder

Forfatter: Bjarne Moeslund  
Bio/consult as, Johs. Ewalds Vej 42-44, 8230 Åbyhøj

Layout: Gitte Spanggaard, Bio/consult as

Tegning og grafik: Kirsten Nygaard, Bio/consult as

Redaktion: Poul Hald Møller og Simon Grünfeld, Vejle Amt

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

Udgivelsesår: 2002

Emneord: Miljøtilstand, søer, fosfor, kvælstof, plankton, blågrønalger, sediment, fisk, bunddyr, palæolimnologi, sørestaurering

Forsidelayout: Susanne Bach, Grafisk Service, Vejle Amt

Forsidefotos: Simon Grünfeld: Udsigt over Torup Sø

© Copyright: Vejle Amt, 2002. Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse

ISBN: 87-77-50-746-0

Tryk: Jelling Bogtrykkeri

Sideantal: 81

Oplag: 150

Kortmateriale: Grundmaterialet tilhører Kort- og Matrikelstyrelsen

Ortofoto: Copyright Kampsax

Supplerende information er udarbejdet og påført af Bio/consult og Vejle Amt. Kortene er udelukkende til tjenstlig brug for offentlige myndigheder og må ikke gøres til genstand for forhandling eller distribuering til anden side uden særlig tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen. Udgivet af Vejle Amt med tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen.  
© Copyright: Kort- og Matrikelstyrelsen (1992/KD 86.1041).

# Indholdsfortegnelse

Resumé.....	1
Sammenfatning .....	2
Forord.....	6
1. Indledning .....	7
1.1. Målsætning.....	7
1.2. Tilsyn og undersøgelser mv.....	7
2. Torup Sø .....	9
2.1. Beliggenhed .....	9
2.2. Bassinmorfometri.....	10
2.3. Bundforhold.....	11
2.4. Søens dannelse og udvikling.....	12
2.5. Søens opland .....	13
2.5.1. Topografisk opland .....	13
2.5.2. Grundvandsopland .....	13
2.5.3. Jordbundsforhold .....	13
2.5.4. Arealanvendelse .....	14
2.5.5. Eksisterende og fremtidig natur .....	15
2.6. Tilløb og afløb.....	16
3. Vand- og stoftilførsel 1998 .....	17
3.1. Vandbalance.....	17
3.1.1. Vandets opholdstid .....	18
3.1.2. Sammenligning med tidligere undersøgelser.....	18
3.2. Næringsstofbalancer .....	18
3.2.1. Kvælstof.....	18
3.2.2. Fosfor.....	20
3.3. Jern.....	21
4. Søens vandmasser – fysiske og kemiske forhold.....	22
4.1. Fysiske forhold.....	22
4.1.1. Ilt og temperatur.....	22
4.1.2. Sigtdybde .....	26
4.2. Kemiske forhold.....	27
4.2.1. Klorofyl-a.....	27
4.2.2. Fosfor .....	27
4.2.3. Kvælstof.....	29
4.2.4. Alkalinitet og pH.....	31
4.3. Målte versus forventede værdier.....	31
5. Sediment .....	33
5.1. Sedimentets sammensætning og næringsstofindhold 1997 .....	33
5.2. Tungmetaller 1997 .....	36

5.3. Sedimentalder og sedimentationsrate 1997 .....	38
5.4. Sammenligning med tidligere undersøgelser .....	40
6. Plante- og dyreplankton .....	41
6.1. Planteplankton .....	41
6.1.1. Artssammensætning .....	41
6.1.2. Biomasse .....	42
6.1.3. Sammenligning med tidligere undersøgelser .....	44
6.1.4. Sammenligning med Slåen Sø .....	45
6.2. Dyreplankton .....	46
6.2.1. Artssammensætning .....	46
6.2.2. Biomasse .....	46
6.2.3. Sammenligning med tidligere undersøgelser .....	46
6.3. Vekselvirkninger mellem dyreplanktonet og planteplanktonet .....	47
6.3.1. Vekselvirkninger mellem dyreplankton og planteplankton ved ændret sammensætning af planteplanktonet .....	49
7. Vegetation .....	50
7.1. Artssammensætning .....	50
7.2. Dybdeudbredelse og relativt plantefyldt volumen .....	51
8. Bunddyr .....	53
9. Fisk .....	55
9.1. Fiskefaunaens sammensætning og struktur .....	55
9.1.1. Skalle .....	56
9.1.2. Aborre .....	57
9.1.3. Gedde .....	57
9.1.4. Øvrige arter .....	58
9.2. Fiskeyngelundersøgelser .....	58
10. Palæolimnologiske undersøgelser .....	59
10.1. Sedimentdatering og sedimentationsrate .....	59
10.2. Planteplanktonets udvikling .....	59
10.3. Dyreplanktonets og fiskefaunaens udvikling .....	60
11. Samlet vurdering .....	61
11.1. Miljøforbedrende foranstaltninger .....	62
11.2. Fremtidige udviklingsmuligheder .....	66
12. Referencer .....	67
Bilag 1 .....	68
Bilag 2 .....	80

## Resumé

Torup Sø er beliggende højt oppe i landskabet på den Jyske Højderyg og har derfor gode naturgivne forudsætninger for et næringsfattigt miljø i lighed med den nærliggende Hampen Sø. Alligevel fremstår Torup Sø i dag som en forurenede sø med uklart vand.

Dele af oplandet til søen er dyrket, og det bevirker utvivlsomt tilledning af næringsstoffer til søen, men det vurderes på det foreliggende grundlag, at det der har haft størst indflydelse på søens tilstand, er tidligere direkte udledninger af næringsstoffer fra en nærliggende landbrugsejendom med svineproduktion.

De direkte udledninger blev bragt til ophør for adskillige år siden, men søens tilstand er forblevet dårlig med uklart vand. Årsagen hertil er især tilbagevendende masseopblomstringer af blågrønalger med dominans af den giftproducerende art *Planktothrix proliferans*.

Torup Sø har på grund af forholdsvis stor vanddybde en naturlig temperaturlagdeling af vandmasserne i sommerhalvåret. I forbindelse med lagdelingen er der udtalt iltvind i de bundnære vandmasser, og dette iltvind er ledsaget af frigivelse af betydelige mængder fosfor fra sedimentet. Samtidig bevirker lagdelingen, at kvælstoftabet til atmosfæren som følge af denitrifikation er forholdsvis ringe i sammenligning med lavvandede søer.

Det vurderes på grundlag af de gennemførte undersøgelser, at Torup Sø er havnet i en ond cirkel, hvor næringsstoffer fra sedimentet løbende gøres tilgængelige for planteplanktonet, som derfor kan opretholde langt højere biomasser end forventet ud fra den eksterne fosforbelastning. Det har ført til den konklusion, at reduceret fosforfrigivelse fra sedimentet og øget afgivelse af kvælstof til atmosfæren via denitrifikation kan være en måde til at bryde den onde cirkel.

Opfiskning af skidtfisk har gennem nogle år været forsøgt som en anden måde til forbedring af søens tilstand. Opfiskningen har haft til formål at mindske fiskenes rov på søens dyreplankton for at øge dyreplanktonets græsning på planteplanktonet og derigennem skabe mere klart vand i søen. Der har kunnet spores en positiv effekt af opfiskningen på dyreplanktonets biomasse og sammensætning, men fordi søens dominerende gruppe af planteplankton, blågrønalgerne, stort set ikke kan kontrolleres af dyreplanktonet når først biomassen er i fuld udvikling, har der ikke været, og kan i øvrigt næppe forventes nogen afgørende effekt af opfiskning på vandets klarhed.

Selvom mindskelse af belastningen fra de dyrkede arealer i oplandet vil være et positivt skridt, vurderes en markant forbedring af søens tilstand først og fremmest at kræve mindsket frigivelse af fosfor fra sedimentet. Forskellige metoder er blevet vurderet, og blandt disse anbefales iltning af bundvandet med ren ilt som den mest attraktive metode. Metoden fjerner ganske vist ikke fosfor fra søen, men øger potentialet for at holde det bundet i sedimentet, hvor det ikke kan indgå i næringsstofgrundlaget for planteplanktonet. Iltning har derfor karakter af en plejeforanstaltning. Det forventes at der som følge af iltning hurtigt vil kunne ske markante forbedringer af vandets klarhed, hvilket med udgangspunkt i den eksisterende undervandsvegetation vil skabe grundlag for udvikling af en bedre udviklet og mere dybtvoksende undervandsvegetation. Den forventes på længere sigt at kunne være med til at stabilisere søen i en bedre tilstand, der er i overensstemmelse med målsætningen. Supplerende med andre miljøforbedrende indgreb kan dog vise sig nødvendig eller hensigtsmæssig for at fastholde søen i en bedre miljøtilstand i overensstemmelse med målsætningens krav.

## Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af miljøtilstanden i Torup Sø og en vurdering af søens fremtidige udviklingsmuligheder, baseret på Vejle Amts tilsyn og undersøgelser i perioden 1996-2000.

Søen er beliggende højt oppe i landskabet nær den Jyske Højderyg, det vil sige nær vandskellet mellem de østlige og de vestlige landskaber. Søens topografiske opland er på ca. 107 ha bestående af dyrkede arealer, skov og udyrkede arealer. Med et så lille opland vurderes Torup Sø grundlæggende at have gode forudsætninger for en god miljøtilstand. På den baggrund er der allerede taget skridt til at ekstensivere landbrugsdriften i oplandet gennem indgåelse af MVJ-aftaler for en del arealer, og der er i regionplanen fremsat forslag til ekstensivering af dyrkningen de øvrige landbrugsarealer.

Søen har ingen egentlige tilløb, men kun nogle få og små kildeagtige tilløb i de nærmeste omgivelser. Søen modtager alligevel så store mængder vand, primært i form af nedbør og grundvand, at der til stadighed er afløb af vand fra søen. Undersøgelser af grundvandsforholdene i området har vist, at søens grundvandsopland er væsentligt større end det topografiske opland og strækker sig helt over til ganske nær ved Hampen Sø. Det betyder, at Torup Sø "stjæler" grundvand inde i det topografiske opland til Hampen Sø.

Selvom søen med et areal på godt 20 ha må regnes blandt de mindre søer, må den med en største dybde på 9,5 meter regnes blandt de dybe søer. Netop den store dybde gør, at søens vandmasser hvert år bliver temperaturlagdelte, og det er et af de meget væsentlige karakteristika ved søen, idet lagdelingen vurderes at have meget stor indflydelse på søens miljøtilstand.

Opstilling af vand- og næringsstofbalancer for søen på grundlag af data fra 1998 viser, at søen dette år kun modtog forholdsvis små mængder vand fra oplandet, sandsynligvis som resultat af meget ringe mængder nedbør i det forudgående, meget varme og tørre år 1997. Vandets opholdstid i søen er for 1998 beregnet til 2,6 år. Sammenholdt med ældre oplysninger tyder den seneste vandbalance på, at Torup Sø er meget følsom overfor variationer i nedbør og fordampning.

Fosforbalancen viser, at Torup Sø i 1998 modtog i alt ca. 21 kg fosfor fra omgivelserne og atmosfæren med de dyrkede arealer som kilde til de 62%. Der var tale om en lav fosforbelastning i forhold til mange andre søer. Fosforbalancen viste også, at der blev frigivet ca. 17 kg fosfor fra bunden i forbindelse med lagdelingen af vandmasserne, og denne interne belastning vurderes at have afgørende betydning for søens tilstand.

Kvælstofbalancen viser, at Torup Sø i 1998 modtog i alt ca. 1.500 kg kvælstof fra omgivelserne og atmosfæren med de dyrkede arealer som kilde til de 50%. Der var tale om en lav kvælstofbelastning i forhold til andre søer. For kvælstofs vedkommende bemærkes det, at Torup Sø i et år med lang opholdstid har et forholdsvis ringe tab af kvælstof via afløbet, og eftersom tabet af kvælstof gennem denitrifikation efter alt at dømme også er forholdsvis ringe på grund af iltsvind over en stor del af bunden, vurderes søen at have vanskeligere ved at skille sig af med kvælstof end mange lavvandede søer.

Profilmålinger af ilt og temperatur ned gennem vandsøjlen viser, at søens vandmasser hvert år bliver lagdelte fra tidligt på sommeren. Lagdelingen varer til hen på efteråret med et springlag, der almindeligvis ligger i 5-6 meters dybde, men som kan ligge både højere og lavere i vandsøjlen. I forbindelse med lagdelingen af vandmasserne indtræder der i almindelighed omfattende iltsvind i bundvandet.

Målingerne viser, at iltsvindet i bundvandet er ledsaget af omfattende frigivelse af fosfor fra søens bund, hvilket fører til opbygning af meget høje koncentrationer af uorganisk fosfor i bundvandet. Samtidig sker der opbygning af høje koncentrationer af ammoniak+ammonium i bundvandet som følge af mineralisering af organisk stof, og samlet set fremstår bundvandet som meget næringsrigt i forbindelse med sommerperiodens lagdeling af vandmasserne.

Det vurderes, at denne årligt tilbagevendende opbygning af høje næringsstofkoncentrationer er en meget væsentlig del af grunden til søens dårlige miljøtilstand, idet disse næringsstoffer skønnes at udgøre en afgørende del af vækstgrundlaget for de blågrønalger, der fuldstændigt dominerer søens planteplankton.

Vandets klarhed, udtrykt ved sigtdybden, er generelt ringe i Torup Sø som følge af den massive opblomstring af planteplankton, og det bemærkes, at sigtdybden tilmed er betydeligt mindre end forventet ud fra koncentrationerne af fosfor og klorofyl-a i overfladevandet. Denne uoverensstemmelse formodes at kunne hænge sammen med at blågrønalgerne har et anderledes indhold og sammensætning af pigmenter end planteplankton har i almindelighed, og med at blågrønalgerne i vid udstrækning skønnes at vokse på grundlag af næringsstofferne i bundvandet.

Lagdeling af vandmasserne er en naturlig hændelse i Torup Sø, ligesom iltsvind formodentlig også er det, men det vurderes, at iltsvindet i dag er langt mere udtalt, både i omfang og tidsmæssig udstrækning, end det var i søens oprindelige tilstand. Det massive iltsvind kan derfor betragtes som en kulturbetinget [læs forureningsbetinget] overbygning på søens naturgivne forhold.

Undersøgelser af søens sediment har vist, at indholdet af fosfor i de øverste lag ligger på et forholdsvis lavt niveau i sammenligning med andre søer, mens kvælstofindholdet ligger på et forholdsvis højt niveau. Undersøgelserne viser imidlertid også, at koncentrationerne af de to næringsstoffer i de øvre sedimentlag er en faktor 2-3 højere end i de dybe sedimentlag, og endelig viser undersøgelserne, at der er en markant stigning i næringsstofindholdet op gennem sedimentet, det vil sige op gennem tiden. Det skal dog i den forbindelse nævnes, at næringsstofferne kan bevæge sig gennem sedimentlagene og dermed forstyrre det tidsmæssige billede.

Aldersbestemmelse af sedimentet har vist, at søen formodentlig havde en stabil tilstand med konstant lav pålejring af sediment i begyndelsen af det 20-ende århundrede. Derefter skete der en stigende pålejring af sediment med et stigende indhold af næringsstoffer, og denne udvikling kulminerede i slutningen af århundredet. Årsagerne til udviklingen vurderes at være den intensiverede udnyttelse af oplandsarealerne til landbrugs-mæssige formål, hvortil der for Torup Sø's vedkommende kom en stor udledning af næringsstoffer fra svineproduktionen på en nærliggende gård. Det er disse næringsstoffer, der i dag vurderes at være en meget væsentlig del af årsagen til søens dårlige miljøtilstand.

Beskrivelser af søens miljøhistorie gennem palæolimnologiske undersøgelser af søens sediment viser, hvorledes søens oprindelige biologiske indhold blev forandret som følge af den stigende tilførsel af næringsstoffer. Alger med tilknytning til næringsfattige søer blev erstattet af mere næringskrævende alger, dyreplanktonet ændrede sammensætning og struktur i takt hermed og fiskefaunaen reagerede på de øgede næringsstofniveauer med øget andel af skidtfisk og tilbagegang for rovfiskene. De palæolimnologiske data viser ganske vist, at næringsstofbelastningen af søen har toppet, formodentlig med op-høret af svineproduktionen sidst i det 20-ende århundrede, men det har endnu ikke med-ført forbedringer af søens tilstand, idet den nu holdes på et niveau med betydelige for-ringelser med bundens indhold af næringsstoffer som den drivende kraft.

En massiv forekomst af blågrønalger med den ualmindelige art *Planktothrix prolifera* som den dominerende art, er det mest iøjnefaldende udtryk for søens dårlige miljøtil-stand, særlig når blågrønalgerne farver søens vand rødt. De miljømæssigt vigtigste kon-sekvenser af blågrønalgerne masseopblomstringer er dog ikke farven, men forringel-serne af vandets klarhed og produktionen af algetoksiner, der kan være farlige for både mennesker og dyr.

*Planktothrix* har en for blågrønalger usædvanlig forekomst i Torup sø, idet den tilsyne-ladende altid er til stede i søens vandmasser og har en biomasseopblomstring, der be-gynder meget tidligt på året i et mønster med karakter af invasion, formodentlig fra sø-ens bund.

Blågrønalgerne er i kraft af deres store størrelse stort set uden betydende græsning fra dyreplanktonet, når først biomassen er i fuld udvikling, og det betyder, at indgreb til forbedring af dyreplanktonets sammensætning og struktur ikke med sikkerhed kan for-ventes at få nogen indflydelse på mængden af planteplankton i søen. Det har vist sig, at opfiskning af hovedparten af den estimerede biomasse af *skalle* (biomanipulation) af-stedkom en øgning af forekomsten af de mest prædationsfølsomme dyreplanktongrup-per, som også er de mest effektive græssere på planteplanktonet, men uden at det fik nogen effekt på mængden af blågrønalger og vandets klarhed.

Skidtfisken *skalle* udgør i dag hovedparten af fiskebiomassen i Torup Sø med rovfiske-ne *aborre* og *gedde* som de to næstvigtigste arter. Forholdet mellem disse arter er ikke som i søens oprindelige tilstand, men alligevel er balancen mellem skidtfisk og rovfisk i Torup Sø tilsyneladende ikke forskudt så meget i skidtfiskenes favør, som tilfældet er i mange andre næringsstofbelastede søer, bl.a. fordi der ikke forekommer *brasen* i Torup Sø.

På grund af den begrænsede kobling mellem dyreplanktonet og planteplanktonet vil der formodentlig ikke i Torup Sø kunne opnås en afgørende forbedring af vandets klarhed alene gennem opfiskning af skidtfisk. Opfiskning af 1,4 tons *skalle* var ganske vist led-saget af en forbedret sammensætning og struktur i dyreplanktonet, men selv uden skidt-fisk i søen vil dyreplanktonet næppe kunne opnå kontrol over den aktuelt dominerende gruppe af planteplankton, blågrønalgerne, med mindre disse samtidig udsættes for mar-kante begrænsninger af næringsstofgrundlaget.

Blågrønalgerne må derfor søges begrænset gennem mindskelse af den næringsstofpulje, der vurderes at udgøre deres vækstgrundlag, nemlig næringsstofferne fra sedimentet.



Der kan anvendes forskellige metoder til at mindske frigivelsen af næringsstoffer fra sedimentet, eksempelvis fjernelse af sediment, rensning af bundvandet for fosfor eller iltning af bundvandet, idet alle disse metoder enten vil fjerne fosfor fra søen eller binde det i sedimentet, så det ikke frigives i forbindelse med lagdelingen og bliver tilgængeligt for blågrønalgerne. Også tilførsel af jern og især aluminium til søens sediment vil kunne være metoder til at øge bindingen af fosfor i sedimentet.

Iltning af bundvandet vurderes på det foreliggende grundlag at være den umiddelbart mest interessante og attraktive metode, idet den er forbundet med forholdsvis begrænsede anlægs- og driftsomkostninger. Samtidig forventes iltning at få en meget hurtig effekt på søens tilstand uden samtidig at være forbundet med miljømæssige bivirkninger.

De vigtigste effekter af iltningen vil være en begrænsning af fosforfrigivelsen fra sedimentet og en øget afgang af kvælstof fra søen, som vil begrænse blågrønalgerens vækstgrundlag. Men derudover vil et øget iltindhold i søens bundvand kunne føre til en kvalitativ og kvantitativ forbedring af den aktuelt dårligt udviklede bundfauna. En øget biomasse i bundfaunaen vil ikke blot i sig selv være en naturmæssig gevinst for søen, men vil også kunne få stor betydning for bestanden af *aborre* gennem forbedring af fødegrundlaget for de mindre individer i deres første leveår indtil overgangen til en føde domineret af fisk. En øget *aborre*-bestand med en god bestandsstruktur [læs: stort antal rovlevende individer] vil betyde et forbedret grundlag for en naturlig regulering af søens skidtfiskfauna.

Uanset hvilken metode der anvendes på kort og på langt sigt til at begrænse den interne næringsstofbelastning, forventes det, at en reduktion af det interne næringsstofgrundlag for blågrønalgerne vil kunne føre til en markant forbedring af vandets klarhed i Torup Sø. Den eksterne næringsstofbelastning fra omgivelserne vurderes i dag at være så lille, at den efter alt at dømmes ikke er til hinder for opnåelse af sigtddybder på ca. 3,5 meter i sommerperioden. Med en sommermiddelsigt dybde på ca. 3,5 meter skønnes der i henseende til lystilgængeligheden for vandplanterne at være grundlag for forekomst af en tæt og dybtvoksende undervandsvegetation i hovedparten af søens bredzone. Det er ikke muligt at forudsige detaljerne i en kommende vegetationsudvikling, men det må forventes, at de allerede forekommende arter vil brede sig og sammen med udefra kommende arter etablere stadig større og mere dybtvoksende bevoksninger.

Med etableringen af en veludviklet undervandsvegetation vil forholdene for dyreplankton og fisk blive markant forbedret på en måde, der forventes at bidrage væsentligt til at stabilisere søens miljø på et betydeligt bedre niveau end i dag. Når blågrønalgerne fremover får en mere begrænset betydning i søen, er det vigtigt, at de arter, der forventes at komme til at dominere planteplanktonet, bliver udsat for et stort græsningstryk fra dyreplanktonet, og det forudsætter gode muligheder for skjul i undervandsvegetationen.

I dag er målsætningen for de fleste af kravenes vedkommende ikke opfyldt, men det forventes at være muligt gennem miljøforbedrende indgreb at gengive søen et mere alsidigt naturindhold, som vil være i overensstemmelse med målsætningens krav om forekomst af et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv.

## Forord

Vejle Amt har som led i sin tilsynsforpligtelse ført tilsyn med Torup Sø siden 1975. Tilsynet har haft varierende indhold og intensitet, og i 1996 udarbejdede amtet på grundlag af samtlige foreliggende tilsynsdata en rapport om søens tilstand og udvikling i perioden 1975-1995.

Rapporten konkluderede, at Torup Sø gennem hovedparten af tilsynsperioden ikke havde levet op til målsætnings krav. Og at søens tilstand, til trods for at sigtgybden og fosforkoncentrationen i 1995 var i overensstemmelse med målsætningens krav, samlet set ikke kunne betragtes som værende stabiliseret på det ønskede niveau.

Amtet har i perioden 1996-2000 videreført tilsynet med søen og har i den forbindelse suppleret de traditionelle undersøgelser med en række palæolimnologiske undersøgelser til belysning af søens tilstandsmæssige udvikling, for om muligt ad den vej at afdække nogle af årsagerne til og det tidlige forløb af forringelsen af søens tilstand.

Denne rapport indeholder en sammenstilling og vurdering af de gennemførte undersøgelser i perioden 1996-2000. Rapporten søger at afdække de mulige årsager til søens forringede tilstand og indeholder en vurdering af, hvorledes søens tilstandsmæssige udvikling vil kunne være fremover. I forbindelse med søens fremtidige udvikling er det af særlig interesse at få belyst, om et reduceret næringsstofbidrag fra oplandet vil kunne resultere i den målsatte tilstand, eller om der skal andre miljøforbedrende indgreb til, og i givet fald hvilke.

På baggrund af rapportens anbefalinger har amtet allerede i sommeren 2002 besluttet og igangsat iltning af bundvandet i Torup Sø.

Vejle Amt, Teknik og Miljø, 2002

  
Simon Grünfeld

  
Poul Hald

# 1. Indledning

## 1.1. Målsætning

I udkast til "Vandområdeplan – vandområderne i Vejle Amt, august 2002", der er i offentlig høring frem til december måned, har Torup Sø en generel målsætning om at skulle kunne huse et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv (B). Følgende mål og krav skal være opfyldt:

- Forekomst af mindst 6 forskellige arter af rodfæstede undervandsplanter, herunder forekomst af grundskudsplanter
- Aborre skal være den dominerende rovfisk
- Sommersigtdybden (1. maj – 30. september) skal i gennemsnit være 2,5 meter og aldrig mindre end 1,5 meter
- Den eksterne fosfortilførsel må maksimalt være 15 kg/år

Målsætningen er ikke opfyldt.

## 1.2. Tilsyn og undersøgelser mv.

Vejle Amt har i perioden 1996-2000 årligt gennemført undersøgelser af fysiske og vandkemiske forhold i søen med prøvetagninger fra april-maj til oktober-november.

Som led i tilsynet med Torup Sø blev der i 1998 foretaget målinger af vandføring og stofkoncentrationer i afløbet, og det har sammen med målinger af nedbør og fordampning mv. dannet grundlag for opstilling af vand- og stofbalancer for søen. Vand- og stofbalancerne er særskilt afrapporteret (Hedeselskabet, 2000), og denne rapport udgør grundlaget for beskrivelserne af vand- og stofbalancerne i nærværende rapport.

Tematiske oversigter over opland, grundvand, jordbund og naturområder mv. er udarbejdet af Vejle Amt.

De palæolimnologiske undersøgelser er gennemført af Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med GEUS og Geografisk Institut ved Københavns Universitet. Resultaterne er beskrevet i en særskilt rapport (Jeppesen et al., 2000).

Fiskeundersøgelserne, fiskeyngelundersøgelserne og undersøgelserne af søens bundfauna er beskrevet i en række notater (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1999; Danmarks Miljøundersøgelser, 1999; 2000).

Sideløbende med de fysiske og kemiske målinger i søen er der i 1999 og 2000 gennemført undersøgelser af søens plante- og dyreplankton. Undersøgelserne af søens plante- og dyreplankton er beskrevet i særskilte datarapporter (Bio/consult, 1999, 2001). For planktonets vedkommende foreligger der endvidere en række upublicerede data fra 1998, indsamlet og tilvejebragt af Bio/consult med særlig fokus på blågrønalgerne og deres produktion og indhold af toksiner.

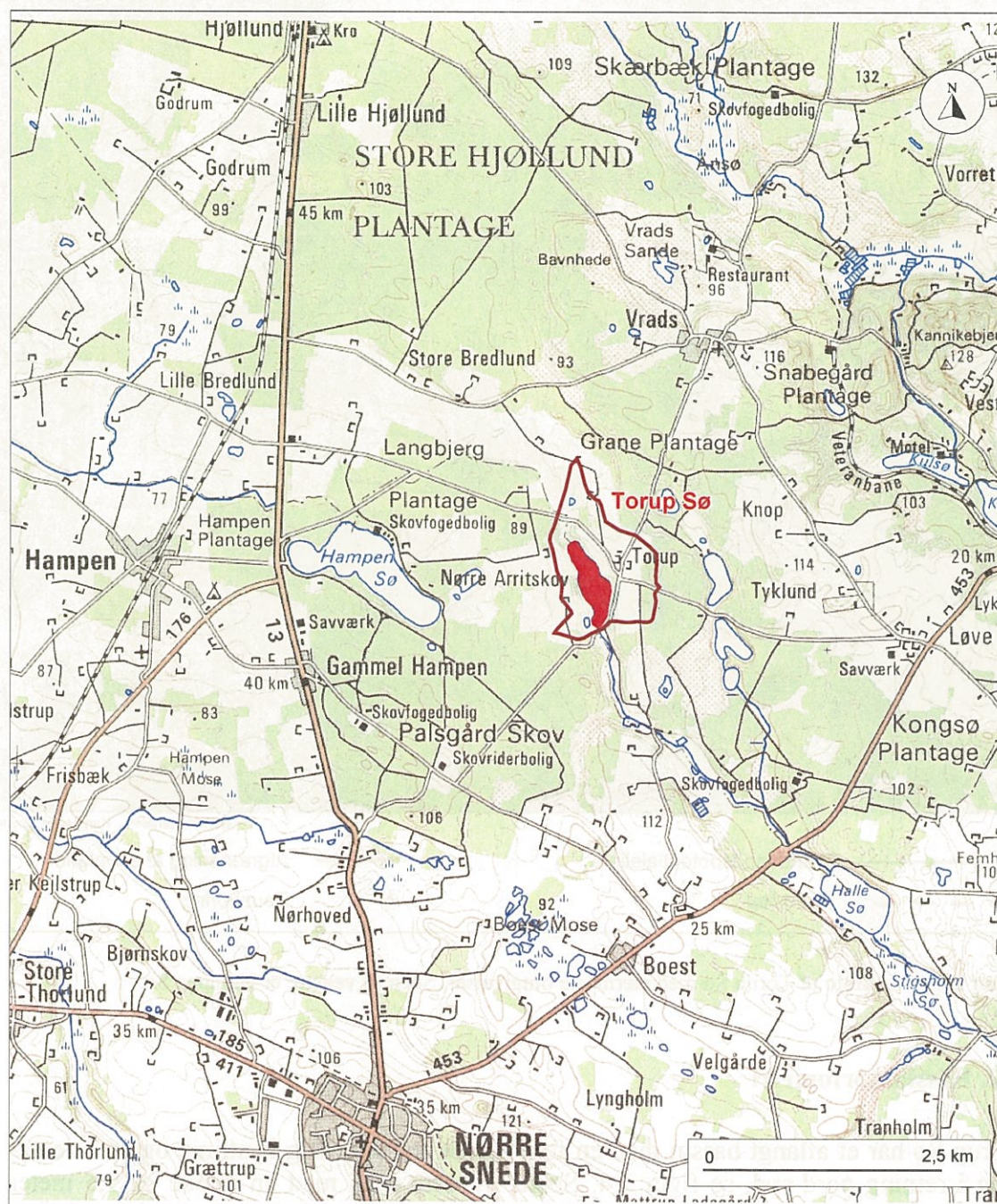
Søens vegetation er ikke undersøgt på sædvanlig vis, men der er i 2000 gennemført en oversigtlig undersøgelse af vegetationen som led i et studieførløb (Lindeborgh, 2000). Resultaterne af denne undersøgelse danner grundlag for beskrivelsen og vurderingen af søens vegetation.

Endelig er der i 2001 gennemført en fornyet opmåling af søens dybdeforhold og der er udarbejdet et nyt dybdekort (Bio/consult, 2001) med tilhørende beregninger af areal og volumen mv. Det nye dybdekort foreligger på digital form.

## 2. Torup Sø

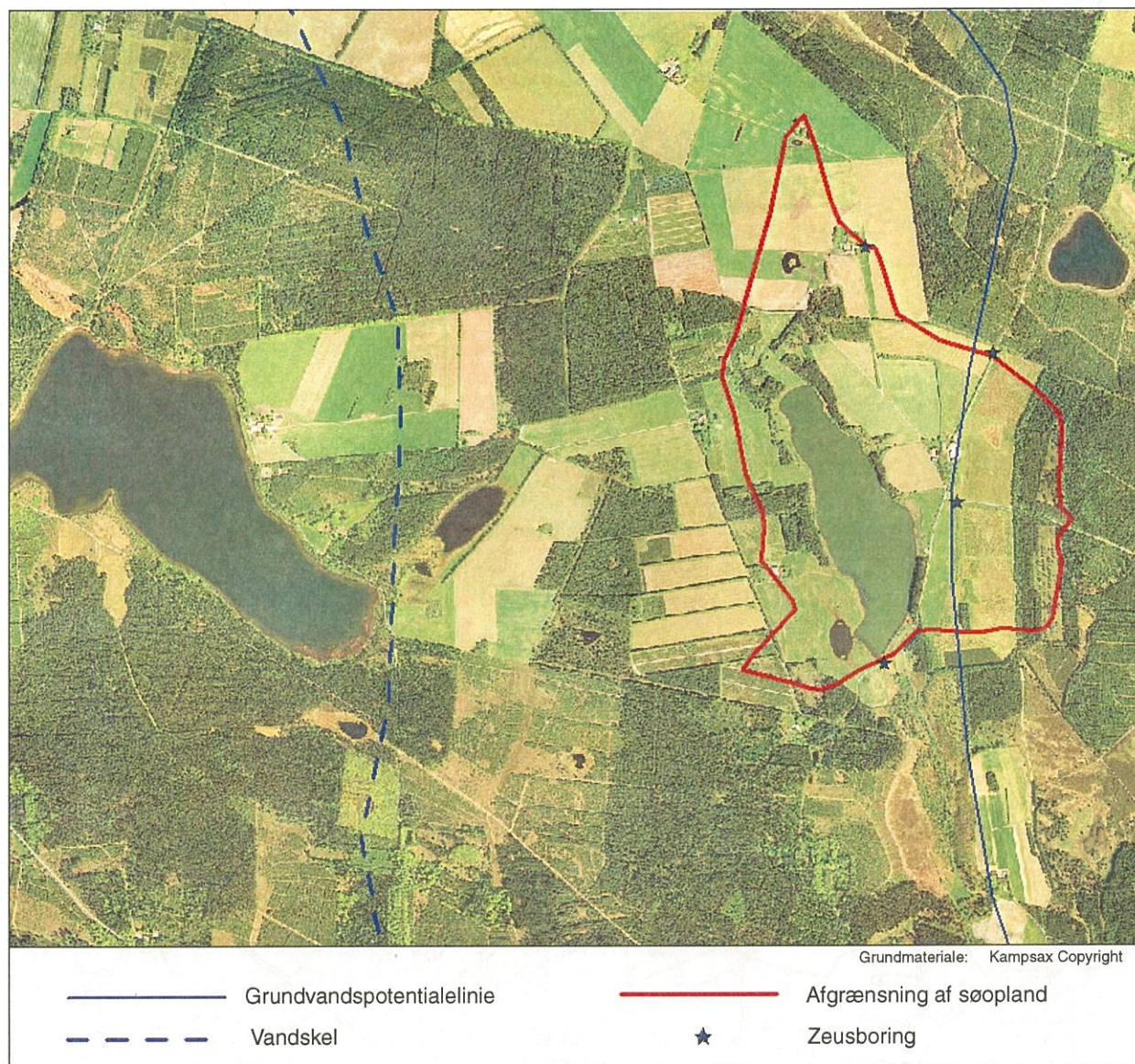
### 2.1. Beliggenhed

Torup Sø ligger ca. 6 km NNØ for Nørre Snede, på grænsen mellem Nørre Snede Kommune (Vejle Amt) og Them kommune (Århus Amt), se figur 2.1.



Figur 2.1. Oversigt over beliggenheden af Torup Sø med angivelse af afgrænsningen for det topografiske opland (rød streg).

Søen ligger på østsiden af Den Jyske Højderyg, det vil sige i det kuperede landskab umiddelbart øst for isens hovedstilsandlinie ved sidste istid. Figur 2.2 viser luftfoto af søen og dens nærmeste omgivelser.



Figur 2.2. Luftfoto af Torup Sø med nærmeste omgivelser. Søen til venstre er Hampen Sø.

## 2.2. Bassinmorfometri

Torup Sø har et aflangt bassin med en forholdsvis regelmæssig kystlinje og en orientering i retning nord-syd, se figur 2.4. Søens dybeste parti med en dybde på 9,5 meter findes omtrent midt på søens østside tæt ind under land, hvorfor bundhældningen her er meget stejl. Vestover fra det dybeste parti rejser bunden sig forholdsvis jævnt indtil tæt ind under land, hvor bundhældningen er mere stejl.

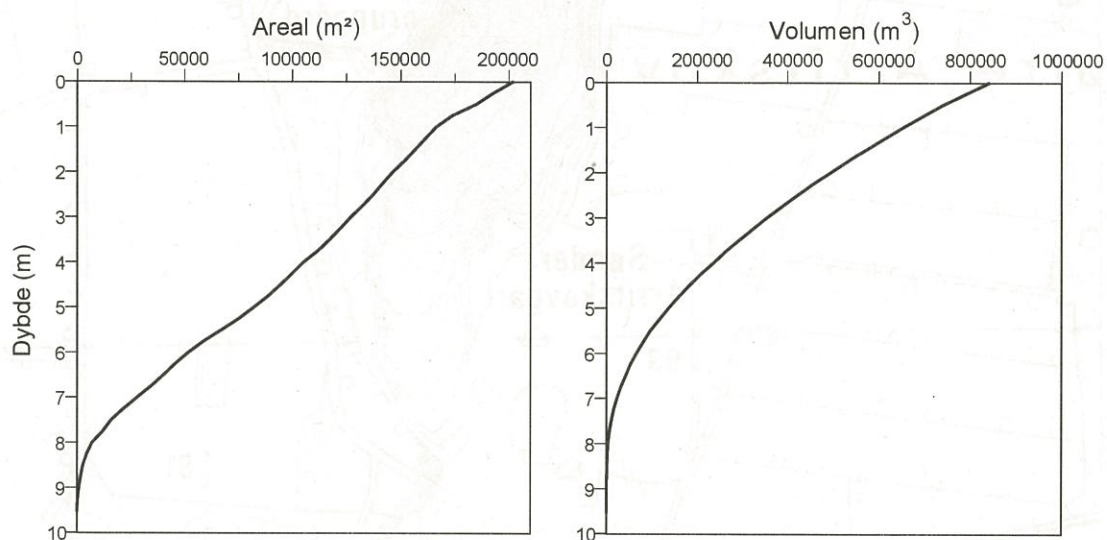
I søens sydvestlige hjørne findes et lille, lavvandet søafsnit, næsten helt afsnøret fra hovedbassinet.

Søens areal og volumen mv. er opgjort på grundlag af en digitalisering af dybdekortet, se tabel 2.1.

Areal	m <sup>2</sup>	201.596
Volumen	m <sup>3</sup>	839.573
Største dybde	m	9,50
Middeldybde	m	3,92

Tabel 2.1. Oversigt over morfometriske data for Torup Sø, opgjort på grundlag af dybdekortet fra 2001 (Bio/consult as). Data er gældende ved vandspejlskote 75,82 m o. DNN.

Hypsografen og volumenkurven er vist i figur 2.3.



Figur 2.3. Hypsograf og volumenkurve for Torup Sø, gældende ved vandspejlskote 75,82 m o. DNN.

### 2.3. Bundforhold

Søens bundforhold er ikke undersøgt særskilt, men undersøgelserne af sedimentet i søens dybeste del har vist, at der her findes et tykt lag kulturslam eller dynd, formodentlig især dannet ved årtiers pålejring af dødt planteplankton mv.

Det må formodes, at søbassinet grundlæggende består af de samme jordarter, som findes i oplandet til søen, det vil sige grovsand og lerblandet sand, jf. (Vejle Amt, 1996).



Figur 2.4. Dybdekort over Torup Sø. Opmåling: Bio/consult as 2001.

#### 2.4. Søens dannelse og udvikling

Torup Sø er sandsynligvis opstået i et dødishul. I forbindelse med isens tilbagetrækning mod øst blev en stor isklump liggende i jorden, antagelig dækket af de jordarter, der i dag findes i søens omgivelser og i søbassinets bund. Ved isens smeltning opstod der et vandfyldt hul, og det er dette hul, der nu er kendt som Torup Sø.



I årtusinder efter dannelsen skete der en gradvis udvikling af søen. Nedbørens udvaskning af næringsstoffer mv. fra det unge landskabs jorder har formodentlig, i lighed med en række andre danske søer, ført til dannelsen af et forholdsvis næringsrigt sømiljø i Torup Sø. I takt med at udvaskningen af næringsstoffer fra de omgivende jorder aftog, blev søen gradvis mere næringsfattig og ændrede karakter i retning mod en sø af typen lobe-liesø med en lavtvoksende vegetation af grundskudsplanter, det vil sige en sø som eksempelvis den nærliggende Hampen Sø var og til dels stadig er. Udviklingen mod en næringsfattig tilstand kulminerede antagelig, da den jyske hede havde sin største udbredelse, det vil sige på det tidspunkt, hvor landskabet henlå i en meget næringsfattig tilstand, før den intensive landbrugsmæssige udnyttelse af de omgivende arealer begyndte.

I forbindelse med opdyrkningen af de omgivende arealer vendte udviklingen, og der begyndte at ske øget udvaskning af næringsstoffer fra de dyrkede arealer. Sammen med direkte udledninger af forurenende stoffer førte det til udvikling af et stadig mere næringsrigt sømiljø. Udviklingen gennem de seneste ca. 150 år er beskrevet i afsnit 10.

## **2.5. Søens opland**

### **2.5.1. Topografisk opland**

Torup Sø har på grund af beliggenheden højt oppe i landskabet nær vandskellet et lille topografisk opland på kun ca. 107,4 ha, hvilket skal ses i forhold til søens areal på ca. 20,2 ha, se figur 2.1 og 2.2.

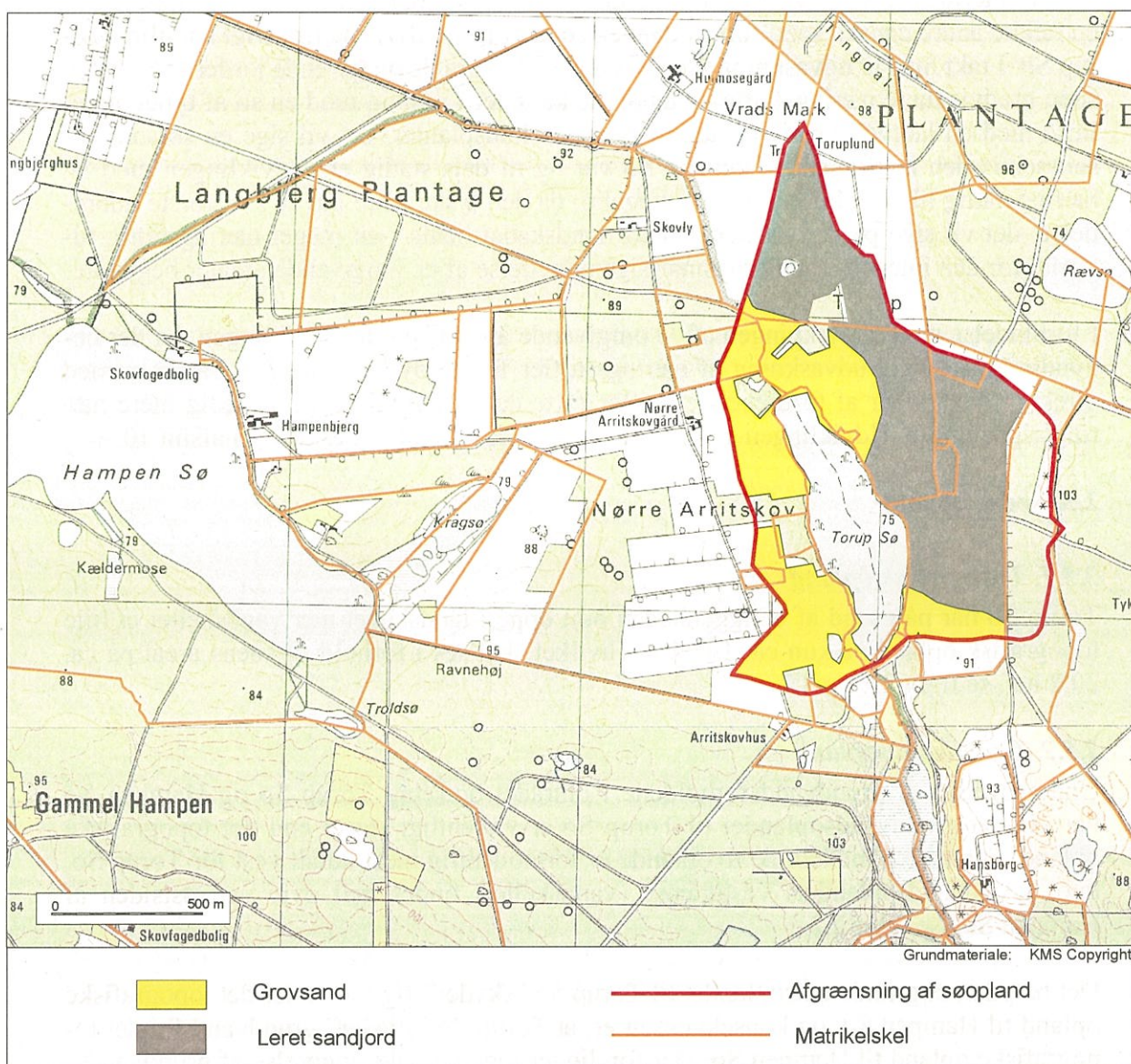
### **2.5.2. Grundvandsopland**

Undersøgelser af grundvandsforholdene i området omkring Torup Sø og Hampen Sø har vist, at grundvandsoplandet til Torup Sø er væsentligt større end det topografiske opland. Forskellen mellem de to oplande er formodentlig mest udtalt vest for Torup Sø, hvor grundvandsoplandets vestgrænse (vandskellet) findes helt ovre ved østsiden af Hampen Sø, se figur 2.2.

Det betyder, at grundvandsoplandet til Torup Sø "skyder" sig ind under det topografiske opland til Hampen Sø, og konsekvensen er, at Torup Sø "stjæler" grundvand fra det topografiske opland til Hampen Sø. Der foreligger ingen eksakt opgørelse af grundvandsoplandets størrelse.

### **2.5.3. Jordbundsforhold**

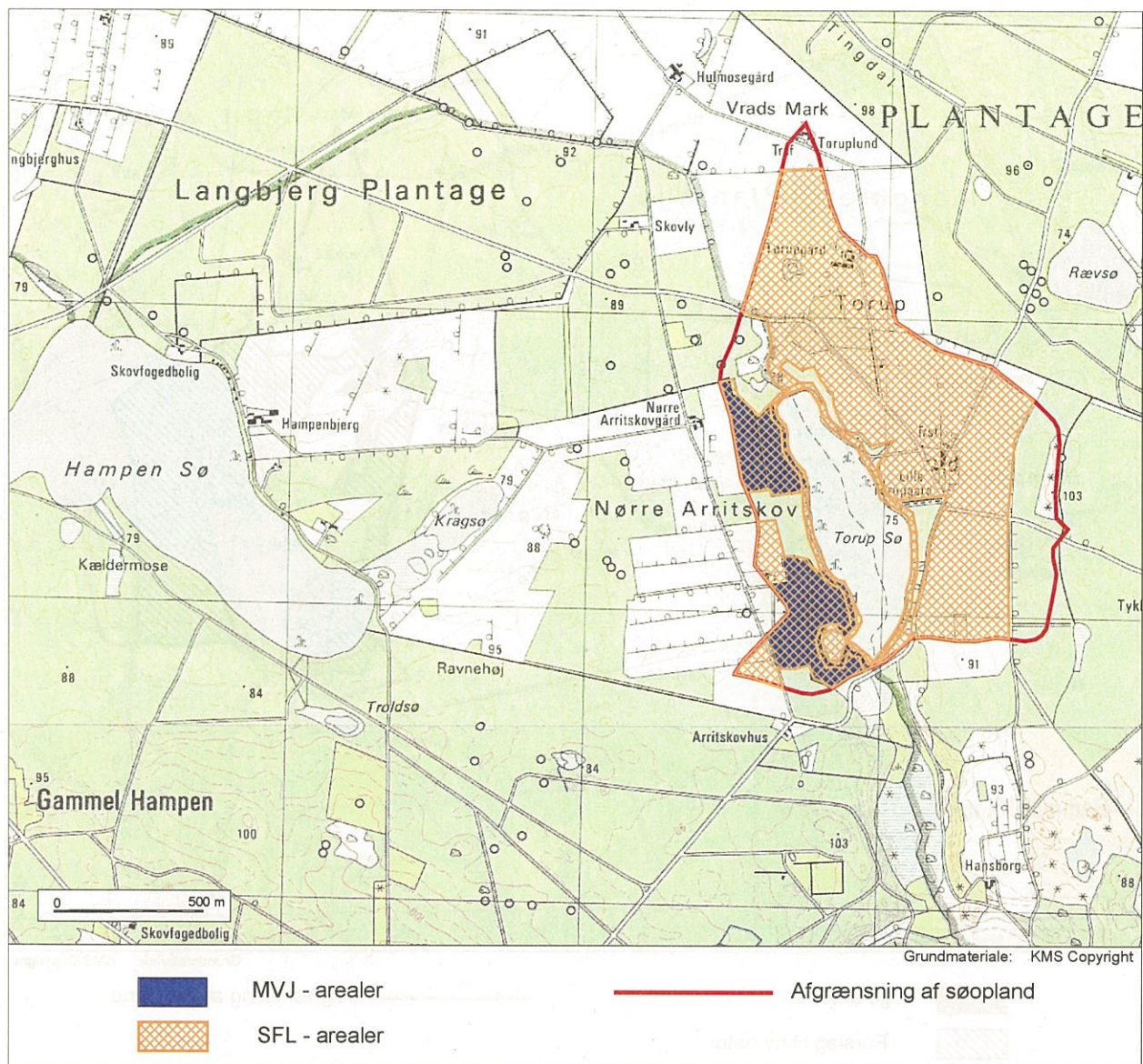
Jordbunden i det topografiske opland til Torup Sø er kortlagt for 89 ha af de i alt 107 ha. 60% af det kortlagte areal består af lerblandet sand, mens 40% består af grovsand. Det må formodes at de ikke kortlagte dele af oplandet har omtrent samme fordeling af jordarter. Humusjorder forekommer efter alt at dømme kun i ringe udstrækning og findes primært i søens nærmeste omgivelser. Jordbundsforholdene fremgår af figur 2.5.



Figur 2.5. Oversigt over jordbundsforholdene i oplandet til Torup Sø.

#### 2.5.4. Arealanvendelse

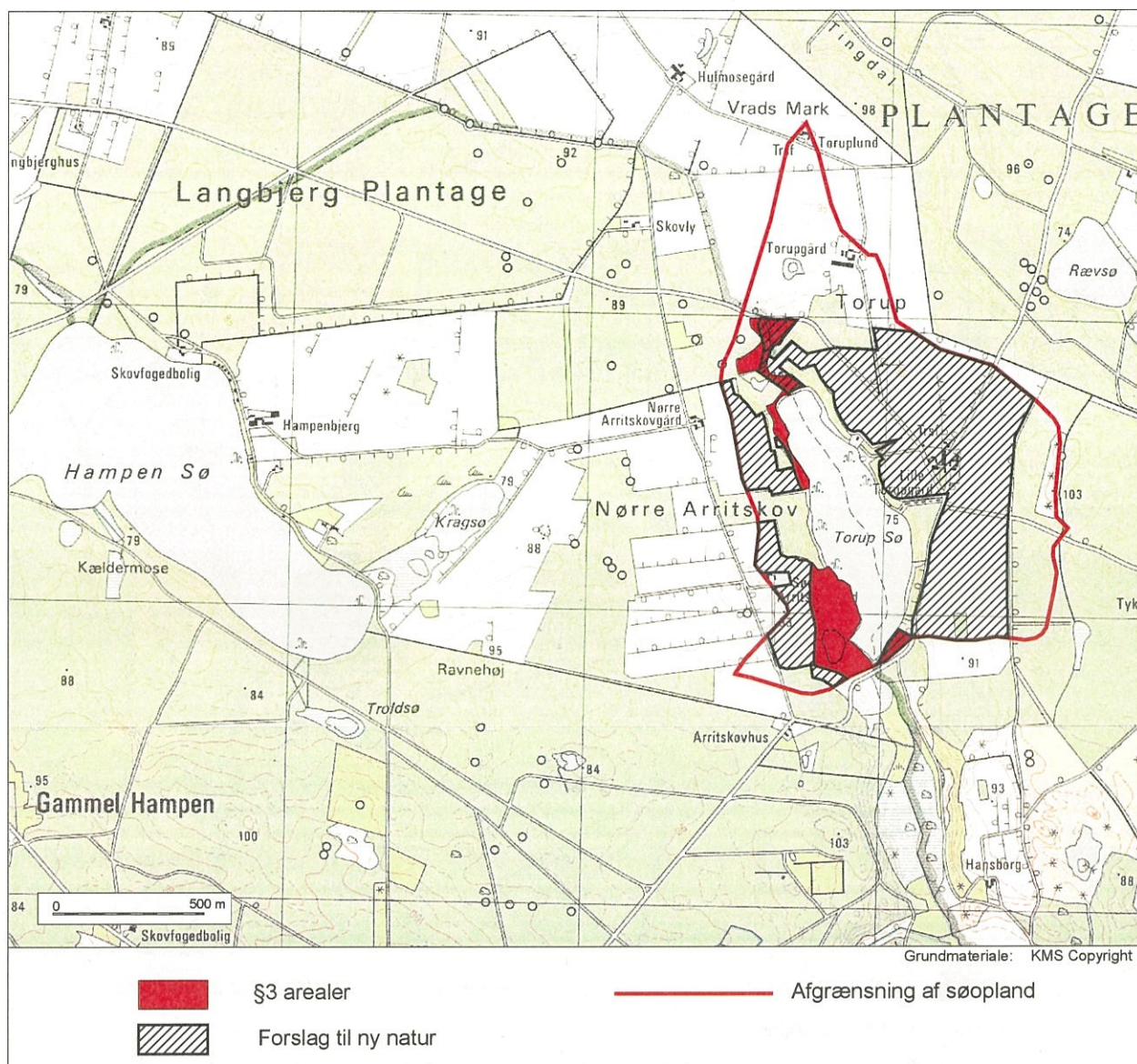
Store dele af det topografiske opland henligger som landbrugsarealer. På søens vestside er der indgået MVJ-aftaler (aftaler om miljøvenligt jordbrug) for flere arealer, der i dag følgelig henligger med ekstensiv udnyttelse, typisk som vedvarende græsarealer. På søens østside dyrkes landbrugsarealerne på traditionel vis. Disse arealer er sammen med de øvrige landbrugsarealer i oplandet udpeget som SFL-arealer (særlig følsomme landbrugsarealer) på grund af den potentielt store indflydelse på søen. MVJ- og SFL-arealerne fremgår af figur 2.6. Foruden landbrugsarealer og mindre naturarealer består oplandet fortrinsvis af skov.



Figur 2.6. Oversigt over MVJ- og SFL-arealer i oplandet til Torup Sø.

### 2.5.5. Eksisterende og fremtidig natur

Der findes i oplandet til Torup Sø mindre naturarealer, der er udpeget efter naturbeskyttelseslovens §3, se figur 2.7. Det drejer sig om mose, eng og overdrev samt det lille søafsnit sydvest for søen. På grund af søens store følsomhed overfor næringsstofbelastning er hovedparten af de eksisterende landbrugsarealer i regionplanerne for Vejle Amt (Vejle Amt, 2001) og Århus Amt (Århus Amt, 2001) udpeget som mulige naturarealer, se figur 2.7. Denne udpegning sigter mod i fremtiden at mindske potentialet for næringsstofudvaskning til søen.



Figur 2.7. Oversigt over eksisterende naturarealer og potentielle naturarealer i oplandet til Torup Sø.

## 2.6. Tilløb og afløb

Torup Sø er beliggende i den øverste del af Mattrup Å-systemet, der er en del af Gudenå-systemet.

Torup Sø har ingen egentlige tilløb i form af åbne vandløb. Overfladisk tilstrømning af vand finder kun sted i meget begrænset omfang fra nogle få, små kildevæld og områder med mere diffus udsivning af vand i de nære omgivelser.

Søens afløb findes i den sydlige ende. Afløbet er normalt vandførende året rundt som følge af betydelig indsvivning af grundvand og tilstrømning af vand fra de små kildeområder.

### 3. Vand- og stoftilførsel 1998

Vand- og stofbalancer for Torup Sø er opgjort for 1998 og er beskrevet i en særskilt rapport (Hedeselskabet, 2000). I det følgende er de væsentligste resultater fra denne rapport gengivet, og de udgør grundlaget for vurderingen af den aktuelle vand- og stofbelastning af søen.

#### 3.1. Vandbalance

Vandbalancen for Torup Sø er baseret på målinger af vandføringen i afløbet, målinger af nedbør og fordampning samt målinger af vandstanden i søen. Der er således ikke foretaget målinger af vandføringen i de enkelte tilløb til søen, idet disse som allerede nævnt består af nogle få, små kildeagtige tilløb.

Vandbalancen for 1998 er vist i tabel 3.1.

	Vand	
	m <sup>3</sup> /år	% af total
Nedbør	199.399	46
Målt tilstrømning	0	0
Umålt tilstrømning	114.350	26
Grundvand	124.499	28
<b>Tilførsel i alt</b>	<b>438.248</b>	<b>100</b>
Fordampning	89.167	20
Afløb	319.962	73
<b>Fraførsel i alt</b>	<b>409.129</b>	<b>93</b>
Magasinændring	29.120	7
Balancesum	438.248	100

Tabel 3.1. Omtrentlig vandbalance for Torup Sø 1998.

Nedbøren var i 1998 den vigtigste enkeltkilde til vandtilførsel, men eftersom 1998 var et vådt år med en samlet nedbørsmængde over normalen og en samlet fordampning under normalen, er de atmosfæriske bidrag og tab for 1998 ikke generelt repræsentative for søen. Det samme gælder i nogen grad de nedbørsafhængige vandtilførsler fra oplandsarealerne, men det skal i den forbindelse nævnes, at 1997 var et meget tørt år, og med en beliggenhed meget højt oppe i landskabet nær vandskellet, kan der ligesom for Hampen Sø's vedkommende forventes en betydelig forsinkelse i søens reaktion på ændringer af nedbørsforholdene.

Årets afstrømning fra søen svarer til en gennemsnitlig vandføring i afløbet på 10,1 l/s, og denne værdi svarer til en gennemsnitlig arealspecifik afstrømning fra det topografiske opland på 7,9 l/s/km<sup>2</sup>.

Sidstnævnte værdi er imidlertid næppe den reelle værdi, eftersom grundvandsskellet mellem Torup Sø og Hampen Sø ligger så langt vestpå som ved den østlige ende af Hampen Sø. Der er ikke foretaget nøjagtige opgørelser af grundvandsoplandets størrelse, men der kan næppe herske tvivl om, at grundvandsoplandet vest for Torup Sø er væsentligt større end det topografiske opland. Det betyder, at den arealspecifikke afstrømning fra grundvandsoplandet er væsentligt mindre end den beregnede værdi for det to-

pografiske opland, hvilket er i bedre overensstemmelse med søens beliggenhed højt oppe i terrænet nær vandskellet, og manglen på større tilløb.

### 3.1.1. Vandets opholdstid

Med en samlet afstrømning af vand fra søen på ca. 320.000 m<sup>3</sup> kan vandets gennemsnitlige opholdstid i søen for 1998 beregnes til ca. 2,6 år. Det betyder, at vandet i søen kun udskiftes ganske langsomt, og som følge deraf er søens potentiale for tab af næringsstoffer mv. med det udstømmende vand meget begrænset.

### 3.1.2. Sammenligning med tidligere undersøgelser

Trods en samlet nedbørsmængde over normalen var afstrømningen fra søen væsentligt mindre end ved en tilsvarende opgørelse af vandbalancen i 1988, da den gennemsnitlige vandføring i afløbet blev opgjort til ca. 25 l/s (Vejle Amt, 1996). Vandbalancen viste dengang, at hovedparten af vandtilførslen til søen skete i form af diffus indsvivning (grundvand), og denne forskel illustrerer tydeligt variationspotentialt for de enkelte kilder til vandtilførslen til Torup Sø.

Som direkte konsekvens af den større afstrømning fra søen var vandets gennemsnitlige opholdstid i 1988 væsentligt kortere end i 1998, nemlig kun ca. 1 år.

## 3.2. Næringsstofbalancer

### 3.2.1. Kvælstof

Kvælstofbalancen for Torup Sø i 1998 er vist i tabel 3.2.

	Kvælstof	
	kg/år	% af total
Atmosfæren	366	24
Naturbidrag	46	3
Dyrkningsbidrag	745	50
Grundvand	336	23
Tilførsel i alt	1.493	100
Afløb	474	32
Magasinændring	274	18
Denitrifikation + sedimentation	746	50
Balancesum	1.493	100

Tabel 3.2. Omtrentlig kvælstofbalance for Torup Sø 1998.

Den samlede tilførsel af kvælstof til Torup Sø var i 1998 forholdsvis lille med de dyrkede arealer som kilde til ca. 50% af den samlede tilførsel.

I sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram ligger den arealspecifikke kvælstofbelastning af Torup Sø med en værdi på ca. 23 mg/m<sup>2</sup>/døgn lavere end 25%-fraktilen, jf. (Jensen et al., 1997), og det må ses som udtryk for, at kvælstofpåvirkningen af søen var lav i forhold til de fleste andre søer, et forhold som formodentlig kan henføres til både den begrænsede andel af dyrkede arealer i et lille opland og til søens beliggenhed meget højt oppe i landskabet.

Den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i det indstrømmende vand fra oplandet kan beregnes til 4,7 mg/l, hvilket er lidt lavere 25%-fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, jf. (Jensen et al., 1997). Også på den måde lå Torup Sø lavt med hensyn til kvælstofbelastning.

Kun en mindre del (ca. 32%) af den samlede tilførsel forlod i 1998 søen igen via afløbet, og ca. 18% blev ophobet (magasineret) i søens vandmasser, mens den sidste halvdel blev enten denitrificeret eller aflejret i søens sediment.

Det er ikke på det foreliggende grundlag muligt at vurdere, hvor store mængder kvælstof, der forlod søen ved denitrifikation, og hvor store dele der blev aflejret på bunden, men det vurderes, at Torup Sø taber forholdsvis små mængder kvælstof gennem denitrifikation, idet store dele af kvælstofpuljen i sommerhalvåret findes i bundvandet på reduceret form som ammoniak+ammonium, der ikke afgives til atmosfæren via denitrifikation, jf. kapitel 5.

Beregner man den samlede sedimentation af kvælstof på grundlag af undersøgelserne af sedimentets kvælstofindhold og sedimentationsraten, se kapitel 5, fås en værdi på ca. 1.500 kg/år, hvis der regnes med samme sedimentationsrate og kvælstofindhold overalt i søen, og en noget lavere værdi, hvis der regnes med lavere sedimentationsrate og kvælstofindhold på/i den brednære halvdel af bunden (<4-5 meters dybde), hvor sedimentationen erfaringsmæssigt er lavere, og hvor denitrifikationen må formodes at være større.

Det skal i denne forbindelse nævnes, at der i Torup Sø er tilbagevendende forekomst af kvælstoffikserende blågrønalger (fortrinsvis *Aphanizomenon*), og det betyder, at der i søens samlede kvælstofbalance indgår en kilde med et ukendt kvælstofbidrag. Den høje beregnede sedimentation i forhold til den samlede udefra kommende kvælstofmængde tyder på, at kvælstofbidraget fra blågrønalgerne fiksering af atmosfærisk kvælstof kan have et ikke ubetydeligt omfang, men der kan heller ikke ses bort fra betydelig usikkerhed på opgørelsen, der for oplandsarealernes vedkommende er baseret på erfaringstal.

Selvom størrelsen af denitrifikationen og sedimentationen af kvælstof ikke er kendt i detaljer, synes det med ovenstående beregninger sandsynliggjort, at denitrifikationen kan have et forholdsvis begrænset omfang, mens sedimentationen kan have et betydeligt omfang, særlig i den dybeste halvdel af søen. Her er grundlaget for denitrifikation ringe i forbindelse med sommerens lagdeling af vandmasserne og iltsvind i bundvandet, og det betyder, at den uorganiske kvælstof i bundvandet især findes som ammoniak+ammonium, der først i forbindelse med efterårets omrøring af vandmasserne oxideres til nitrit+nitrat, som er søens dominerende uorganiske kvælstoffraktion i vinterhalvåret.

### 3.2.2. Fosfor

Fosforbalancen for Torup Sø i 1998 er vist i tabel 3.3.

	Fosfor	
	kg/år	% af total
Atmosfæren	3,7	18
Naturbidrag	1,5	7
Dyrkningsbidrag	13,0	61
Grundvand	2,9	14
Tilførsel i alt	21,1	100
Afløb	30,1	143
Magasinændring	8,0	38
Sedimentation	-17,0	-81
Balancesum	21,1	100

Figur 3.3. Omtrentlig fosforbalance for Torup Sø 1998.

Fosforbidraget fra de dyrkede arealer udgør ca. 61% af den samlede tilførsel og er dermed det største enkeltbidrag. Den arealspecifikke fosforbelastning for Torup Sø kan beregnes til ca. 0,32 mg/m<sup>2</sup>/døgn, og den værdi er kun ca. halvt så stor som 25%-fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, jf. (Jensen et al., 1997). Torup Sø kunne på den baggrund karakteriseres som en sø med en forholdsvis lille udefra kommende fosforbelastning i 1998.

Den gennemsnitlige fosforkoncentration i det indstrømmende vand fra oplandet kan beregnes til 0,073 mg/l, hvilket er væsentligt lavere end 25%-fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, jf. (Jensen et al., 1997). Også på den måde lå Torup Sø i 1998 lavt med hensyn til fosforbelastning.

Beregner man den samlede sedimentation af fosfor på grundlag af undersøgelserne af sedimentets fosforindhold og sedimentationsraten, se kapitel 5, fås en værdi på ca. 98 kg/år, hvis der regnes med samme sedimentationsrate og fosforindhold overalt i søen, og en noget lavere værdi, hvis der regnes med lavere sedimentationsrate og fosforindhold i den brednære halvdel af bunden (<4-5 meters dybde), hvor sedimentationen erfaringsmæssigt er lavere.

Der er tale om en meget markant uoverensstemmelse mellem den beregnede sedimentation og fosforbalancens angivelse af en betydelig frigivelse af fosfor fra sedimentet. Selv hvis der tages højde for, at sedimentationen af fosfor formodentlig er lille i søens brednære halvdel, er det ikke muligt at få overensstemmelse mellem værdierne, og der er ikke i det foreliggende datamateriale mulighed for at beskrive årsagerne til den manglende overensstemmelse. Dog er det væsentligt at være opmærksom på, at fosfor har betydelig mobilitet i sedimentet, og det betyder, at de mængder, der kan beregnes ud fra sedimentationsrater og fosforkoncentrationer i sedimentet, ikke nødvendigvis afspejler nettosedimentationen korrekt.

Det skal nævnes, at nettotabet af fosfor via afløbet overordnet set er gavnligt for søen, idet dennes sediment på den måde med tiden bliver gradvis mere fattigt på fosfor. Denne positive nettoeffekt er imidlertid ledsaget af en mere problematisk effekt i løbet af året, idet frigivelsen af fosfor fra sedimentet formodes at være den drivende faktor i søens tilbagevendende masseopblomstring af blågrøn alger.



Dertil kommer, at aflastning af Torup Sø via afløbet betyder belastning af den nedstrøms beliggende Halle Sø.

### 3.3. Jern

Der er ikke foretaget målinger, der muliggør opstilling af jernbalancen for Torup Sø.

Den samlede transport af jern ud af søen via afløbet er opgjort til 10,3 kg/år, og den samlede tilførsel med grundvandet er opgjort til 4,0 kg.

Disse tal giver selvsagt ikke et retvisende billede af jernbalancen, men de indikerer trods usikkerhederne det forhold, at søens sediment i forbindelse med iltsvind i bundvandet frigiver betydelige mængder jern, hvoraf en del tabes fra søen med det udstømmende vand via afløbet.

## 4. Søens vandmasser – fysiske og kemiske forhold

### 4.1. Fysiske forhold

#### 4.1.1. Ilt og temperatur

Der er gennem årene gennemført en lang række profilmålinger af bl.a. ilt og temperatur ned gennem vandsøjlen. Figur 4.1 viser resultaterne af profilmålingerne i 1996, 1997 og 1998, mens bilag 1 indeholder en oversigt over samtlige profildata fra perioden 1996-2000.

Profilmålingerne viser, at vandmasserne i Torup Sø har en udtalt tendens til temperaturlagdeling, men med et meget varierende forløb fra år til år afhængig af vejrforholdene.

I perioden 1996-2000 har der været såvel meget tørre, solrige og varme år (1997) som mere normale år (1996) og våde og kølige år (1998 og 1999).

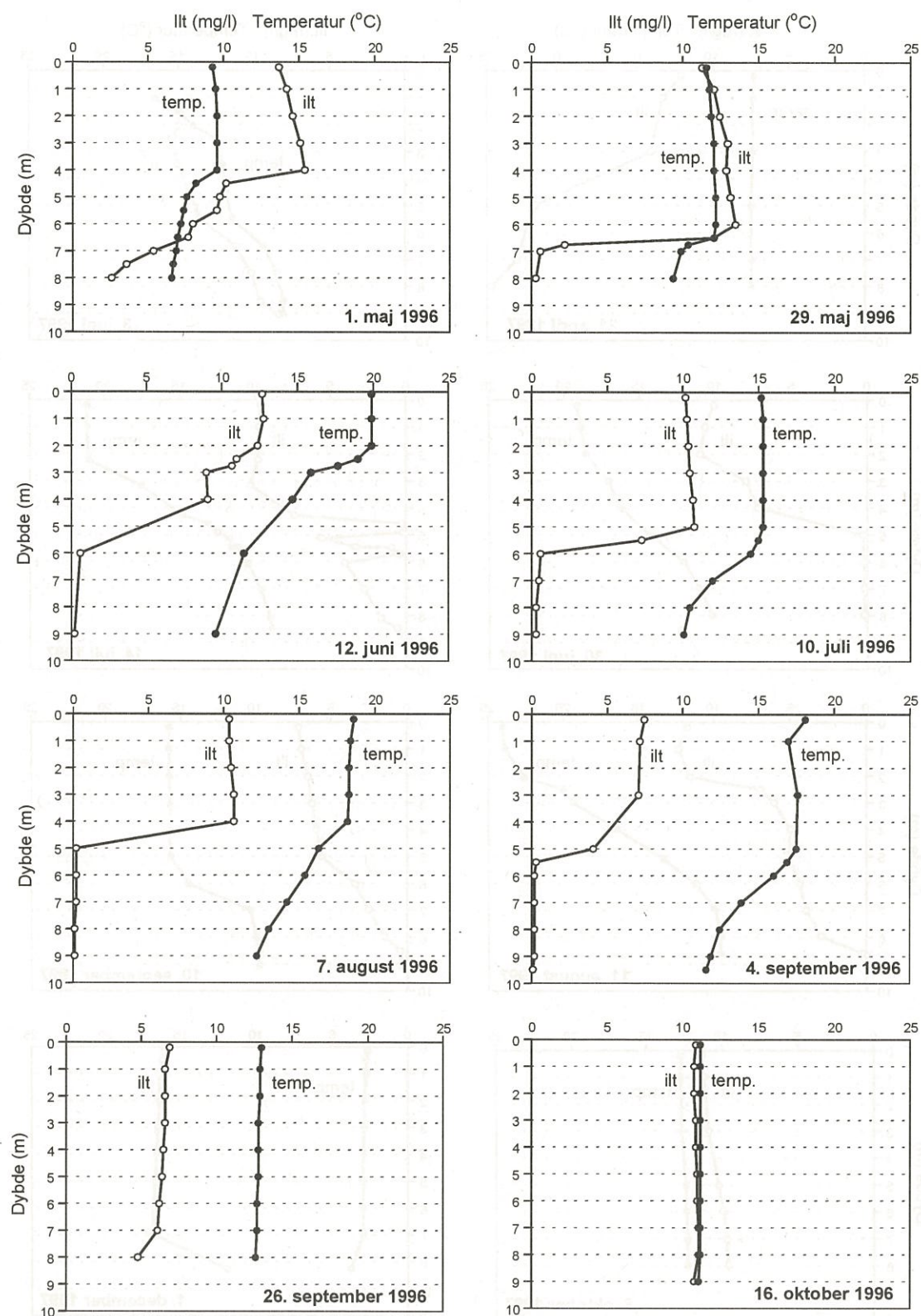
I 1996 skete temperaturlagdelingen allerede i begyndelsen af maj, og midt i juni lå springlaget helt oppe 2-3 meters dybde. Senere på sommeren lå springlaget igen dybere, og i løbet af september blev vandmasserne igen fuldt opblandede.

Allerede i forbindelse med den tidlige lagdeling i begyndelsen af maj skete der iltsvind i de bundnære vandmasser, og gennem hele sommerperioden var der næsten fuldstændigt iltsvind fra ca. 5 meters dybde og nedefter.

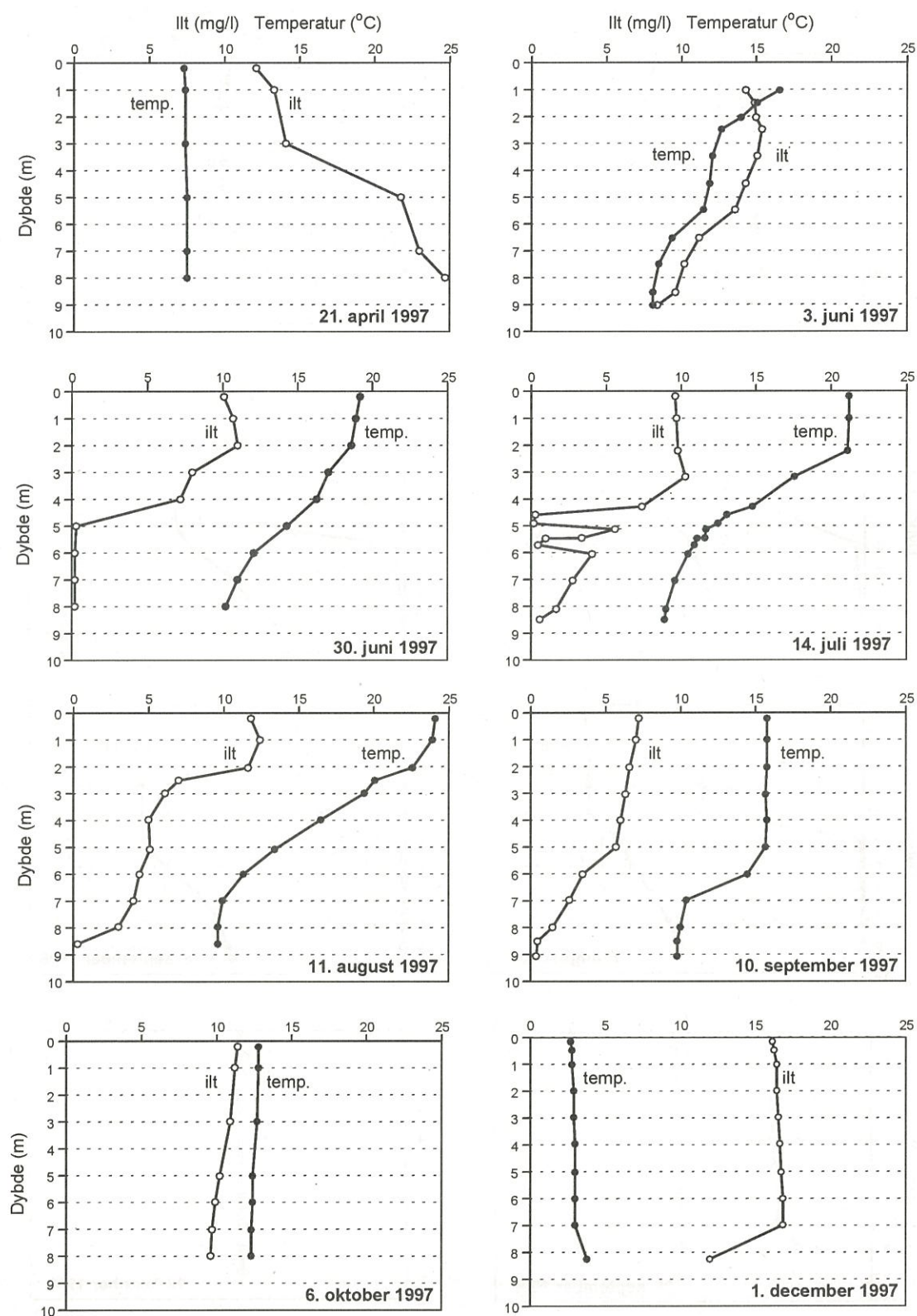
1997 kunne ud fra vejrforholdene (varmt, tørt og solrigt vejr) forventes at være et år med markant og stabil temperaturlagdeling af vandmasserne, og profilmålingerne viser da også lagdeling fra begyndelsen af juni til sidst i september. Med denne lagdeling kunne der forventes udtalt iltsvind i bundvandet, men det skete ikke i et omfang som forventet. Det har ikke været muligt at finde en plausibel forklaring på dette forhold.

Til trods for at 1998 i lange perioder var præget af køligt, solfattigt vejr med store mængder nedbør skete der også i dette år en markant lagdeling af vandmasserne, og i juli lå springlaget helt oppe i 2,5-3,5 meters dybde med markant iltsvind helt op til samme dybdeniveau. Selvom springlaget senere på sommeren kom til at ligge dybere, var bundvandet i hele perioden stærkt præget af iltsvind, og selv henne i oktober måned var der iltsvind i de dybeste dele af søen.

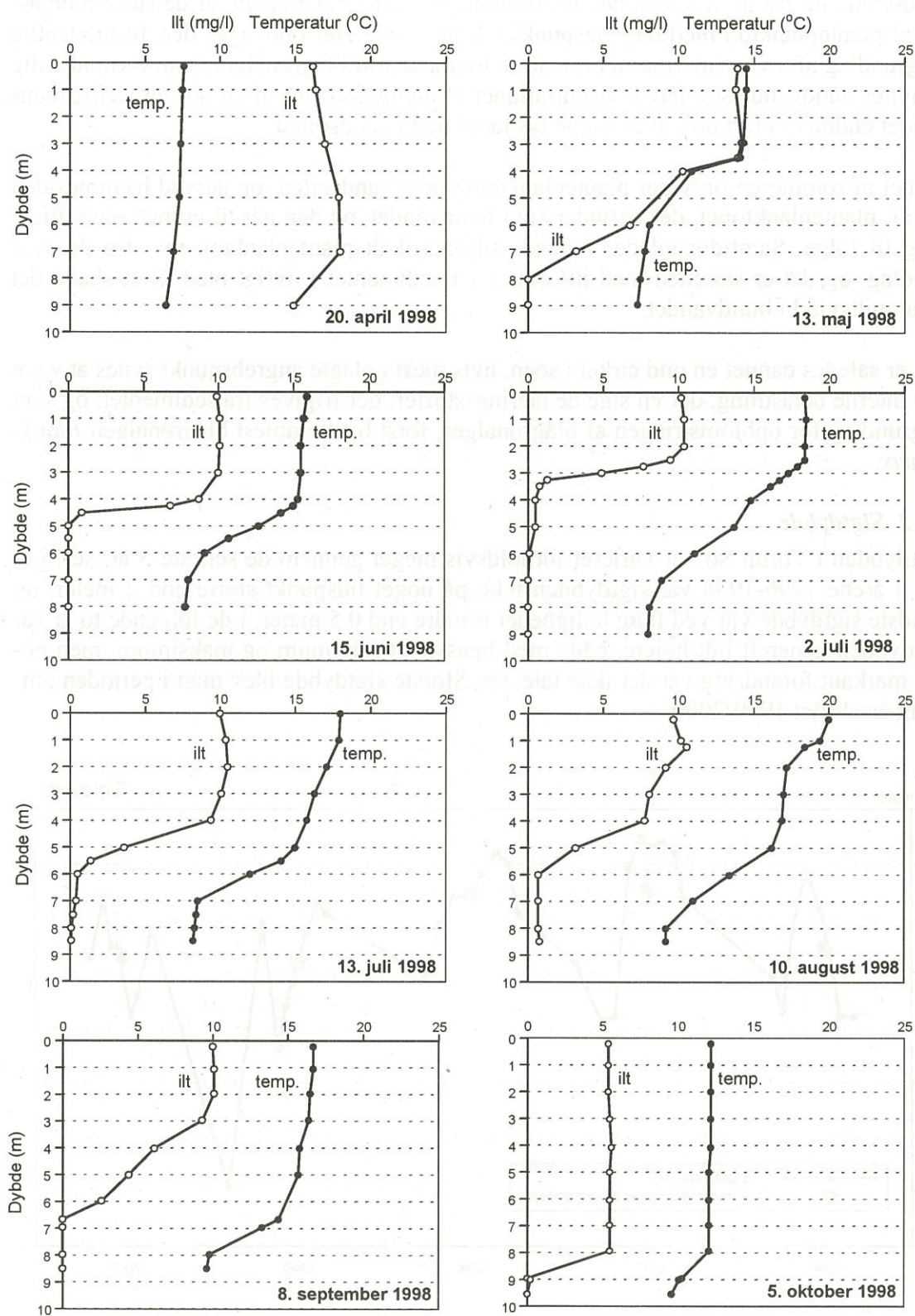
Samlet set vurderes det, at dannelse af temperaturspringlag er en naturlig hændelse i Torup Sø, betinget af søens forholdsvis store dybde og vindbeskyttede beliggenhed. Til gengæld vurderes det ofte langvarige og omfattende iltsvind i udstrakt grad at være et kulturbetinget fænomen, der efter alt at dømme er drevet af de næringsstoffer, som hvert år frigives i store mængder fra sedimentet og fra mineraliseringen af dødt planteplankton. I søens oprindelige tilstand må det formodes, at iltsvindet først indtrådte senere i perioden med lagdeling af vandmasserne og var af mindre omfang. Det må endvidere antages, at der ikke i forbindelse med iltsvindet blev frigivet tilnærmelsesvis så store mængder næringsstoffer, som tilfældet er i dag.



Figur 4.1. Temperatur- og iltprofiler i Torup Sø 1996-1998.  
(fortsættes)



Figur 4.1. Temperatur- og iltprofiler i Torup Sø 1996-1998.  
(fortsættes)



Figur 4.1. Temperatur- og iltprofiler i Torup Sø 1996-1998.

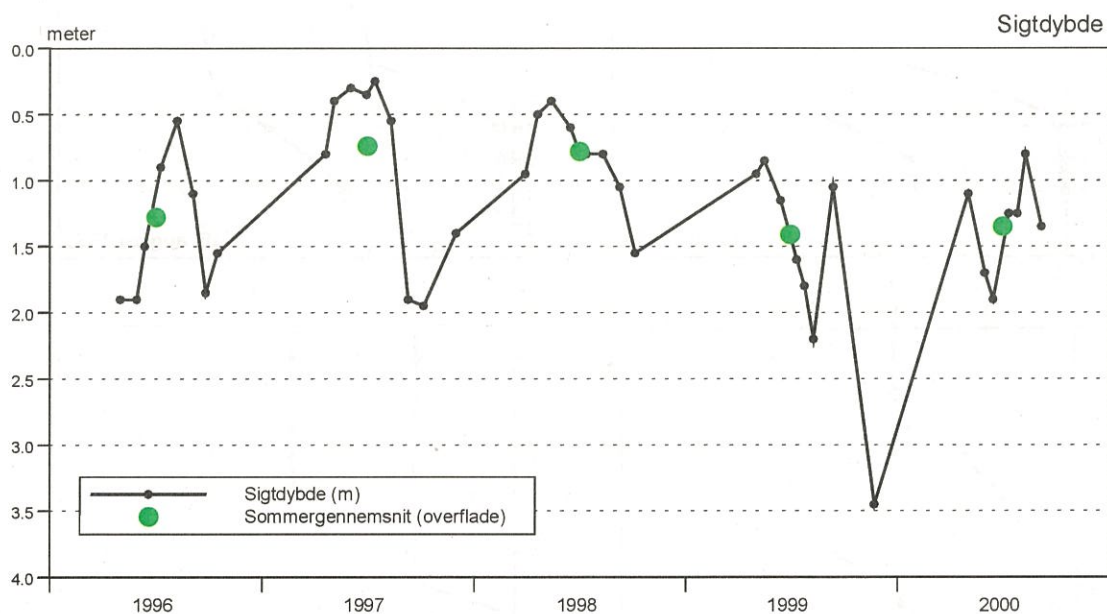
At dømme ud fra de foreliggende profilmålinger sker opbygningen af de store biomasser af planteplankton med udgangspunkt i søens bund. Her opbygges der, formodentlig på grundlag af overvintrende sporer, store biomasser af blågrønalger, som formodentlig udnytter bundvandets højere koncentrationer af næringsstoffer til en hurtig vækst mens vandet endnu er klart nok til at slippe lys langt ned i vandsøjlen.

I løbet af sommeren opfylder planteplanktonet hele vandsøjlen, og derved hæmmes den del af planteplanktonet, der befinder sig i bundvandet, og den går til grunde med iltforbrug til følge. Samtidig vil der løbende tilføres dødt planteplankton mv. fra de øvre vandlag, og det er sammen med iltforbruget i sedimentet i øvrigt med til at skabe det udtalte iltsvind i bundvandet.

Det er således dannet en ond cirkel i søen, hvis mest oplagte angrebepunkt synes at være den interne belastning, det vil sige de næringsstoffer, der frigives fra sedimentet, og som er grundlag for opblomstringen af blågrønalger, først og fremmest blågrønalgen *Planktothrix*.

#### 4.1.2. Sigtdybde

Sigtdybden i Torup Sø har varieret forholdsvis meget gennem de seneste 5 år, se figur 4.2. I årene 1996-1998 var sigtdybden ikke på noget tidspunkt større end 2 meter, og mindste sigtdybde var ved flere lejligheder mindre end 0,5 meter. I de følgende to år var sigtdybden generelt lidt højere, både med hensyn til minimum og maksimum, men nogen markant forandring var der ikke tale om. Største sigtdybde blev målt i perioden omkring årsskiftet 1999/2000.



Figur 4.2. Oversigt over variationen af sigtdybden i Torup Sø 1996-2000. Sommermiddelsigtdybden (maj-september) er vist med grøn prik.

Sigtdybden er på klassisk vis styret af mængden af planteplankton, udtrykt ved koncentrationen af klorofyl-a, og de senere års meget lave sigtdybdeværdier var sammenfal-

dende med høje koncentrationer af klorofyl-a, ligesom de to seneste års lidt højere sigt-  
dybdeværdier var sammenfaldende med lidt lavere koncentrationer af klorofyl-a.

I sammenligning med årene før 1996 har sigt-  
dybden gennem de seneste 5 år ligget på et  
lavere niveau, idet der især har været færre dage med høje værdier, jf. (Vejle Amt,  
1996).

Sammenholdt med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var Torup Sø med  
sommermiddelsigt-  
dybder i intervallet 0,74-1,41 m på niveau med den bedste halvdel af  
søerne, jf. (Jensen et al., 1997).

## 4.2. Kemiske forhold

Variationen af de vigtigste vandkemiske variabler i Torup Sø i perioden 1996-2000 er  
vist i figur 4.3.

### 4.2.1. Klorofyl-a

Koncentrationen af klorofyl-a lå i første halvdel af perioden på et forholdsvis højt ni-  
veau med usædvanligt høje værdier i den varme og solrige sommer 1997.

De to seneste års forholdsvis lave værdier skal sandsynligvis ses som resultat af disse to  
års forholdsvis kølige og nedbørsrige vejr, og det vurderes derfor også at være årsagen  
til, at sommermiddelkoncentrationen af klorofyl-a lå lavere i sidste halvdel af perioden,  
se figur 4.3.

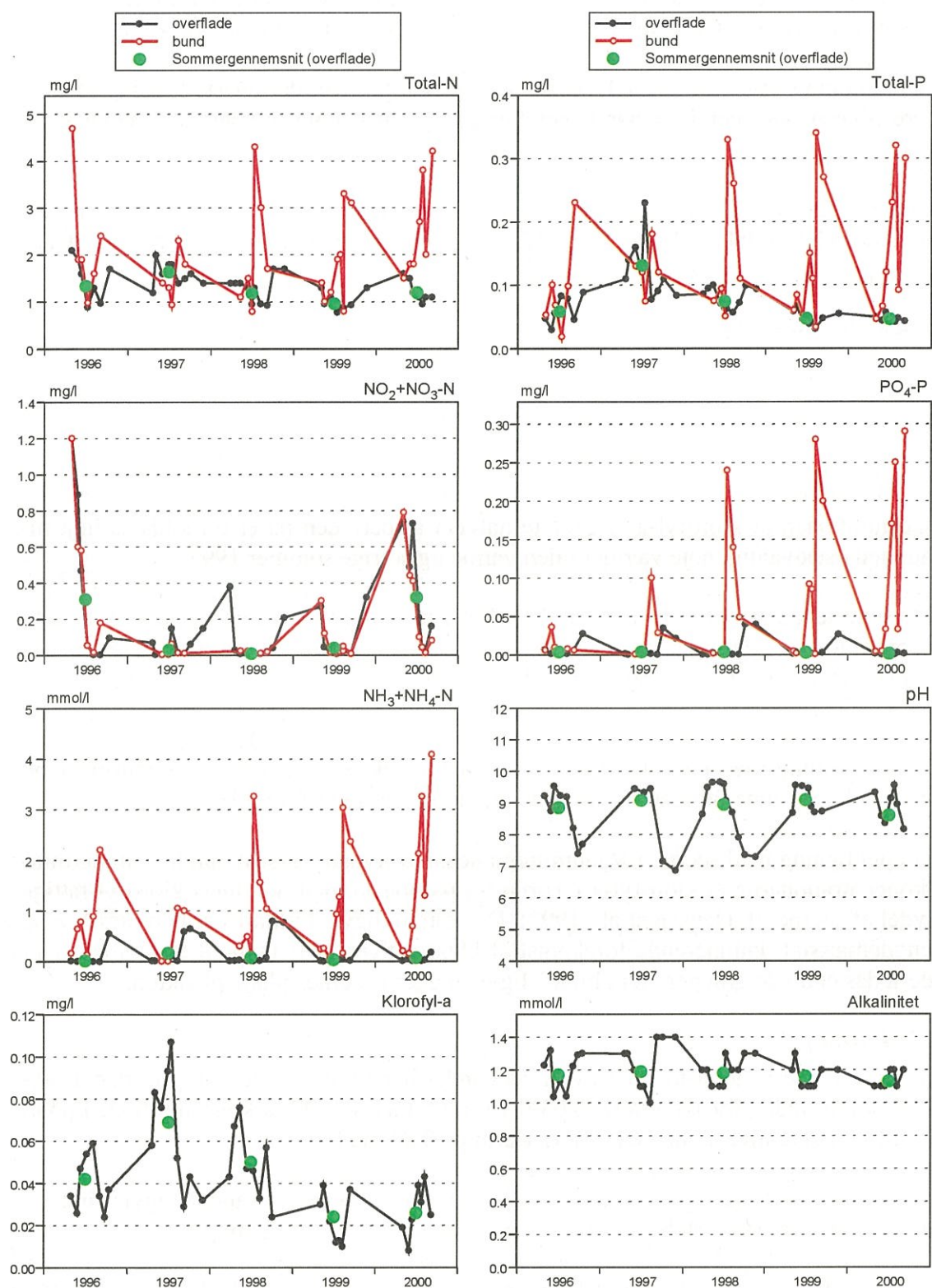
I sammenligning med perioden før 1996 synes der ikke at være sket forandringer ud  
over, hvad der kunne forventes som følge af variationer i vejrforholdene.

I sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram lå sommernid-  
delkoncentrationerne af klorofyl-a i Torup Sø på niveau med den mest klorofyl-fattige  
halvdel af søerne, jf. (Jensen et al., 1997). Det kan muligvis forklares af den massive og  
mængdemæssigt dominerende forekomst af blågrøn-alger, hvis indhold af pigmenter er  
anderledes end i de grupper, der almindeligvis indgår i søernes planteplankton.

### 4.2.2. Fosfor

Koncentrationen af total-fosfor i overfladevandet har i hovedparten af perioden 1996-  
2000 varieret inden for intervallet 0,05-0,10 mg/l, men i 1997 lå koncentrationen på et  
væsentligt højere niveau med en største værdi på 0,23 mg/l.

Forklaringen på det afvigende koncentrationsniveau i 1997 skal sandsynligvis findes i  
dette års usædvanlige forløb af vandmassernes lagdeling og opblanding.



Figur 4.3. Oversigt over variationen af de vigtigste vandkemiske variable i Torup Sø i perioden 1996-2000. Sommermiddelværdierne (maj-september) er vist med grøn prik.



Med undtagelse af det afvigende år 1997 har det i alle årene været karakteristisk, at koncentrationen af total-fosfor i bundvandet har ligget på et væsentligt højere niveau end koncentrationen i overfladevandet. Det gælder også i de senere års kølige somre, hvor koncentrationen af total-fosfor i overfladevandet til gengæld lå på et lavere niveau end i de forudgående år. Sidstnævnte forhold skyldes formodentlig de kølige somres mindre produktion af planteplankton, hvorved der ikke blev trukket så store mængder fosfor fra bundvandet op i overfladevandet.

Koncentrationen af orthofosfat har gennem hele perioden varieret inden for intervallet 0-0,05 mg/l med de højeste værdier forekommende i månederne efter totalomrøringen af vandmasserne, i hvilken forbindelse det fosforrige bundvand bliver opblandet med det mindre fosforrige overfladevand. Igennem hele perioden er koncentrationen af orthofosfat hver sommer faldet til meget lave værdier som følge af planteplanktonets optagelse.

Koncentrationen af total-fosfor viser en faldende tendens gennem perioden, og det skal antagelig alene ses som et resultat af de seneste års forholdsvis typiske og stabile lagdeling af vandmasserne, der har begrænset tilførslen af fosfor fra bundvandet, og planteplanktonets mindre biomasser og vækst, der har betydet en mindre transport af fosfor fra bundvandet op i overfladevandet.

Koncentrationen af orthofosfat i overfladevandet viser ingen udviklingstendens i perioden, men til gengæld er der en stigende tendens for koncentrationen i bundvandet, hvilket antagelig hænger sammen med de senere års mere udtalte adskillelse mellem overfladevandet og bundvandet.

I sammenligning med perioden før 1996 viser koncentrationerne af fosfor inden for de seneste 5 år ingen forandringer ud over, hvad der kan tilskrives variationer i bl.a. de vejrsmæssigt forhold og de deraf afledte variationer i søens vigtigste biologiske komponent, planteplanktonet.

I sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram lå sommermiddelkoncentrationerne af fosfor i Torup Sø (overfladevandet) på et forholdsvis lavt niveau mellem 25%-fraktilen og medianen, jf. (Jensen et al., 1997).

Det skal i den forbindelse nævnes, at hvis Torup Sø ikke var genstand for tilbagevendende fosforfrigivelse fra sedimentet, ville søen i ligevægt med den aktuelle eksterne fosforbelastning have en sommermiddelkoncentration af total-fosfor i størrelsesordenen 0,02-0,03 mg/l, jf. modellen i (Jensen et al., 1997), og det betyder, at der i en sådan situation ville kunne forventes sigtddybder i størrelsesordenen 2,5-3,5 m, jf. modellerne i (Jensen et al., 1997).

Det vurderes på den baggrund, at det næppe er den aktuelle eksterne belastning, der er årsag til søens dårlige miljøtilstand.

#### 4.2.3. Kvælstof

Koncentrationen af total-kvælstof i overfladevandet har gennem hele perioden varieret inden for et forholdsvis snævert interval omkring 1,5 mg/l. Mindre dele af kvælstofpul-

jen i overfladevandet fandtes som nitrit+nitrat, mens koncentrationen af ammoniak+ammonium i almindelighed var den dominerende fraktion af uorganisk kvælstof.

I bundvandet var kvælstofforholdene markant anderledes end i overfladevandet. Her blev der hver år opbygget meget høje koncentrationer af ammoniak+ammonium i forbindelse med lagdelingen af vandmasserne, og det var disse høje koncentrationer, der med en vis forsinkelse afstedkom forhøjede koncentrationer i overfladevandet i forbindelse med opblandingen af vandmasserne efter sommerens lagdeling.

De høje koncentrationer af ammoniak+ammonium opbygges sandsynligvis som følge af mineralisering af store mængder organisk stof i søens bund og bundnære vandmasser, og på grund af det normalt udtalte iltsvind i bundvandet sker der ikke under lagdelingen en løbende oxidation af ammoniak+ammonium til nitrit+nitrat. Denne oxidation finder først sted, når vandmasserne opblandes sidst på året, og oxidationen var efter alt at dømme så hurtig og effektiv, at koncentrationen af ammoniak+ammonium i de opblandede vandmasser kun kortvarigt nåede op på et forhøjet niveau. Det skal dog nævnes, at antallet af målinger efter opblandingen af vandmasserne generelt var få, og de giver derfor ikke et dækkende billede af den tidlige udvikling af koncentrationen af ammoniak+ammonium i vinterhalvåret.

Kvælstofkredsløbet i Torup Sø er efter de foreliggende data at dømme væsentligt forskelligt fra, hvad man kender i lavvandede søer med permanent opblandede vandmasser.

Her fjernes der løbende store mængder kvælstof gennem denitrifikation (omsætning af opløst kvælstof (nitrit+nitrat) til luftformig kvælstof, der afgives til atmosfæren), men det sker ikke i samme omfang i Torup Sø, hvor forholdene i hovedtræk kan beskrives således: ved vandmassernes omrøring i efterårsperioden opblandes det forholdsvis kvælstoffattige overfladevand med det kvælstofrige bundvand, og overfladevandet når årsmaksimumsniveauet for kvælstof med en betydelig del heraf i form af nitrit+nitrat. I forbindelse med lagdelingen af vandmasserne opbruger planteplanktonet hurtigt den uorganiske kvæstoffraktion i overfladevandet, som derved bliver meget fattigt på uorganisk kvælstof. Denne mangel på uorganisk kvælstof kan dele af søens dominerende planteplanktongruppe, blågrønalgerne, i nogen grad kompensere for ved at fiksere atmosfærisk kvælstof, således at der kan opretholdes høje planteplanktonbiomasser selv i perioderne med lave koncentrationer af uorganisk kvælstof i overfladevandet. Ved den løbende nedsynkning af dødt planteplankton flyttes der til stadighed kvælstof fra overfladevandet til bundvandet, hvor der sker en nedbrydning (mineralisering) af algerne. Herved frigives der store mængder ammoniak. Ammonium+ammoniak i bundvandet er i vid udstrækning "spærret inde" af springlaget, og den frigivne kvælstof fra de døde alger vender derfor kun i ringe udstrækning tilbage til overfladevandet ved diffusion, mens der er lagdeling af vandmasserne. I bundvandet er der udtalt iltsvind i lange perioder hvert år, og det iltfattige miljø er årsag til, at ammoniak+ammonium ikke oxideres til nitrit+nitrat, og når kvælstofpuljen ikke findes som nitrit+nitrat, kan der ikke ske tab af kvælstof gennem denitrifikation. Den normale mekanisme til "bortskaffelse" af kvælstof fra sømiljøet er således sat delvis ud af kraft for så vidt angår bundvandet, og i Torup Sø skønnes væsentlige dele af kvælstofpuljen derfor at blive recyclet adskillige gange, hver gang med et begrænset tab gennem denitrifikation.

I Torup Sø sker denitrifikationen sandsynligvis især i den del af søbassinet, der ligger over springlaget, det vil sige der hvor uorganisk kvælstof har mulighed for at forekomme som nitrit+nitrat. Her er koncentrationen af netop nitrit+nitrat imidlertid meget lav i hovedparten af året, og der er derfor ikke i søbassinet's "øvre" del grundlag for fjernelse af store mængder kvælstof ved denitrifikation. Torup Sø er derfor lang tid om at skille sig af med både aktuelle og tidligere tiders tilførsler af kvælstof, ikke mindst fordi de tidligere tiders tilførsler af fosfor kan være med til at fremme tilgangen af kvælstof gennem planteplanktonets (blågrønalgerne) fiksering af atmosfærisk kvælstof.

I sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram lå sommermiddelkoncentrationerne af total-kvælstof og nitrit+nitrat i Torup Sø (overfladevandet) på et forholdsvis lavt niveau mellem 25%-fraktilen og medianen, jf. (Jensen et al., 1997). Til gengæld lå sommermiddelkoncentrationerne af ammoniak+ammonium på et noget højere niveau, hvilket formodentlig skyldes de tidvis meget høje koncentrationer i bundvandet.

#### **4.2.4. Alkalinitet og pH**

Alkaliniteten i Torup Sø har gennem hele perioden varieret inden for et forholdsvis snævert interval omkring værdien 1,2 meq/l med en tendens til faldende amplitude i variationen inden for de senere år. Det forklares ved den mindskede biologiske aktivitet i planteplanktonet.

pH har på tilsvarende vis varieret inden for et interval omkring værdien 8,5. I forbindelse med høj produktivitet i planteplanktonet har værdierne regelmæssigt været oppe i intervallet 9,5-10,0, og på tilsvarende vis har værdierne i forbindelse med omrøringen af vandmasserne flere gange været nede under 7. Sidstnævnte skyldes, at bundvandet i perioder når ned på lave pH-værdier i intervallet 5-6.

Set under ét er alkaliniteten og pH i søen to variabler, hvis niveauer grundlæggende er bestemt af geologien i søens opland og hvis variation efter alt at dømme primært er styret af den biologiske aktivitet i søen, først og fremmest planteplanktonets, idet både produktionen i overfladevandet og nedbrydningen i bundvandet afstedkommer store variationer.

I sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram lå sommermiddelværdierne af alkaliniteten i Torup Sø på et lavt niveau, mens sommermiddelværdierne af pH lå på et højt niveau over 75%-fraktilen. Sidstnævnte skyldes planteplanktonets fotosyntesebetingede hævnning af pH til meget høje værdier i sommerperioden.

### **4.3. Målte versus forventede værdier**

Set under ét har de seneste 5 års målinger i Torup Sø givet et billede af en sø, hvis overfladevand var forholdsvis næringsfattigt i sammenligning med andre danske søer, men hvor der alligevel var forekomst af et meget veludviklet planteplankton med fuldstændig dominans af blågrønalger.

Grundlaget for denne årligt tilbagevendende opblomstring af blågrønalger var efter alt at dømme en betydelig frigivelse af fosfor fra søens sediment og en omfattende tilbage-

holdelse og recykling af kvælstof som følge af kraftigt iltsvind i bundvandet i forbindelse med temperaturlagdeling af vandmasserne.

Empiriske modeller fra søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er anvendt som grundlag for omsætning af de beregnede sommermiddelkoncentrationer af totalfosfor til sommermiddelkoncentrationer af klorofyl-a henholdsvis sommermiddelværdier af sigtddybden. Sammenholdes de målte værdier med modelforudsigelserne ses det, at værdierne for klorofyl-a ligger forholdsvis tæt på de forventede i periodens første tre år og noget lavere end forventet i periodens sidste to år, mens værdierne for sigtddybde generelt ligger lavere end forventet i alle periodens fem år, se tabel 4.1. For både klorofyl-a og sigtddybden gælder, at forskellen mellem de målte og forventede værdier er størst, når der anvendes den model, der tager højde for søens middeldybde.

År	Total-fosfor (mg/l)	Klorofyl-a (mg/l)		Sigtddybde (m)	
	Målt	Målt	Forventet model 1-2	Målt	Forventet model 3-4
1996	0,058	0,042	0,041-0,037	1,28	1,86-2,01
1997	0,131	0,069	0,071-0,060	0,74	1,20-1,30
1998	0,074	0,050	0,049-0,043	0,78	1,63-1,76
1999	0,047	0,024	0,036-0,033	1,41	2,09-2,24
2000	0,046	0,026	0,036-0,032	1,35	2,11-2,26

Tabel 4.1. Oversigt over målte/beregnete sommermiddelkoncentrationer af total-fosfor i forhold til målte versus forventede sommermiddelværdier (maj-september) for klorofyl-a og sigtddybde i Torup Sø i perioden 1996-2000. Forventede værdier er beregnet ved hjælp af følgende modeller:

- 1) "Klorofyl-a =  $271 * \text{Total-fosfor}^{0,66}$ " henholdsvis
- 2) "Klorofyl-a =  $293 * \text{Total-fosfor}^{0,59} * \text{Middeldybde}^{-0,26}$ " og
- 3) "Sigtddybde =  $0,40 * \text{Total-fosfor}^{-0,54}$ " henholdsvis
- 4) "Sigtddybde =  $0,33 * \text{Total-fosfor}^{-0,53} * \text{Middeldybde}^{0,20}$ ",  
j.f. (Jensen et al., 1997).

Den systematiske afvigelse mellem målte og forventede værdier af sommermiddelsigtddybden vurderes at hænge sammen med den totale dominans af blågrønalger, der har afvigende klorofyl-a-indhold i forhold til andre planteplanktongrupper og et betydeligt indhold af andre pigmenter end klorofyl-a. Den systematiske afvigelse fra de forventede sigtddybeværdier vurderes endvidere at betyde, at dersom planteplanktonet havde bestået af andre grupper i et mere naturligt mængdemæssigt forhold, ville sommermiddelsigtddybden med de målte middelkoncentrationer af fosfor antagelig have været større.

Grunden til at der er størst afvigelse mellem målte og forventede værdier ved anvendelse af den model, der tager højde for middeldybden, antages at være, at netop søens store dybde er grundlag for lagdeling af vandmasserne og den deraf følgende interne fosforbelastning, som videre er grundlag for masseopblomstringen af blågrønalgerne.

## 5. Sediment

Sedimentet i Torup Sø er undersøgt i december 1997 på grundlag af sedimentprøver på 6 stationer, hvis beliggenhed er vist i bilag 2, der også indeholder en detaljeret oversigt over undersøgelsens resultater.

### 5.1. Sedimentets sammensætning og næringsstofindhold 1997

Sedimentets sammensætning og næringsstofindhold mv. er vist i figur 5.1.

På alle stationer er der et markant faldende tørstofindholdet ned gennem sedimentet, hvis øverste 50 centimeter i øvrigt er karakteriseret af et generelt lavt tørstofindhold. Både tørstoffordelingen og -niveauet vurderes at være udtryk for, at bunden i Torup Sø er dækket af et tykt lag meget vandholdigt dynd, der med baggrund i de seneste års høje sedimentationsrater, se afsnit 5.3, kan karakteriseres som typisk kulturslam. Sammenlignet med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Jensen et al., 1997) ligger tørstofindholdet i overfladesedimentet under medianen, mens tørstofindholdet i dybdesedimentet ligger under 25% fraktilen.

Glødetabet har på alle stationer samme fordeling ned gennem sedimentet med stigende værdier fra overfladen ned til 10-20 cm's dybde og derefter faldende værdier videre ned gennem sedimentsøjlen. Denne fordeling vurderes at være udtryk for stigende indhold af organisk stof ned til ca. 20 cm's dybde og derfra et aftagende indhold af organisk stof. Profilen for glødetabet, og dermed for det organiske stof, vurderes at have fået det aktuelle udseende som resultat af stigende pålejring af organisk stof op gennem årene med kulmination i første halvdel af 1990-erne. Sammenlignet med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Jensen et al., 1997) ligger glødetabet i overfladesedimentet nær 75%-fraktilen og i dybdesedimentet nær medianen.

Koncentrationen af total-fosfor har en fordeling ned gennem sedimentet, der viser stor korrelation med glødetabet, det vil sige det organiske stof. Det tolkes således, at der i perioden før 1990 blev aflejret store mængder organisk stof med et højt indhold af fosfor på søens bund. I de dybere sedimentlag er fosforkoncentrationen generelt faldende, og i dybdesedimentet ligger koncentrationen nær 25% fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, jf. (Jensen et al., 1997). I overfladesedimentet ligger koncentrationen af total-fosfor nær medianen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Denne fordeling ned gennem sedimentet tolkes på den måde, at søens sediment frem til midten af det 20. århundrede var temmelig fattigt på fosfor, og at der op gennem sidste halvdel af århundredet er sket en markant berigelse af søens sediment med fosfor med kulmination i første halvdel af 1990-erne.

Udviklingen i sedimentets fosforindhold skal sandsynligvis ses som resultat af dels den generelle udvikling i arealanvendelsen og de landbrugsmæssige aktiviteter i oplandet, og dels udledningen af betydelige mængder næringsstoffer fra en nærliggende landbrugsejendom med svineproduktion. Svineproduktionen ophørte først i 1980-erne (Vejle Amt, 1996), og det er formodentlig især ophøret af denne forurenende produktion, der er årsag til, at fosforindholdet i sedimentet har været faldende gennem de senere år. Det bemærkes, at analyserne af sedimentets fosforindhold i Torup Sø viser lavere niveauer end i Hampen Sø, jf. (Vejle Amt, 2000).

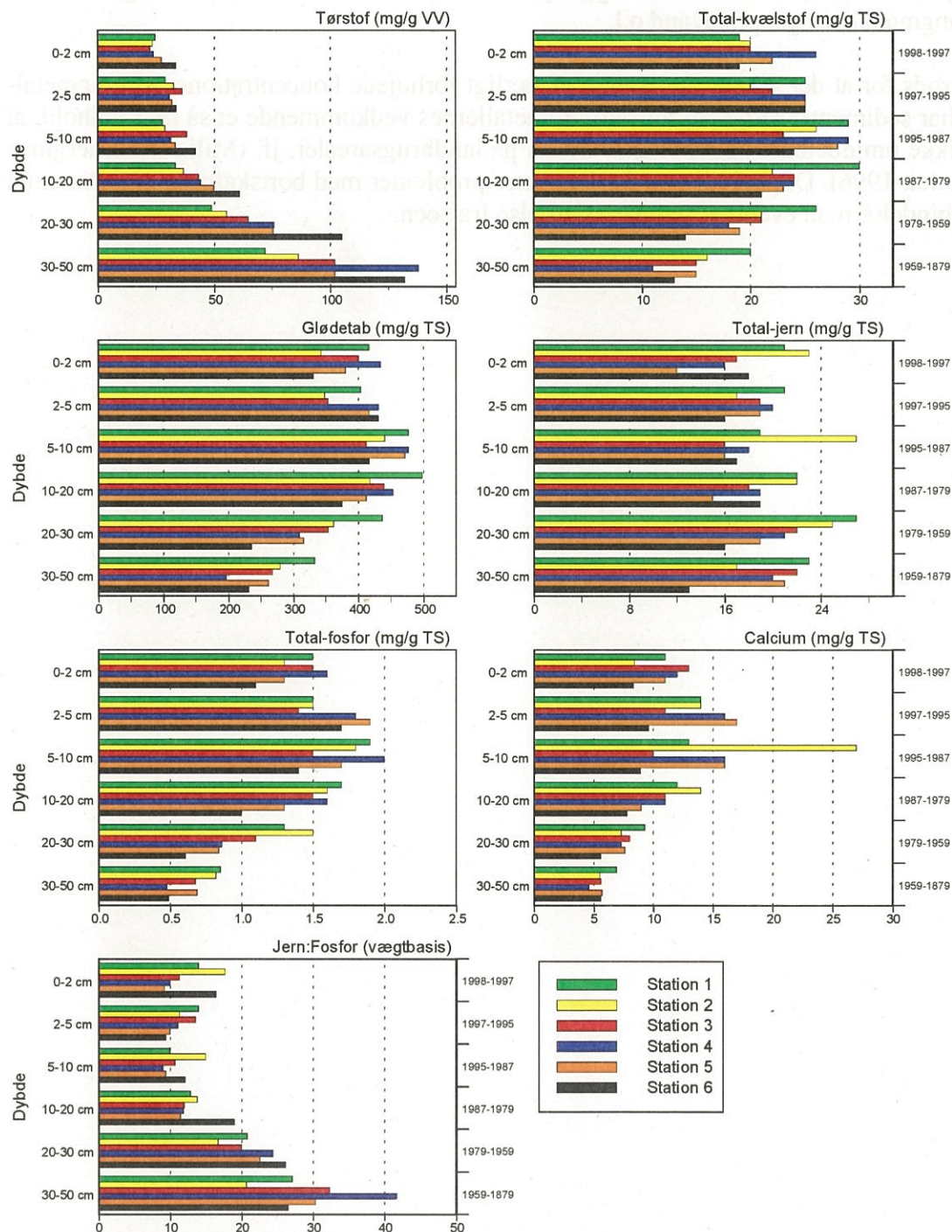
Fordelingen af total-kvælstof har betydelig lighed med fordelingen af total-fosfor, og forklaringen på fordelingen af total-kvælstof er formodentlig den samme, nemlig at kvælstofforureningen af søen var stigende op gennem det 20. århundrede med kulmination omkring tidspunktet for svineproduktionens ophør. Sammenlignet med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram ligger kvælstofkoncentrationen i overfladesedimentet og de mellemste sedimentlag på et højt niveau over 75%-fraktilen, mens koncentrationen i dybsedimentet ligger lidt over 75%-fraktilen. På den baggrund vurderes sedimentet i Torup Sø at være rigt på kvælstof. Det gælder også i sammenligning med Hampen Sø, jf. (Vejle Amt, 2000).

Forklaringen på at sedimentet ikke siden ophøret af forureningen fra svineproduktionen er blevet mere kvælstoffattigt end tilfældet er, skal antagelig søges i søens tilbagevendende lagdeling af vandmasserne i sommerperioden. Om foråret, når vandmasserne er omrørte, sker der en betydelig produktion af planteplankton på grundlag af vandets indhold af næringsstoffer. Når planteplanktonet dør og sedimenterer på søens bund, fjernes der næringsstoffer fra de overfladenære vandmasser, og samtidig sker der en stabil lagdeling af vandmasserne. Omsætningen af det sedimenterede planteplankton forårsager sammen med omsætningen af øvrigt organisk stof i sedimentet et iltforbrug, der i løbet af kort tid forårsager iltsvind under springlaget. Ved omsætningen frigives der betydelig mængder ammoniak+ammonium, som på grund af lagdelingen kun i begrænset omfang når op i overfladevandet, og der opbygges meget høje koncentrationer af ammoniak+ammonium i bundvandet. Det remineraliserede kvælstof bliver på den måde "fanget" i bundvandet indtil totalomrøringen af vandmasserne finder sted hen på efteråret. I forbindelse med totalomrøringen oxideres ammoniak+ammonium hurtigt til nitrit+nitrat, som for en stor dels vedkommende forbliver i søens vandmasser indtil opblomstringen af planteplankton igen binder det og ved sedimentationen bringer det tilbage til søens bund og bundnære vandmasser. Undervejs i dette kredsløb er der givetvis et vist tab af kvælstof gennem denitrifikation, men på grund af lagdelingen og iltsvindet i bundvandet er kvælstoftabet ad den vej mindre end i lavvandede søer med permanent opblandede vandmasser. Torup Sø formodes derfor at være længere tid om at "afgasse" en given mængde kvælstof end en tilsvarende lavvandede sø er.

Sedimentets indhold af jern ligger for både overflade- og dybdesedimentenes vedkommende nær medianen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Jensen et al., 1997), og jern havde en typisk fordeling med de laveste koncentrationer i overfladesedimentet og de højeste i dybdesedimentet. De lave jern-koncentrationer i overfladesedimentet hænger formodentlig delvis sammen med, at sedimentet i forbindelse med iltsvind afgiver betydelige mængder jern til søvandet, hvorfra det er et vist tab i forbindelse med afstrømningen fra søen.

Jern:fosfor-forholdet (på vægtbasis) har en karakteristisk fordeling ned gennem sedimentet med værdier i intervallet 10-15 i overfladesedimentet og værdier i intervallet 15-30 i dybdesedimentet. Denne fordeling er med næsten konstante jernkoncentrationer ned gennem sedimentet især bestemt af fosforkoncentrationens fordeling med høje koncentrationer i overfladesedimentet og lave koncentrationer i dybdesedimentet. Det lave jern:fosfor-forhold i overfladesedimentet betyder, at jernbindingen af fosfor ikke er optimal, selv ikke under iltede forhold. Det må på den baggrund forventes, at fosforfrigivelse fra sedimentet finder sted allerede tidligt i perioden med lagdeling af vandmasserne.

Koncentrationen af calcium ligger både i overflade- og dybdesedimentet på et niveau nær 25%-fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, jf. (Jensen et al., 1997). Det lave niveau hænger utvivlsomt sammen med, at søen ligger højt i landskabet, der er domineret af sandede, kalkfattige jorder. Fordelingen af calcium ned gennem sedimentet skyldes formodentlig den landbrugsmæssige udnyttelse af oplandet, idet dyrkningen har været ledsaget af kalkning af jorderne, ligesom også svineproduktionen kan have haft væsentlig indflydelse på calciumniveauet i søens sediment.



Figur 5.1. Oversigt over sedimentets sammensætning og næringsstofindhold mv. i Torup Sø i december 1997. Aksen til højre viser sedimentets estimerede alder øverst henholdsvis nederst i de enkelte dybdeintervaller, der er vist på aksens til venstre.

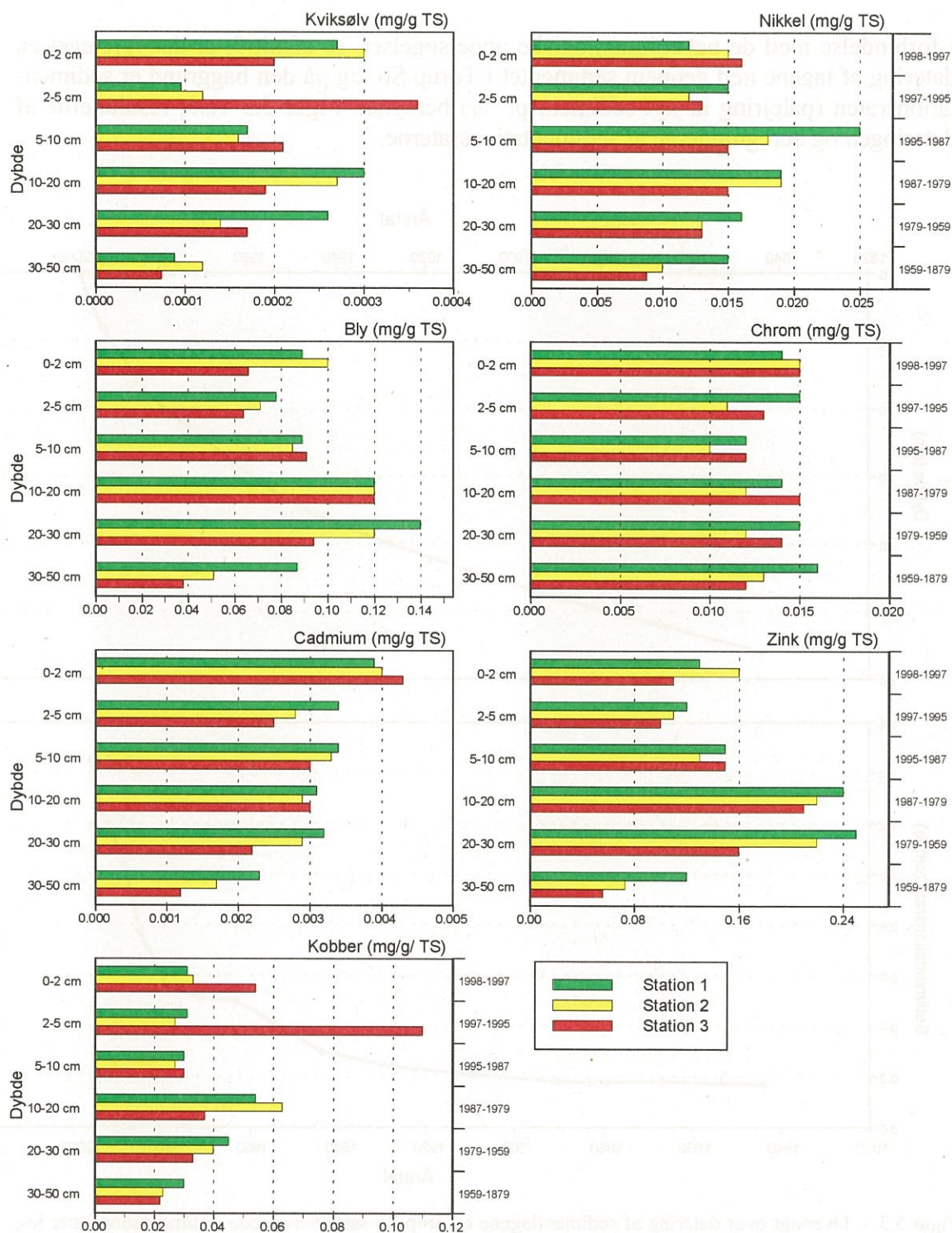
## 5.2. Tungmetaller 1997

Sedimentets indhold af tungmetaller på tre stationer er vist på figur 5.2. Bilag 2 indeholder en oversigt over stationernes beliggenhed.

Sedimentets tungmetalindhold i Torup Sø ligger for de fleste metaller vedkommende på samme niveauer som i Hampen Sø, jf. (Vejle Amt, 2000), og det vurderes på den baggrund, at tungmetalindholdet ligger på et niveau, der ikke indikerer særlige tilførsler af tungmetalholdigt spildevand o.l.

Til trods for at der ikke er indikation af særligt forhøjede koncentrationer af tungmetaller, har sedimentet alligevel for flere af metallernes vedkommende et så højt indhold, at det ikke umiddelbart vil kunne udsprede på landbrugsarealer, jf. (Miljø- og Energiministeriet, 1996). Det betyder, at der kan være problemer med bortskafning af sedimentet i forbindelse med eventuel sedimentfjernelse fra søen.

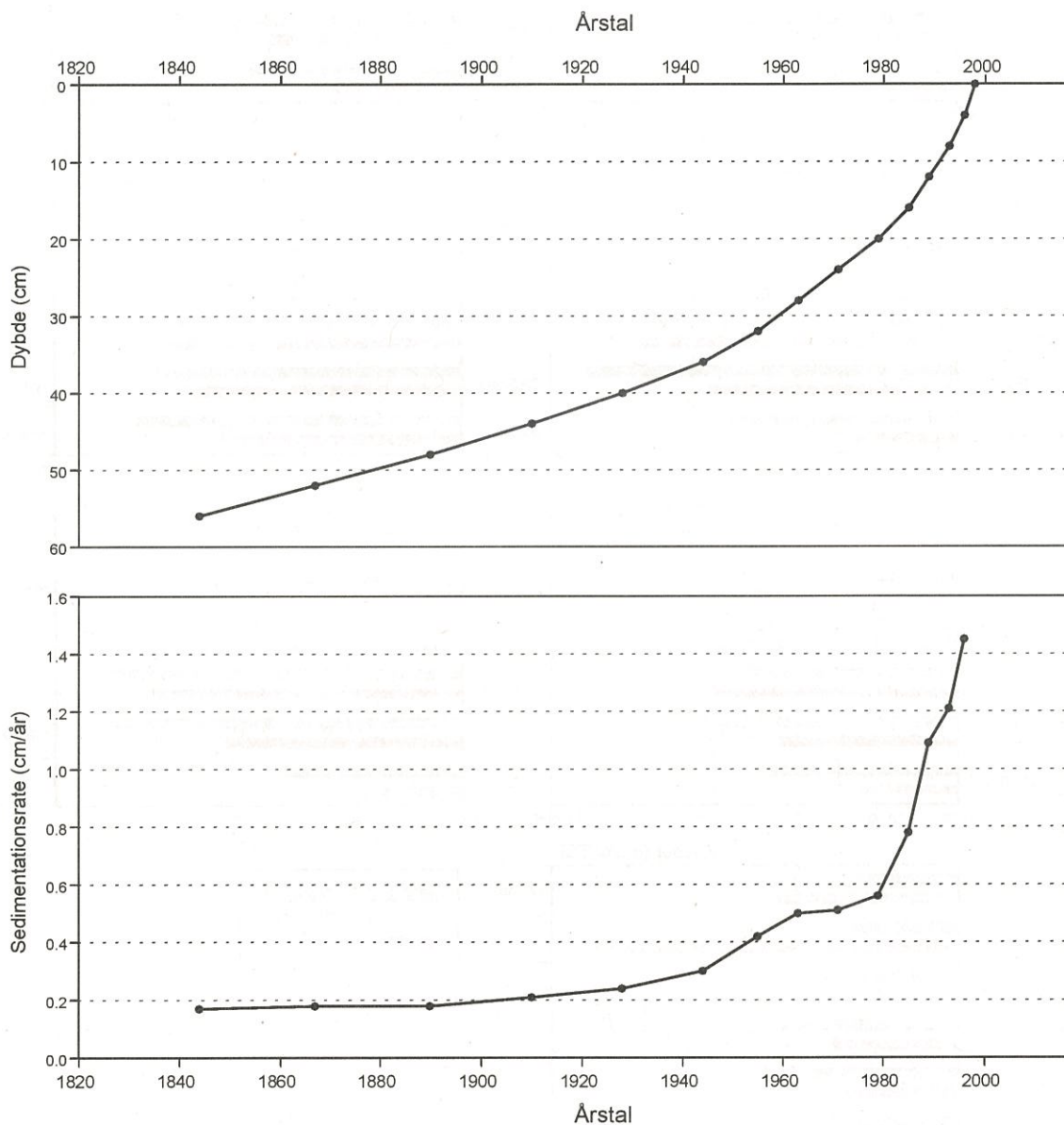




Figur 5.2. Oversigt over sedimentets indhold af tungmetaller i Torup Sø i december 1997. Aksen til højre viser sedimentets estimerede alder øverst henholdsvis nederst i de enkelte dybdeintervaller, der er vist på aksens til venstre.

### 5.3. Sedimentalder og sedimentationsrate 1997

I forbindelse med de palæolimnologiske undersøgelser, se afsnit 9, er der foretaget en datering af lagene ned gennem sedimentet i Torup Sø, og på den baggrund er sedimentationsraten (pålejring af nyt sediment pr. år) beregnet. Figur 5.3 viser resultaterne af dateringen og beregningerne af sedimentationsraterne.



Figur 5.3. Oversigt over datering af sedimentlagene i Torup Sø samt beregnede sedimentationsrater inden for de seneste ca. 150 år.

Det fremgår af figur 5.3, at de øverste ca. 56 cm sediment er dannet i løbet af ca. 150 år. Ser man på sedimentationsraten, kan det konstateres, at pålejringen skete med lav og omtrent konstant hastighed frem til omkring år 1900.

Herefter skete der en gradvis øgning af sedimentationsraten frem til ca. 1950, da den var blevet ca. dobbelt så høj som før århundredeskiftet. Årsagen til stigningen er antagelig

den intensiverede landbrugsmæssige udnyttelse af arealerne og aktivitet i oplandet og deraf følgende stigning i næringsstofudvaskningen og måske også direkte udledninger af næringsstofholdigt spildevand mv., idet de forhøjede næringsstofniveauer førte til øget produktion af planteplankton og deraf følgende stigninger i aflejringerne af dødt planteplankton.

Efter 1950 accelererede pålejringen af sediment yderligere, dog med et kortvarigt, uforklarligt fald i perioden 1965-1980, og inden for de seneste ca. 20 år har der været en eksponentiel stigning i sedimentationsraten, som sidst i perioden var nået op på ca. 1,5 cm/år.

Denne markante øgning af sedimentationsraten må ses som resultat af en voldsom øgning af næringsstofforsyningen, som har afstedkommet voldsomme stigninger i produktionen af planteplankton. Det er uvist, hvorvidt den planktonbetingede stigning af sedimentationsraten har været ledsaget af en direkte stigning som følge af udledninger af organisk stof. Selvom de store udledninger af næringsstoffer formodentlig ophørte samtidig med ophøret af svineproduktionen i det nære opland, har der været fortsatte effekter på søen i form af stor produktion af planteplankton på grundlag af de næringsstoffer, som var blevet ophobet i søens bund. Og det skal nævnes, at udvaskningen af næringsstoffer fra landbrugsarealerne i oplandet antagelig ikke er reduceret nævneværdigt inden for de seneste ca. 20 år.

Den udvikling af søens plankton, som har fundet sted inden for de seneste ca. 150 år, og som skønnes at være hovedårsagen til stigningen i sedimentationsraten, er beskrevet mere detaljeret i afsnit 9.

I henseende til aflejring af slam og næringsstoffer giver undersøgelserne af sedimentpålejringen og dateringen af sedimentet et godt billede af den udvikling, som har fundet sted i mange danske søer som følge af landbrugsmæssig udnyttelse af oplandsarealerne og direkte udledninger af spildevand mv. Der er ikke til sammenligning foretaget en analyse af den historiske udvikling af den landbrugsmæssige udvikling i oplandet.

Tilstanden før 1900 kan næppe karakteriseres som søens oprindelige tilstand (baggrundstilstanden), men der er grund til at antage, at søen alligevel dengang befandt sig i en forholdsvis stabil tilstand med lille produktion af planteplankton og lav sedimentationsrate samt forekomst af en veludviklet undervandsvegetation, formodentlig domineret af grundskudsplanter.

Det er vanskeligt at beskrive detaljerne i den udvikling i oplandet, som førte til ændringerne i søens næringsstofmæssige status, men der kan næppe herske nogen tvivl om, at det især er den landbrugsmæssige udvikling efter 2. verdenskrig, der for alvor fik betydning for søens tilstand. Den intensiverede dyrkning af dele af oplandsarealerne havde og har stadig, en væsentlig indflydelse på søens tilstand. Det der efter de senere årtiers udvikling af sedimentationsraten at dømme for alvor påvirkede søens tilstand var imidlertid de direkte udledninger fra svineproduktionen i oplandet.

#### 5.4. Sammenligning med tidligere undersøgelser

Sedimentet i Torup Sø blev første gang undersøgt i 1989, jf. (Vejle Amt, 1996). I sammenligning med resultaterne af den undersøgelse lå tørstofindholdet ved denne seneste undersøgelse på et lavere niveau, mens glødetabet lå på et højere niveau. Koncentrationerne af kvælstof og især fosfor og calcium lå ved den seneste undersøgelse på et højere niveau, hvorimod koncentrationen af jern lå på et lidt lavere niveau.

Det er ikke umiddelbart muligt at forklare de observerede forskelle, idet der efter alt at dømme ikke er sket ændringer i søen og i belastningen heraf, som kan forårsage sådanne forandringer.

I den første undersøgelse bemærkes især de meget lave koncentrationer af fosfor, svarende til 25% fraktilen for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Det lave fosforforhold svarer til det man finder i de mest næringsfattige søer, og harmonerer dermed ikke med beskrivelsen af Torup Sø som en meget forurenede sø. Det er ikke muligt at vurdere årsagerne til de meget lave fosforkoncentrationer ved den første undersøgelse, men det kan ikke udelukkes, at analyseusikkerhed og -fejl spiller ind.

## 6. Plante- og dyreplankton

Der er i perioden 1996-2000 gennemført en begrænset undersøgelse af plante- og dyreplanktonet, i 1997 og 1998 med fokus på forekomsten af potentielt giftige blågrønalger og indikationer for fiskenes prædation på dyreplanktonet.

I 1999 og 2000 er der gennemført et mere omfattende prøvetagnings- og analyseprogram for både plante- og dyreplankton med regelmæssig indsamling af prøver over en stor del af året. Den følgende beskrivelse og vurdering af plante- og dyreplanktonet er hovedsagelig baseret på resultaterne af undersøgelserne i 1999 og 2000.

### 6.1. Planteplankton

#### 6.1.1. Artssammensætning

Der er i 1999 og 2000 registreret i alt 86 og 100 arter/identifikationsgrupper af planteplankton i Torup Sø, se tabel 6.1.

Taksonomisk gruppe		Antal arter og identifikationsgrupper	
		1999	2000
Nostocophyceae	Blågrønalger	19	25
Cryptophyceae	Rekylalger	5	5
Dinophyceae	Furealger	9	8
Chrysophyceae	Gulalger	4	4
Synurophyceae	Skælbærende gulalger	1	2
Diatomophyceae	Kiselalger	13	12
Prymnesiophyceae	Stilkalger	1	1
Chlorophyceae	Grønalger	29	36
	Øvrige	0	3
	Ubestemte flagellater	3	1
	Andre zooflagellater	2	3
I alt		86	100

Tabel 6.1. Oversigt over registrerede arter og grupper af planteplankton i Torup Sø i 1999 og 2000.

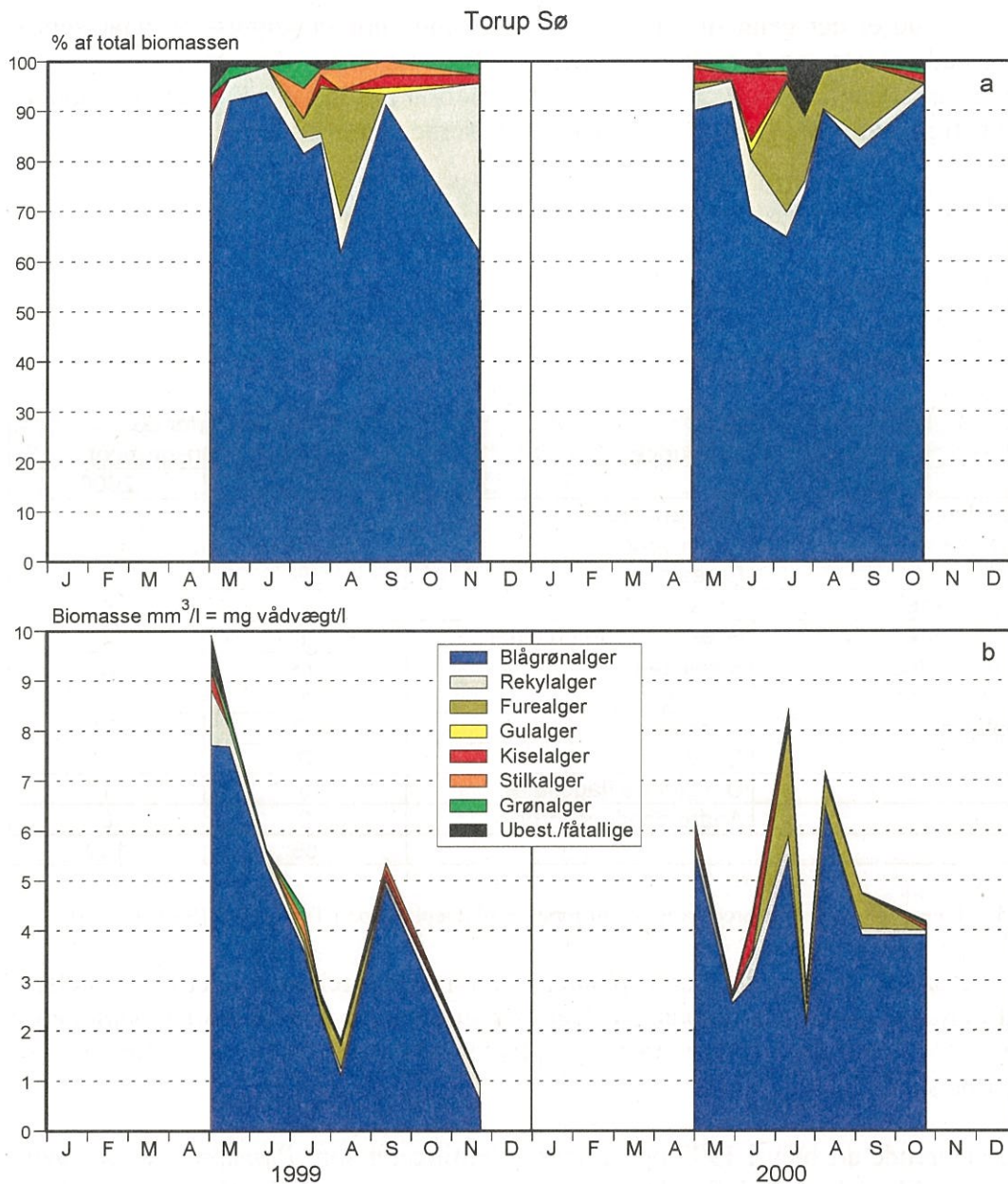
Der er tale om et forholdsvis artsrigt planteplankton med forekomst af et bemærkelsesværdigt højt antal arter af blågrønalger. Der er registreret få rentvandsarter (*Dinobryon sociale* og *Uroglena* spp.), men ellers består planteplanktonet af arter med tilknytning til næringsrige søer.

Den dominerende art blev i 1999 og tidligere identificeret som *Planktothrix aghardii*, men en efterfølgende granskning har vist, at der med større sandsynlighed er tale om arten *Planktothrix prolifera*. Der er tale om en trådformet blågrønalge, der kan antage helt rød farve, og som ved flere lejligheder har farvet vandet i søen helt rødt. Den kendes ikke fra andre danske søer, men arten er registreret i flere svenske søer.

Begge de dominerende arter af blågrønalger (*Planktothrix* og *Aphanizomenon*) er potentielt toksiske over for mennesker og dyr, og der blev ved undersøgelser i både 1997 og 1998 påvist høje koncentrationer af blågrønalgetoxin i søens vand. Der var tale om både levertoksiner og nervetoksiner.

### 6.1.2. Biomasse

Planteplanktonets biomasse var både i 1999 og 2000 fuldstændigt domineret af blågrøn-alger, se figur 6.1, idet denne ene gruppe udgjorde 62-92% af hele biomassen i 1999 og 65-93% i 2000.



Figur 6.1. Oversigt over variationen af planteplanktonbiomassens størrelse og sammensætning i Torup Sø 1999-2000.

Blandt blågrøn-algerne var det to arter, der udgjorde hovedparten af biomassen – *Aphanizomenon gracile* (0-69% i 1999 og 0-30% i 2000) og *Planktothrix prolifer*a (11-77% i 1999 og 41-90%). Disse to arter var dermed de mængdemæssigt vigtigste arter i søen i det hele taget, og søen kan på den baggrund karakteriseres som en udpræget blågrøn-algesø.

I 1999 dominerede *Aphanizomenon gracile* fra først i april til sidst i juni, hvor der i løbet af kort tid skete et skift til dominans af *Planktothrix proliferata*, som dominerede året ud. I 2000 var variationsmønsteret helt anderledes, idet *Aphanizomenon* først blomstrede op hen på foråret og nåede maksimum hen i september. Samtidig havde *Planktothrix* en langt mere jævn forekomst i 2000, dog med de største procentuelle andele af biomassen før og efter maksimum af *Aphanizomenon*.

Der foreligger ingen planktondata fra perioden november-december til maj, hvilket umuliggør en beskrivelse af udviklingsmønsteret for *Planktothrix* i perioden fra biomassens formodede nedgang i vinterperioden til den fornyede opblomstring i forårsperioden. Der er dog indikationer af, at biomassen af *Planktothrix* forbliver på et højt niveau til langt hen på året, og at biomassen hurtigt øges igen i det meget tidlige forår.

Der er ikke gennemført undersøgelser af, hvordan *Planktothrix* overvintrer i søen, men det må formodes, at betydelige mængder sporer og algetråde overvintrer i/på søens bund. Herfra øges biomassen tilsyneladende meget hurtigt ved samtidig spiring af mange sporer og algetråde, og *Planktothrix* spredes hurtigt til hele søens vandmasser i en proces der har karakter af invasion.

I april 1997 blev der målt stigende iltkoncentrationer ned gennem vandmasserne med maksimum nær bunden. Det indikerer stor fotosyntesebetinget iltproduktion i de dybe vandmasser, men mod dette taler de lave lysintensiteter, der må formodes at herske på dybt vand med periodens lave sigtdybde. Det er ikke på det foreliggende grundlag muligt at afgøre, hvorvidt der er tale om en bemærkelsesværdig iltprofil eller der er tale om målefejl.

Med en meget sen nedgang i biomassen i efteråret og en meget tidlig genopbygning af biomassen i foråret har *Planktothrix* en stor konkurrencemæssig fordel i forhold til de fleste andre arter og grupper af planteplankton, og det er formodentlig denne konkurrencemæssige fordel, der er årsag til artens massive dominans. Den konkurrencemæssige fordel består antagelig først og fremmest i, at *Planktothrix* i løbet af kort tid kan indlede en massiv biomasseopbygning fra et stort antal overvintrende sporer og algetråde på et tidspunkt, hvor dyreplanktonets biomasse almindeligvis er lav. Blågrønalgerne formodes på den måde at være i stand til hurtigt at komme gennem den indledende, mest kritiske fase i biomasseopbygningen, hvor dyreplanktonet under gunstige omstændigheder (stor biomasse) ville kunne opnå kontrol over algerne, førend de i kraft af deres størrelse ikke længere er tilgængelige som føde for dyreplanktonet.

Det er ikke muligt på det foreliggende grundlag at afdække årsagerne til, at denne ualmindelige og slet ikke generelt dominerende art har opnået så stor succes i Torup Sø. Blot kan det konstateres, at søen i disse år har den specielle kombination af fysiske og kemiske forhold, der skal til for at give *Planktothrix* en konkurrencemæssig fordel frem for andre arter og grupper. Søens tilbagevendende lagdeling af vandmasserne samt den betydelige interne fosforbelastning og den lagdelingsbetingede ophobning af kvælstof vurderes i den forbindelse at være vigtige faktorer. Dertil kommer, at biomassen eller potentialet for opbygning af stor biomasse tilsyneladende aldrig kommer ned på et niveau, hvor dyreplanktonet kan opnå kontrol over arten.

Foruden blågrønalgerne udgjorde furealger og rekylalger i både 1999 og 2000 en periodisk stor procentdel af den samlede biomasse. Furealgerne er naturligt knyttet til søer

med lagdelte vandmasser, og de kan gennem vertikale vandringer mellem overfladevandet og bundvandet optage næringsstoffer i bundvandet til efterfølgende udnyttelse ved fotosyntesen i overfladevandet. Rekyalgernes periodiske opblomstring skal ses som et overgangsfænomen i forbindelse med især nedgange i blågrønalgbiomassen.

Planteplanktonets sommermiddelbiomasse er beregnet til 5,037 mg/l i 1999 og 5,180 mg/l i 2000. Begge værdier ligger højt i sammenligning med andre søer med samme næringsstofniveauer.

Som følge af blågrønalgernes totale dominans bestod 85-97% af planteplanktonbiomassen både i 1999 og 2000 af arter og former  $>50 \mu\text{m}$ , og det betyder, at kun en meget lille del af den samlede planteplanktonbiomasse var tilgængelig som føde for dyreplanktonet, jf. kapitel 6.3.

### 6.1.3. Sammenligning med tidligere undersøgelser

I den varme og solrige sommer 1997 skete der en masseopblomstring af blågrøn alger i Torup Sø, hvis vandmasser på et tidspunkt var tydeligt rødfarvede, formodentlig af *Planktothrix*.

Denne meget markante algeopblomstring gav anledning til en artikel i Horsens Folkeblad. I artiklen blev det på baggrund af påvisning af algetoksiner frarådet at bade i søen. Algetoksinerne stammede fra *Planktothrix*.

Det var imidlertid ikke første gang, at der blev påvist toksiner fra *Planktothrix* i søen. Allerede i 1994 viste en vandprøve fra søen sig at indeholde algetoksin, og en kvie døde samme år uden påviselig årsag (Vejle Amt, 1996). At dømme efter de foreliggende målinger af koncentrationen af klorofyl-a i søen, lå mængden af alger i 1997 på et af de højeste niveauer, der er registreret i søen.

*Planktothrix* har at dømme efter de spredte undersøgelser tilbage i tiden forekommet og domineret planteplanktonet i mange år, og en semikvantitativ undersøgelse i 1979 viste, at planteplanktonet dengang havde en sammensætning meget lig den, der blev registreret i 1999 og 2000.

Algetoksinerne er kendt for at kunne give lever- og nerveskader på mennesker og pattedyr, men derudover kan algetoksinerne give skader på andre organismer, eksempelvis fisk, ligesom også bundfaunaen og undervandsvegetationen muligvis kan påvirkes negativt.

I 1998 gennemførte Bio/consult en undersøgelse med fokus på blågrøn algerne, omfattende i alt 13 prøvetagninger i perioden medio maj til medio oktober. Denne undersøgelse viste i lighed med de efterfølgende to års undersøgelser, at der var massiv forekomst af *Planktothrix proliferata* med *Aphanizomenon gracile* som den næstvigtigste art.

Den samlede biomasse af blågrøn alger lå i hovedparten af 1998 på et væsentligt højere niveau end i 1999 og 2000.



#### 6.1.4. Sammenligning med Slåen Sø

Der findes efter alt at dømme ingen andre danske søer, hvor *Planktothrix proliferata* har samme massive forekomst som i Torup Sø, men der findes andre søer, hvor *Planktothrix aghardii* optræder regelmæssigt, eksempelvis St. Søgård Sø i Sønderjylland, og der er én anden sø, hvor *Planktothrix aghardii* optræder på en særlig måde år efter år - Slåen Sø.

Slåen Sø er i de fleste henseender meget forskellig fra Torup Sø. Forekomsten af *Planktothrix* er i Slåen Sø begrænset til de dybe vandmasser under springlaget, og her opbygges der hvert år betydelige biomasser. Slåen Sø har som følge af betydelig dybde og en meget vindbeskyttet beliggenhed en meget stabil lagdeling af vandmasserne gennem hele sommerhalvåret, og i tillæg dertil har sedimentet i Slåen Sø et meget højt jernindhold, som medvirker til at fastholde fosfor i bunden til et stykke tid efter at lagdelingen af vandmasserne er indtrådt.

I Slåen Sø har planteplanktonet biomassemaksimum i forårsperioden, før lagdelingen af vandmasserne. Samtidig med at lagdelingen af vandmasserne finder sted, har planteplanktonet i søens øvre vandmasser opbrugt næringsstofferne, og det døde planteplankton synker sammen med fækalier fra dyreplanktonet ned gennem vandsøjlen, hvorved vandet over springlaget hurtigt klarer op forbliver klart sommeren igennem på grund af meget lave næringsstoffkoncentrationer.

På grund af det klare overfladevand trænger der tilstrækkeligt med lys ned til springlaget og vandmasserne herunder, og det giver *Planktothrix* mulighed for at vokse her, hvor mineralisering af dødt planteplankton mv. skaber en del af næringsstofgrundlaget. I forbindelse med omrøringen af vandmasserne nedbrydes populationen af *Planktothrix*, og den genopbygges først igen næste forår i forbindelse med lagdelingen af vandmasserne.

Væsentlige forskelle mellem Slåen Sø og Torup Sø i henseende til *Planktothrix* vurderes først og fremmest at være, at der er tale om to forskellige arter af *Planktothrix*. Derudover er der en mindre stabil lagdeling af vandmasserne i Torup Sø, generelt højere næringsstoffniveauer i Torup Sø og et langt mere udtalt og tidligt iltsvind i bundvandet i Torup Sø med frigivelser af store mængder fosfor og opbygning af høje koncentrationer af ammoniak+ammonium. Andre forskelle findes formodentlig også, men de nævnte forskelle har efter alt at dømme afgørende betydning for *Planktothrix*' massive udvikling i Torup Sø i forhold til den langt mere begrænsede og miljømæssigt uproblematisk udvikling i Slåen Sø.

I henseende til forbedring af miljøtilstanden i Torup Sø vurderes en reduktion af biomassen af *Planktothrix* at være af afgørende betydning. Mønsteret for lagdelingen af vandmasserne kan ikke ændres, ligesom næringsstoffbelastningen fra oplandsarealerne trods et formodet lavt belastningsniveau skønnes at afstedkomme et mere næringsrigt miljø i Torup Sø i sammenligning med Slåen Sø. Det mest oplagte angrebepunkt for de høje biomasser af *Planktothrix proliferata* vurderes på den baggrund at være den interne fosforbelastning samt den omfattende opbygning af høje kvælstofkoncentrationer i bundvandet.

## 6.2. Dyreplankton

### 6.2.1. Artssammensætning

Der er i 1999 og 2000 registreret i alt 40 og 42 arter/identifikationsgrupper af dyreplankton i Torup Sø, se tabel 6.2.

Taksonomisk gruppe		Antal arter/identifikationsgrupper	
		1999	2000
Rotatoria	Hjuldyr	21	24
Copepoda	Vandlopper		
Calanoida	Calanoide vandlopper	2	2
Cyclopoida	Cyclopoide vandlopper	6	4
Cladocera	Dafnier	10	10
	Øvrige	1	2
I alt		40	42

Tabel 6.2. Oversigt over registrerede arter og grupper af planteplankton i Torup Sø i 1999 og 2000.

Der var tale om et forholdsvis artsrigt dyreplankton med et højt antal arter af hjuldyr og moderate antal arter af vandlopper og dafnier.

### 6.2.2. Biomasse

Dyreplanktonbiomassen var i 1999 domineret af dafnier i hovedparten af året, mens den i 2000 var domineret af calanoide vandlopper frem til midt på sommeren og først derefter af dafnier, se figur 6.2. Hjuldyr havde kun nævneværdig mængdemæssig betydning først og sidst på året.

Dyreplanktonets sommermiddelbiomasse er beregnet til 7,030 mg/l i 1999 og 5,109 mg/l i 2000. Begge værdier ligger højt i sammenligning med andre søer.

### 6.2.3. Sammenligning med tidligere undersøgelser

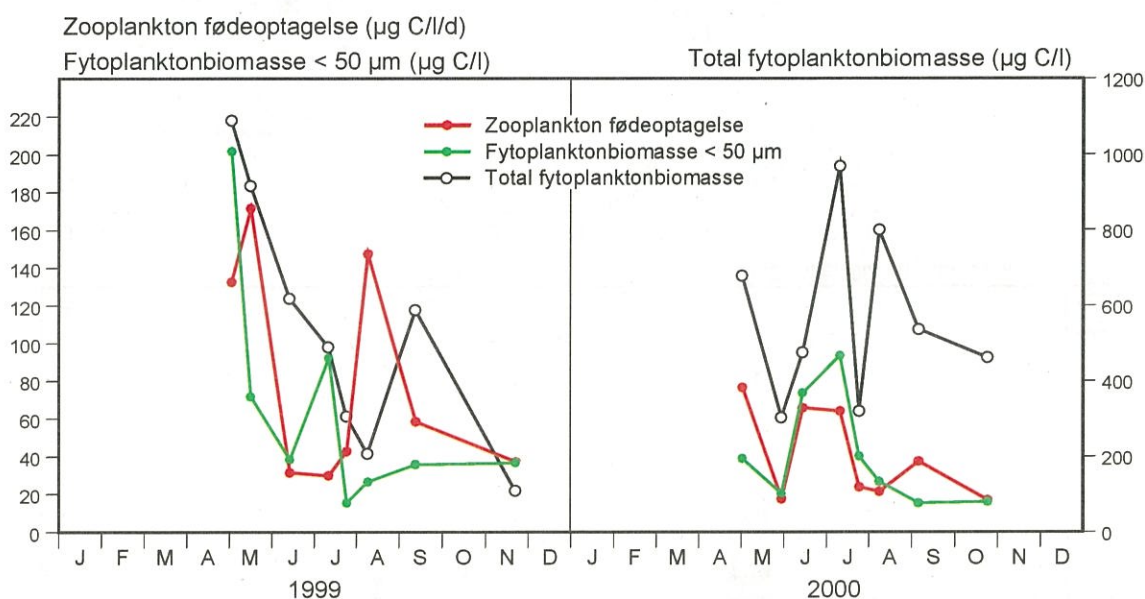
4 prøvetagninger i perioden juli-august 1998 viste i sammenligning med undersøgelserne i 1999 og 2000 et noget lavere biomasseniveau og et markant anderledes forhold mellem de fire grupper. Hjuldyr og cyclopoide vandlopper udgjorde en betydeligt større del af den samlede biomasse, mens dafnier og calanoide vandlopper følgelig udgjorde en væsentligt mindre del af biomassen.

Denne forskel tolkes på den måde, at dyreplanktonet i 1998 var udsat for et betydeligt større prædationstryk fra fisk end i de to følgende år, hvilket stemmer godt overens med, at mængden af dyreplanktonædende fisk (*skalle*) blev reduceret gennem opfiskning i 1998 og 1999.



ste måneder, hvor dyreplanktonbiomassen almindeligvis er lav, så har dyreplanktonet af naturlige årsager ikke mulighed for at udvikle sig tilstrækkeligt hurtigt til at kunne få indflydelse på udviklingen af blågrønalgebiomassen (og biomassen af andet planteplankton). I Torup Sø forværres problemerne for dyreplanktonet af, at begge de to dominerende arter er trådformede og tillige toksiske.

Ser man på dyreplanktonets potentielle græsning på den del af planteplanktonet, der er tilgængelig som føde (former  $<50 \mu\text{m}$ ), kan det konstateres, at græsningstrykket i hovedparten af tiden lå på et højt eller forholdsvis højt niveau, især i 1999, men også i 2000, se figur 6.3.



Figur 6.3. Oversigt over dyreplanktonets potentielle fødeoptagelse ( $\mu\text{g C/l/døgn}$ ) i Torup Sø i 1999 og 2000. Til sammenligning er vist biomassen af planteplankton  $<50 \mu\text{m}$  ( $\mu\text{g C/l}$ ) og planteplanktonets samlede biomasse ( $\mu\text{g C/l}$ ).

Det vurderes på baggrund af det tidvis meget høje græsningstryk, særlig først og sidst i perioden, at dyreplanktonet har været periodisk fødebegrænset på grund af meget lave biomasser af små planktonformer ( $<50 \mu\text{m}$ ). Dertil kommer, at den massive forekomst af blågrønner, både på grund af deres størrelse og form og størrelse og på grund af deres giftighed, kan have været hæmmende for dyreplanktonet.

Disse forhold er af særlig interesse i forhold til søens fiskefauna, idet det tidligere er hævdet, at fiskene i søen havde afgørende indflydelse på dyreplanktonets biomasse, sammensætning og størrelsesstruktur.

Der er ikke i hverken 1999 eller 2000 fundet samme tydelige tegn på en afgørende "top down control" fra fisk på dyreplanktonet, som ses i mange næringsrige og lavvandede søer med dominans af skidtfisk. Det skal i den forbindelse nævnes, at der i 1998 og 1999 blev opfisket betydelige mængder *skalle* fra søen, jf. kapitel 8. Fiskenes prædation på dyreplanktonet er derfor med stor sandsynlighed blevet markant reduceret som følge af opfiskningen, og det kan være årsagen til, at dyreplanktonet i årene 1999 og 2000

havde en sammensætning og struktur, der er kendetegnende for søer med et mere begrænset prædationstryk fra fisk.

### 6.3.1. Vekselvirkninger mellem dyreplankton og planteplankton ved ændret sammensætning af planteplanktonet

Den massive forekomst af blågrønalger og ikke mindst dominansen af *Planktothrix prolifera* er usædvanlig. For Torup Sø's vedkommende vurderes det, at søens miljømæssigt dårlige tilstand i vid udstrækning er knyttet til denne massive forekomst af blågrønalger og især til forekomsten af *Planktothrix*.

Et oplagt spørgsmål er derfor, hvordan søens tilstand ville være, hvis blågrønalgerne blev erstattet af andre planktongrupper i et mere alsidigt indbyrdes forhold, men med de samme biomasseniveauer, som gennem de seneste år er blevet opbygget af blågrønalger og andre grupper i forening.

Vurderingen er, at et dyreplankton som det nuværende med dominans af dafnier og calanoide vandlopper vil kunne opbygge væsentligt højere biomasser end de hidtil registrerede, dersom planteplanktonet kommer til at bestå af små, græsningsfølsomme former. Det vurderes derfor, at der teoretisk set ikke i Torup Sø er noget til hinder for, at dyreplanktonet vil kunne opnå en væsentlig regulerende indflydelse på et planteplankton, der er domineret af små, græsningsfølsomme arter og former, selv ikke hvis de i lighed med det nuværende planteplankton har grundlag for opbygning af høje biomasser. I tilfælde af et skift fra dominans af blågrønalger til dominans af små, græsningsfølsomme arter og former vurderes det dog, at prædationstrykket fra fisk kan blive afgørende for, hvor stort græsningsstrykket på planteplanktonet kan blive.

Der er i Torup Sø opfisket en meget betydelig del af den estimerede biomasse af skalle. Til trods for markant positive forandringer af dyreplanktonets biomasse og struktur er det ikke i Torup Sø lykkedes at bringe blågrønalgebiosmassen under kontrol.

På den baggrund vurderes det, at opmærksomheden bør rettes mod, hvordan blågrønalgerne kan erstattes af andre grupper af planteplankton, og især mod, hvordan blågrønalgerne kan erstattes af små, græsningsfølsomme grupper. Hvis det lykkes at skabe et sådant skift, bør opmærksomheden også rettes mod, hvordan fiskenes prædation på dyreplanktonet kan mindskes.

## 7. Vegetation

Der er ikke som led i Vejle Amts tilsyn med Torup Sø lavet undersøgelser af søens vegetation, men Nicolaj Lindeborgh gennemførte i sommeren 2000 en oversigtlig kortlægning af søens undervandsvegetation som led i et studieprojekt, og resultaterne af hans undersøgelse er velvilligt stillet til rådighed for denne rapport.

### 7.1. Artssammensætning

Der er registreret i alt 7 arter af undervandsplanter:

Strandbo (*Littorella uniflora*)  
 Hjerterbladet vandaks (*Potamogeton perfoliatus*)  
 Liden/spinkel vandaks (*Potamogeton berchtoldii* eller *Potamogeton pusillus*)  
 Tusindblad (*Myriophyllum* indet.)  
 Almindelig vandpest (*Elodea canadensis*)  
 Vandranunkel (*Batrachium* indet.)

I det lille afsnørede søafsnit sydvest for søen er der endvidere registreret:

Butbladet vandaks (*Potamogeton obtusifolius*)  
 Liden/spinkel vandaks (*Potamogeton berchtoldii* eller *Potamogeton pusillus*)  
 Almindelig vandpest (*Elodea canadensis*)

Vegetationens udbredelse er vist på figur 7.1.

I søen er der endvidere registreret følgende flydebladsplanter:

Vand-pileurt (*Polygonum amphibium*)  
 Svømmende vandaks (*Potamogeton natans*)  
 Åkande (*Nuphar* indet.),

og i søens bredzone er der blandt andre registreret følgende arter:

Tagrør (*Phragmites australis*)  
 Bredbladet dunhammer (*Typha latifolia*)  
 Næb-star (*Carex rostrata*)  
 Sumpstrå (*Eleocharis* indet.)  
 Bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*)

Forekomsten af *strandbo* må ses som den sidste rest af den grundskudsvegetation, der må formodes at have forekommet mere talrigt og udbredt i søen tilbage i tiden, mens de øvrige arter formodentlig er kommet til i takt med søens stadig mere næringsrige tilstand.

## 7.2. Dybdeudbredelse og relativt plantefyldt volumen

Undervandsvegetationen i søen vokser brednært på lavt vand. *Tusindblad* er i den nordvestlige del af søen registreret i indtil 1,4 meters dybde, mens *hjerterbladet vandaks* i søens østlige del er registreret i indtil 0,8 meters dybde. Den øvrige undervandsvegetation voksede på mindre dybde.

Mængden af undervandsvegetation er ikke undersøgt og opgjort, men det kan ud fra den gennemførte undersøgelse med sikkerhed slås fast, at mængden af undervandsvegetation (dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen) i 2000 var langt fra en sådan størrelse, at undervandsvegetationen kan tillægges nogen nævneværdig indflydelse på søens økologiske tilstand.

Mens mængden af vegetation således er for ringe til at have nævneværdig betydning for søens økologiske tilstand, er de tilstedeværende undervandsplanter af stor interesse og værdi i henseende til udviklingen af søens tilstand i forbindelse med eventuelle miljøforbedrende indgreb. Adskillige arter er således til stede i søen og skal ikke først spredes dertil, når søens vand bliver mere klart. Det vurderes på den baggrund, at der i søen er et betydeligt potentiale for en hurtig udvikling af undervandsvegetationen i forbindelse med forbedringer af lysforholdene.



Figur 7.1. Oversigt over udbredelsen af undervandsvegetation i Torup Sø 2001. Data: Nicolaj Lindeborgh.



## 8. Bunddyr

Der er foretaget undersøgelser af bunddyrsfaunaen i Torup Sø i 1998 og 1999. Undersøgelserne er beskrevet i et særskilt notat (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000).

Tabel 8.1 indeholder en oversigt over faunasammensætningen, beskrevet på grundlag af 10 prøver i bredzonen (littoralzonen) og 10 prøver på barbunden (profundalzonen).

Gruppe	Bredzone		Barbund		Hele søen*	
	1998	1999	1998	1999	1998	1999
Børsteorme	190	0	45	0	118	0
Dansemyggelarver						
Tanypodinae	190	280	45	0	118	140
Chironomini	750	45	45	45	398	45
Chironomus indet.	190	45	0	45	95	45
Polypedilum indet.	0	45	0	0	0	23
Tanytarsini	45	45	0	0	23	23
Døgnfluelarver	45	330	0	0	23	165
Muslingekrebs	90	0	0	0	45	0
Glasmyggelarver (Chaeoborus)	240	180	3.250	1.360	1.745	770
Mittelarver	0	90	0	0	0	45
Skivesnegle	0	90	0	0	0	45
I alt	1.740	1.140	3.385	1.450	2.563	1.300

Tabel 8.1. Oversigt over bundfaunaens sammensætning (overordnede grupper) i Torup Sø i 1998 og 1999. Tallene angiver antal individer pr. m<sup>2</sup>. \*: den gennemsnitlige individtæthed for hele søen er beregnet under den antagelse, at bredzonen og barbunden er arealmæssigt lige store. Data: Danmarks Miljøundersøgelser 2000.

Det vurderes, at individtætheden af bunddyr i Torup Sø ligger på et lavt niveau i sammenligning med andre danske søer. Bredzonen er den del af søen, hvor antallet af grupper er størst, idet alle registrerede grupper findes her. Barbunden er fattig på grupper, men har til gengæld en større individtæthed alene på grund af høje tætheder af glasmyggelarver, der er knyttet til barbunden.

Barbundens ringe faunadiversitet skyldes sandsynligvis det tilbagevendende og omfattende iltsvind i bundvandet i forbindelse med sommerperiodens temperaturlagdeling af vandmasserne. Blandt barbundens dyr vurderes glasmyggelarverne at være særlig godt tilpasset det iltfattige miljø i og nær bunden.

Glasmyggelarverne indtager en særstilling i bundfaunaen, idet de har en delvis planktonisk levevis. I dagtimerne opholder de sig almindeligvis på bunden, nedgravet i sedimentets løse overfladelag, mens de om natten vandrer op i vandmasserne i forbindelse med fødesøgningen. Oppe i vandmasserne lever de af rov på dyreplanktonet, først og fremmest vandlopper og dafnier. Denne vandring mellem bunden og vandmasserne giver glasmyggelarverne mulighed for i dagtimerne at finde skjul for fiskene, der gerne præderer på glasmyggelarver. Ved at søge skjul i sedimentets overflade i dagtimerne kan de i vid udstrækning undgå fiskenes prædation, selv i søer med høje tætheder af planktivore fisk. I nattetimerne kan glasmyggelarverne i lighed med store former af dyreplankton fouragere i de frie vandmasser med et lavere prædationstryk fra fiskene.

Undersøgelserne af søens dyreplankton før 1999 har vist, at sammensætningen og strukturen var som i søer med et stort prædationstryk fra fisk, men her overfor står den mulige vurdering, at fiskefaunaen i Torup Sø ikke alene, men i forening med glasmyggelarverne er årsag til den observerede sammensætning og struktur hos dyreplanktonet.

Dette forhold har givet anledning til at fokusere på glasmyggelarvernes mulige betydning i søen. Som nævnt er det velkendt at glasmyggelarverne foretager vandringer op i vandmasserne for at prædere på dyreplanktonet, men det er ikke dokumenteret, i hvilket omfang glasmyggelarverne er medvirkende årsag til de strukturmæssige forandringer, som almindeligvis tilskrives et højt prædationstryk fra planktivore fisk.

For antagelsen om at glasmyggelarverne er medvirkende årsag til de observerede strukturforandringer taler den kendsgerning, at de lever af rov på netop vandlopper og dafnier, og at de antagelig, i lighed med fiskene, fortrinsvis præderer på de mest prædationsfølsomme arter, det vil sige de større arter af *Daphnia* og de calanoide vandlopper.

Mod antagelsen taler den kendsgerning, at der findes tilsvarende søer, hvor der ikke kan observeres strukturelle forandringer hos dyreplanktonet, og hvor en ringe prædation fra planktivore fisk øjensynlig ikke modsvares af stor prædation fra glasmyggelarver. Man skulle umiddelbart forvente, at lave tætheder af planktivore fisk ville være til gavn for glasmyggelarverne, som dermed skulle opnå særlig gode betingelser for at drive rov på dyreplanktonet og derigennem forårsage samme strukturelle forandringer, som hvis der havde været høje tætheder af planktivore fisk. Mod antagelsen taler også det forhold, at dyreplanktonet efter en betydelig opfiskning af *skalle* har fået en sammensætning og struktur, der indikerer et reduceret prædationstryk. Eller sagt på en anden måde: opfiskningen har haft den ønskede effekt på dyreplanktonet, men effekten på vandets klarhed er udeblevet, antagelig fordi planteplanktonet helt overvejende består af store, ikke-græsningsfølsomme arter og former.

Det foreliggende materiale giver ikke grundlag for at afgøre, om det er fiskene eller om det er glasmyggelarverne, eller måske de to grupper i forening, der er årsag til de observerede strukturelle forandringer hos dyreplanktonet. Men Torup Sø har formodentlig, i kraft af længerevarende lagdeling af vandmasserne og ikke mindst et længerevarende iltsvind i bundvandet samt et meget løst og vandigt sediment, netop de forhold, der favoriserer glasmyggelarver frem for andre arter og grupper med tilknytning til barbund. Og dertil kommer at søen i modsætning til mange andre søer ikke huser *brasen*, der især fouragerer på blød bund og derfor formodentlig er en væsentlig trussel mod glasmyggelarverne.

Undersøgelserne af dyreplanktonet i 1998, 1999 og 2000 tyder således på, at opfiskningen af *skalle* fra søen har haft en positiv indflydelse på dyreplanktonet gennem en mindskning af prædationstrykket, således at de mest prædationsfølsomme grupper, dafnier og calanoide vandlopper, er gået frem i forhold til tidligere. Dette sammenfald mellem opfiskning og strukturelle forandringer af dyreplanktonet tyder på, at fiskene havde betydelig indflydelse på dyreplanktonets sammensætning, og det tyder samtidig på, at glasmyggelarverne ikke har den formodede betydning for dyreplanktonet, idet en reduktion af fiskebestanden alt andet lige burde have afstedkommet forbedrede levevilkår for glasmyggelarverne og derigennem et øget prædationstryk på dyreplanktonet.

## 9. Fisk

Fiskefaunaen i Torup Sø er blevet undersøgt adskillige gange inden for de senere år.

- 1995 – fiskeundersøgelse efter normalprogrammet for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram
- 1998 og 1999 – fiskeyngelundersøgelse efter programmet for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram
- 1998 – størrelsesfordeling af *skalle*, fanget i afløbet
- 1998 – fiskeundersøgelse efter normalprogrammet for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram
- 1999 - fiskeundersøgelse efter normalprogrammet for søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram

Samtlige undersøgelser er afrapporteret i særskilte rapporter eller beskrevet i datanotater. I dette kapitel beskrives de væsentligste resultater fra fiskeundersøgelserne.

### 9.1. Fiskefaunaens sammensætning og struktur

Fiskefaunaen i Torup Sø er artsfattig med forekomst af kun 6 arter:

*Aborre* (*Perca fluviatilis*)

*Gedde* (*Esox lucius*)

*Hork* (*Acerina cernua*)

*Skalle* (*Rutilus rutilus*)

*Trepigget hundestejle* (*Gasterosteus aculeatus*)

*Ål* (*Anguilla anguilla*)

Af disse 6 arter har *ål* og *trepigget hundestejle* ingen mængdemæssig betydning, og fiskebiomassen i søen udgøres derfor i al væsentlighed af de øvrige 4 arter. Tabel 9.1 indeholder en oversigt over CPUE-værdierne for de 4 arter som beskrevet ved de tre undersøgelser i 1995, 1998 og 1999, mens tabel 9.2 viser skønnede biomasser af de enkelte arter.

Af de fire mængdemæssigt betydende arter er *skalle* den helt dominerende art, idet den ved de tre undersøgelser udgjorde 62-72% af de samlede CPUE<sub>vægt</sub>-værdier.

*Aborre* er søens mængdemæssigt næstvigtigste art med en andel af de samlede CPUE<sub>vægt</sub>-værdier på 21-25%, og *gedde* er den tredievigtigste art med en andel på 3-16% af de samlede CPUE<sub>vægt</sub>-værdier. *Hork* er i den sammenhæng uden nævneværdig betydning, og det betyder, at *skalle* er den eneste betydende fødeart for de to rovfisk, *aborre* og *gedde*.

Set i det lys har fiskefaunaen i Torup Sø artssammensætning, som kendes fra forholdsvis næringsfattige søer af den type, som søen formodes at have tilhørt tilbage i tiden, og det mængdemæssige forhold mellem skidtfiskene (*skalle*) og rovfiskene (*aborre* og *gedde*) er sådan, at der vurderes at være et rimeligt afbalanceret forhold mellem byttefiskene og rovfiskene, trods en vis år-til-år-variation i biomassen af især *aborre*. Der er

ganske vist også registreret en vis variation i biomassen af *gedde*, men eftersom den samlede fangst af *gedde* er fordelt på forholdsvis få individer, og eftersom *gedde* ofte ikke fanges i antal, som afspejler bestandens reelle størrelse (underestimering), skal denne variation tages med et vist forbehold.

CPUE-antal	<10 cm			>10 cm			Sum		
	1995	1998	1999	1995	1998	1999	1995	1998	1999
Skalle	45,6	4,0	6,1	18,5	27,8	25,1	64,1	31,8	31,2
Aborre	112,1	29,0	56,5	2,9	7,0	10,5	115,0	36,0	67,0
Hork	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0	0
Gedde	0	0	0	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2
Sum	157,8	33,0	62,5	21,6	35,1	35,8	179,4	68,2	98,4
CPUE-vægt	<10 cm			>10 cm			Sum		
	1995	1998	1999	1995	1998	1999	1995	1998	1999
Skalle	83	36	19	2.498	1.737	2.525	3.030	1.773	2.544
Aborre	471	124	250	587	485	675	1.058	609	925
Hork	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Gedde	0	0	0	114	455	448	114	455	448
Sum	554	160	269	3.649	2.677	3.648	4.203	2.837	3.917

Tabel 9.1. Oversigt over CPUE-værdier for de mængdemæssigt vigtigste fiskearter i Torup Sø i 1995, 1998 og 1999.

Biomasse	Kg i søen		
	1995	1998	1999
Skalle	1.661	1.753	1.663
Aborre	945	396	744
Hork	1	0	0
Gedde	122	401	323
Sum	2.728	2.551	2.700

Tabel 9.2. Oversigt over skønnede biomasser for de mængdemæssigt vigtigste fiskearter i Torup Sø i 1995, 1998 og 1999.

Det må formodes, at Torup Sø i dag har et andet forhold mellem rovfisk og skidtfisk end den ville have, dersom der forekom en veludviklet undervandsvegetation i søen.

### 9.1.1. Skalle

*Skalle*-bestanden i Torup Sø har ved de tre fiskeundersøgelser udvist en betydelig tidsmæssig variation med hensyn til størrelsesfordeling. I 1995 var der stor forekomst af årssyngel og beskeden forekomst af større individer. I 1998 svigtede yngelproduktionen tilsyneladende helt, jf. afsnit 8.2, og hovedparten af individerne lå i størrelsesklassen 10-15 cm (1996- eller 1997-årgangen). I 1999 var yngelproduktionen tilsyneladende lidt større end i 1998, men det var stadig den stærke årgang fra 1996 eller 1997, der antalsmæssigt dominerede bestanden.

Disse resultater tyder på, at *skalle* i Torup Sø har meget varierende ynglesucces, hvilket har stor indflydelse på bestandsstrukturen. Der er ikke foretaget undersøgelser af årsagerne til den varierende ynglesucces, som ikke er noget ukendt fænomen i danske søer, men det må formodes, at søens generelt dårlige og meget fluktuerende miljø samt den massive forekomst af blågrønalg kan være medvirkende årsager til variationerne i ynglesuccessen.

Det skal nævnes, at der ved flere lejligheder i 1998 og 1999 er foretaget opfiskning af i alt ca. 1,4 tons *skalle* fra søen. Der er tale om en stor mængde set i forhold til den skønnede biomasse af *skalle* i søen, og det er bemærkelsesværdigt, at opfiskningen tilsyneladende ikke har haft nogen nævneværdig indflydelse på bestandens samlede biomasse. Det tolkes på den måde, at opfiskningen har afstedkommet øget vækst hos de tilbageblevne individer, som dermed hurtigt har udlignet det biomassetab, der skete som følge af opfiskningen. Usikkerheden på biomasseberegningerne skal dog for fuldstændighedens skyld også nævnes som en mulig og ikke usandsynlig årsag.

### 9.1.2. *Aborre*

*Aborre*-bestanden har i lighed med *skalle*-bestanden udvist betydelige tidsmæssige variationer med hensyn til størrelsesfordeling, og det skyldes ligesom hos *skalle* en varierende ynglesucces. I 1995 var ynglesuccessen tilsyneladende god, mens den var væsentligt dårligere i 1998 for igen at være bedre i 1999.

Hovedparten af *aborre*-bestanden i Torup Sø har ved alle tre undersøgelser bestået af individer mindre end 25 cm, og det vurderes på den baggrund, at *aborre*-bestanden i Torup Sø er dårligere udviklet end forventet alene ud fra søens morfometri. En væsentlig del af årsagen er formodentlig søens generelt dårlige miljøtilstand, og herunder ikke mindst den udtalte mangel på undervandsvegetation og den årligt tilbagevendende opblomstring af tidvis giftige blågrønalger.

På baggrund af søens forholdsvis dårligt udviklede bundfauna, se kapitel 7, vurderes det, at mængden af føde for de mindre aborrer, der fortrinsvis lever af bunddyr, udgør et problem for bestandens udvikling og ikke mindst for tilvæksten hos de mindre aborrer. Dette forhold synes i nogen grad afspejlet i fiskenes kondition, idet netop de mindre aborrer har den dårligste kondition.

Det vurderes, at *aborre*-bestanden har en sådan størrelse, at den potentielt har væsentlig kontrollerende indflydelse på *skalle*-bestanden, men der kan samtidig ikke herske tvivl om, at *aborre*-bestandens kontrollerende indflydelse er ringere, end den vil være, hvis søens miljøtilstand var bedre, og særlig hvis der var en veludviklet undervandsvegetation og en bedre udviklet bundfauna i søen.

### 9.1.3. *Gedde*

Torup Sø huser efter alt at dømme en *gedde*-bestand, der er væsentligt større end forventet ud fra søens miljømæssige tilstand. Det vurderes, at den reelle biomasse er væsentligt større end den, der er skønnet ud fra fangsterne ved forsøgsfiskeriet.

Af metodiske årsager giver de tre undersøgelser ikke grundlag for en nærmere vurdering af *gedde*-bestandens struktur og tidsmæssige udvikling, men det bemærkes dog, at konditionen i 1999 lå væsentligt lavere end gennemsnittet for en række danske søer. Det tyder på, at gedderne i Torup Sø ikke trives optimalt, og formodentlig især ikke i sommerperioden, hvor søen er mest præget af blågrønalgeopblomstring.

Der hersker ingen tvivl om, at *gedde*-bestanden i Torup Sø ville kunne udvikles væsentligt bedre med hensyn til både størrelse, struktur og kondition, dersom søen husede en veludviklet undervandsvegetation.

### 9.1.4. Øvrige arter

De gennemførte undersøgelser giver ikke grundlag for at estimere bestandsstørrelserne for de øvrige registrerede arter i søen, men det vurderes, at bestanden af *hork* er lille og ubetydelig, og det samme gælder med al sandsynlighed bestanden af *trepigget hundestejle*. Bestanden af *ål* kan derimod ikke vurderes på baggrund af de anvendte undersøgelsesmetoder.

## 9.2. Fiskeyngelundersøgelser

Der er i 1998 og 1999 gennemført standardiserede undersøgelser af fiskeyngel i Torup Sø efter retningslinierne for søerne i NOVA 2003-programmet.

I 1998 blev der kun fanget ét individ af skalle, og med så ringe fangst giver denne undersøgelse næppe et retvisende billede af forekomsten af yngel i søen, idet den efterfølgende garnundersøgelse viste forekomst af årsyngel, om end i væsentlig mindre mængde end i 1995

I 1999 var fangsten af yngel betydeligt større med i alt 63 stk. *skalle* og 13 stk. *aborre*, se tabel 9.3.

	Skalle				Aborre			
	Antal i alt	Antal pr. m <sup>2</sup>	Vægt i alt	Vægt (g) pr. m <sup>2</sup>	Antal i alt	Antal pr. m <sup>2</sup>	Vægt i alt	Vægt (g) pr. m <sup>2</sup>
Åbne vandmasser	29	0,016	9,49	0,0054	10	0,006	9,26	0,0052
Bredzonen	34	0,027	9,48	0,0074	3	0,002	2,08	0,0016

Tabel 9.3. Oversigt over fangst af fiskeyngel i Torup Sø 1999 i de åbne vandmasser (pelagiet) og i bredzonen (littoralzonen). Data: Danmarks Miljøundersøgelser (2000).

Trods de større fangster i 1999 vurderes tætheden af yngel for begge arters vedkommende at ligge på et lavt niveau i sammenligning med andre danske søer, jf. (Jensen et al., 1999). Dette resultat harmonerer godt med resultaterne af de efterfølgende fiskeundersøgelser samme år.

## 10. Palæolimnologiske undersøgelser

Som grundlag for beskrivelse af søens miljømæssige udvikling op gennem tiden er der gennemført en række undersøgelser af sedimentets indhold af skaller fra kiselalger og pigmenter fra planteplankton mv., og samtidig er der foretaget en datering af lagene ned gennem sedimentet, således at forekomsten af bestemte planktonarter og -grupper og algepigmenter mv. kan tidsfæstes. På baggrund af kendte sammenhænge mellem de registrerede arter/grupper og fisk og næringsstoffer mv. er udviklingen af søens fiskefauna og næringsstofniveau mv. søgt beskrevet.

De palæolimnologiske undersøgelser er beskrevet i et særskilt notat (Jeppesen et al., 2000), hvorfra de vigtigste resultater er præsenteret i det følgende

### 10.1. Sedimentdatering og sedimentationsrate

Resultaterne af sediment-dateringen og bestemmelsen af sedimentationsraten er beskrevet i kapitel 5. Her skal blot nævnes, at pålejringen af sediment skete med en næsten konstant lav rate frem til ca. 1928. I årene videre frem til ca. 1970 var sedimentationsraten moderat stigende, hvorefter der skete en markant øgning af sedimentationsraten, og de øverste (yngste) sedimentlag er pålejret med en hastighed, der er ca. 8 gange højere end hastigheden i de ældre, dybtliggende sedimentlag.

Årsagerne til den ændrede sedimentationsrate er søgt afdækket gennem undersøgelser af planteplanktonets sammensætning op gennem tiden.

### 10.2. Planteplanktonets udvikling

Analyserne af kiselalgesamfundets artssammensætning og udvikling op gennem tiden viser, at stigningen i sedimentationsraten omkring 1928 var sammenfaldende med en markant stigning i forekomsten (biomassen) af næringskrævende kiselalger som *Stephanodiscus parvus* og senere også *Stephanodiscus hantzschii* og en tilbagegang for arter med tilknytning til mere næringsfattige søer, eksempelvis *Stephanodiscus neoastraea* og *Fragilaria construens*. Dette skift i artssammensætningen betød også, at ikke-planktoniske (bundlevende og epifyttiske) kiselalger gik tilbage, mens planktoniske arter gik frem, et billede der er typisk ved næringsstofberigelse af næringsfattige sømiljøer.

Inden for de seneste ca. 10 år har akkumulationsraten af næringskrævende, planktoniske kiselalger i søen været faldende, men til gengæld har afsætningen af pigmenter fra blågrønalgerne været stigende og senest har afsætningen af blågrønalgepigment ligget på et højt niveau. Samlet set er der derfor ikke sket en udvikling i planteplanktonet, som indikerer en markant forbedring af miljøtilstanden. Blot er de planktongrupper, fortrinsvis kiselalgerne, der vokser på grundlag af og derfor reagerer hurtigt på en direkte tilledning af næringsstoffer, gået tilbage, mens de planktongrupper, fortrinsvis blågrønalgerne, der kan vokse på grundlag af aflejrrede og remobiliserede næringsstoffer, er gået frem.

### 10.3. Dyreplanktonets og fiskefaunaens udvikling

Beskrivelserne af dyreplanktonets udvikling viser, at der omkring 1920 og tidligere var dominans af dafnier, heraf flere med tilknytning til undervandsvegetation. I perioden efter 1920 og særlig efter ca. 1950 skete der forandringer, der tolkes som udtryk for øget eutrofiering (næringsstofberigelse), og denne udvikling fra et forholdsvis næringsfattigt miljø til et mere næringsrigt miljø toppede omkring 1970, da dyreplanktonet udviste tydelige tegn på stor næringsrigdom og et deraf følgende stort prædationstryk fra dyreplanktonædende fisk.

De seneste års ændringer af dyreplanktonets sammensætning og struktur, der formodentlig er sket som følge af opfiskning af *skalle*, er også fundet afspejlet i sedimentet i form af øget forekomst af dafnier i de øverste, yngste sedimentlag.

De palæolimnologiske undersøgelser har også vist, at tætheden af dyreplanktonædende fisk steg i takt med næringsstofbelastningen, og det må på baggrund af erfaringen fra nutidige forhold i danske søer formodes, at især overgangen fra vegetationsrig til vegetationsfattig tilstand har haft stor betydning for fiskefaunaens udvikling.



## 11. Samlet vurdering

De seneste fem års undersøgelser har vist, at Torup Sø i flere henseender er en forholdsvis næringsfattig sø, men at den samtidig har flere af de karakteristika, der er typiske for næringsrige søer.

De næringsfattige karakteristika er en næringsstofbelastning fra oplandsarealerne og næringsstofkoncentrationer i søvandet, der lå lavt eller forholdsvis lavt i sammenligning med søerne i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. De næringsrige karakteristika er, at vandets klarhed i hovedparten af tiden var meget ringe og biomassen af planteplanktonet meget høj, hvortil kom en bemærkelsesværdig dominans af blågrønalger.

Grunden til denne uoverensstemmelse mellem den eksterne næringsstofbelastning og søens tilstand vurderes at være en stor intern fosforbelastning og en stor tilbageholdelse af kvælstof samt dominansen af den ualmindelige blågrønne *Planktothrix proliferans*.

Søens sediment er ganske vist ikke særlig rigt på fosfor, men et forholdsvis lavt jernindhold gør, at sedimentet i forbindelse med sommerhalvårets lagdeling af vandmasserne med udtalt iltsvind til følge ikke kan binde fosfor, men frigiver det i store mængder til bundvandet, som derved får meget høje fosforkoncentrationer med uorganisk fosfor som den dominerende fraktion. Sammen med de sideløbende opbygninger af meget høje koncentrationer af uorganisk kvælstof i form af ammoniak+ammonium danner de høje fosforkoncentrationer det formodede næringsgrundlag for masseforekomsten af *Planktothrix*.

Lagdeling og iltsvind i bundvandet er naturlige fænomener i Torup Sø, men iltsvindet er utvivlsomt blevet mere udtalt i tid og omfang end det var i søens oprindelige tilstand, og med masseforekomsten af især *Planktothrix* er søen havnet i en ond cirkel, hvor planteplanktonet selv er med til at skabe de forhold, som begunstiger væksten: iltsvind, frigivelse af fosfor fra sedimentet og opbygning af høje koncentrationer af uorganisk kvælstof.

De palæolimnologiske undersøgelser har givet et billede af søens udvikling, der viser, at forandringer allerede begyndte at ske tidligt i det tyvende århundrede. De palæolimnologiske undersøgelser giver desværre ikke oplysninger om vegetationens tidlige udvikling i søen, og det er derfor ikke muligt ud fra de foreliggende oplysninger at sige, hvornår søens udvikling blev kritisk for den oprindelige vegetation, der formodes at have været domineret af grundskudsplanter. Til gengæld giver de palæolimnologiske undersøgelser et klart billede af, hvordan søens plankton og pålejringen af sediment ændrede sig i negativ retning, da søen i 1970-erne blev gjort til genstand for udledninger af gylle mv. fra en nærliggende gård med svineavl.

I dag er udledningerne af forurenende stoffer ophørt, og næringsstofudvaskningerne til søen fra de omgivende landbrugsarealer har et formodet begrænset omfang, men alligevel er søens tilstand meget dårlig.

Undersøgelserne af søens dyreplankton har vist, at sammensætningen og strukturen er som i søer med et begrænset prædationstryk fra fisk. Det begrænsede prædationstryk skyldes efter alt at dømme, at der i 1998 og 1999 blev opfisket en meget stor del af sø-

ens bestand af *skalle*, men også svigtende ynglesucces for *skalle* kan have været medvirkende årsag til et reduceret prædationstryk. Når dyreplanktonet alligevel ikke har været i stand til at regulere mængden af planteplankton, skyldes det at næsten hele planteplanktonbiomassen består af arter og former, der i kraft af deres store størrelse og hurtige biomasseopblomstring ikke kan kontrolleres af dyreplanktonet. Derfor er det meget usikkert, om selv en fuldstændig fjernelse af fiskenes prædationstryk kan give dyreplanktonet kontrollerende indflydelse på mængden af blågrønalger i søen, så længe denne planktongruppe er favoriseret af intern næringsstofbelastning.

Der findes ganske vist adskillige eksempler på, at omfattende biomanipulation med stor positiv effekt på dyreplanktonet (favorisering af dafnier og calanoide vandlopper) kan føre til reduceret forekomst og opblomstring af blågrønalger. Det der især giver anledning til at sætte spørgsmålstegn ved dyreplanktonets muligheder for at regulere blågrønalgerne i Torup Sø er det forhold, at de to dominerende arter er trådformede, at *Planktothrix* tilsyneladende aldrig helt forsvinder fra søens vandmasser, at dens opblomstring har invasiv karakter med meget hurtig biomasseopblomstring og endelig at dens opblomstring finder sted meget tidligt på året, hvor dyreplanktonet almindeligvis ikke er særlig godt udviklet på grund af ringe fødetilgængelighed.

De årlige masseopblomstringer af blågrønalger og de deraf følgende forringelser af søens tilstand i form af uklart vand og forekomst af blågrønalgetoksiner er væsentlige årsager til, at søens målsætning ikke kan betragtes som opfyldt, til trods for at den eksterne fosforbelastning i 1998 var så lav, at målsætningens nuværende krav på 15 kg fosfor pr. år kunne betragtes som næsten opfyldt.

### 11.1. Miljøforbedrende foranstaltninger

Den aktuelt dårlige tilstand i Torup Sø kan efter alt at dømme ikke primært relateres til næringsstofbelastningen fra omgivelserne, men vurderes i høj grad at være betinget af intern fosforbelastning mv. Det betyder at der skal gennemføres miljøforbedrende foranstaltninger i søen for at opnå en opfyldelse af målsætningen.

På baggrund af de foreliggende beskrivelser af søens plankton og fiskefauna vurderes det, at selv omfattende indgreb i fiskefaunaen næppe alene vil have den ønskede effekt på søens miljøtilstand. Denne vurdering hviler på den antagelse, at fiskefaunaen ikke er årsag til samme ødelæggende strukturelle forandringer af dyreplanktonet, som ses i mange andre søer, og at der følgelig ikke er samme afgørende kobling mellem fiskene på den ene side og vandets klarhed på den anden side.

På den baggrund vurderes det, at forbedringer af vandets klarhed må ske gennem indgreb overfor de næringsstofpuljer, der er grundlaget for de tilbagevendende opblomstringer af blågrønalger, og som også er en væsentlig medvirkende årsag til det kraftige iltsvind i bundvandet.

I rapporten fra 1996 (Vejle Amt, 1996) er der foretaget indledende vurderinger af mulighederne for at mindske søens næringsstofindhold dels gennem udpumpning af fosforholdigt bundvand i forbindelse med lagdelingen af vandmasserne, og dels gennem sedimentfjernelse.

Udpumpning af fosforrigt bundvand i de mængder, der skal til for at fjerne fosfor i betydeligt omfang, er forbundet med flere problemer. Dels skal vandet pumpes op, og dels skal det ledes bort urensset eller ledes tilbage til søen rensset. Oppumpningen vil, uanset om det er til rensning eller til bortledning, være forbundet med betydelige omkostninger til pumper og drift. Hvis vandet blot pumpes bort, vil det enten skulle ske til overrisling på nærliggende arealer eller til afløbet, og i sidstnævnte tilfælde vil der blot være tale om en eksport af problemet til de nedstrøms beliggende søer Halle Sø og Stigsholm Sø. Hvis vandet oppumpes til overrisling, vil søen komme til at mangle betydelige mængder vand, og det kan føre til uønskede vandstandssænkninger og reduceret vandføring i afløbet. Den alternative løsning med fældning af fosfor i et lokalt placeret "rensningsanlæg" vil løse problemet med vandstandssænkning og reduceret vandføring i afløbet, men det indebærer til gengæld betydelige omkostning til et "rensningsanlæg", og dertil kommer mulige miljømæssige gener hidrørende fra udledning af restmængder af fældningsmiddel, særlig hvis der anvendes aluminiumsforbindelser.

Sedimentfjernelse beskrives i rapporten fra 1996 som en kostbar løsning, hvilket bl.a. skyldes, at sedimentet er meget vandigt og skal hentes op fra betydelig dybde. Dertil kommer problemerne med afvanding og bortskaffelse efter oppumpning, og især sidstnævnte kan vise sig at være problematisk, idet sedimentet for flere tungmetallers vedkommende har koncentrationer, der ligger over hvad der kan godkendes for slam til udspreddning på landbrugsarealer. Vurderet ud fra fosforkoncentrationen ned gennem sedimentet, skal der skønsomt fjernes de øverste ca. 30 cm sediment i den del af søen, der har dybder større end 5-6 meter for dels at fjerne den del af sedimentet, der har højt fosforindhold, og for dels at fjerne sediment fra den del af søen, hvor iltsvind er årsag til fosforfrigivelse. Det betyder, at der skal fjernes skønsomt 27.500 m<sup>3</sup> slam med et samlet tørstofindhold på ca. 1.350 tons og et fosforindhold på ca. 2 tons, men i forbindelse med oppumpning af den nødvendige mængde slam/dynd kan det ikke undgås at der også vil følge store mængder vand med, og det betyder, at der skal ske afvanding af det oppumpede sediment.

Fjernelse af fosfor fra søen gennem oppumpning af bundvand vil, hvad enten der er tale om oppumpning til rensning og returpumpning af vandet, eller til bortledning, kræve indgreb af flere års varighed, ikke mindst hvis der skal fjernes samme mængde fosfor som ved en sedimentfjernelse. Det er ikke uden dyberegående vurderinger muligt at skønne over varigheden af projektet, men der vil antagelig gå adskillige år førend der kan spores en effekt på søens tilstand. Fjernelse af sediment vil antagelig med den rette udformning og dimensionering af udstyret kunne gennemføres i løbet af 1-3 år, men det er vanskeligt at vurdere, hvor hurtigt sedimentfjernelsen vil få indflydelse på søens tilstand.

Mulige alternativer til de to ovennævnte løsninger skønnes at være 1) iltning af bundvandet med ren ilt i lighed med Viborg Amts restaureringsprojekt i Hald Sø, 2) iltning af sedimentet med nitrat og 3) binding af sedimentets fosforindhold ved hjælp af aluminium eller jern.

Ved iltning af bundvandet vil der med den rette udformning af anlægget formodentlig kunne opnås en meget hurtigt effekt på søens tilstand. Selvom sedimentets jern:fosforforhold ikke er helt optimalt for effektiv jernbinding af fosfor under iltede forhold, vurderes det alligevel, at iltning af bundvandet vil føre til en markant reduktion af fosforfrigivelsen fra sedimentet. Det vil sammen med en iltning af ammoniak+ammonium til

nitrit+nitrat kunne føre til dels en reduktion af den næringsstofpulje, der i dag antages at være grundlaget for høje koncentrationer af blågrønalger og dels et øget tab af kvælstof fra søen gennem denitrifikation. Sidstnævnte vurderes at være af stor betydning, idet sedimentet har et forholdsvis højt indhold af kvælstof. Iltning af de aktuelt store mængder ammonium+ammoniak i søens bundnære vandmasser vil kunne have den positive sideeffekt, at sedimentets indhold af oxiderede stoffer (nitrit+nitrat) øges til gavn for sedimentets fosforbindingsevne, særlig jernbindingen.

Med reducerede næringsstofkoncentrationer i bundvandet skønnes mængden af planteplankton at blive stærkt reduceret, idet den reducerede næringsstofftilgængelighed forventes især at få betydning for blågrønalgerne, der i dag udgør næsten hele planteplanktonbiomassen. Det vil foruden effekten på vandets klarhed og vandets kvalitet i henseende til forekomst af blågrønalgetoksiner betyde en forholdsvis hurtig reduktion af mængden af organisk stof i form af døde alger, der sedimenterer og giver anledning til iltforbrug ved bunden.

I 1998 var den interne fosforbelastning af omtrent samme størrelse som den eksterne belastning, og det betyder, at der ved en markant reduktion af frigivelsen af fosfor fra sedimentet kan ske næsten en halvering af fosforbelastningen. En iltning betinget binding af fosfor i sedimentet bevirker imidlertid ikke fjernelse af fosfor fra søen, og det betyder, at fortsat binding af fosfor i sedimentet kræver løbende iltning af bundvandet i forbindelse med lagdelingen af vandmasserne, det vil sige i perioden maj-september, eventuelt i kombination med tilførsel af fosforbindende stoffer som aluminium eller jern. Iltning vil således være at opfatte som en fortløbende plejeforanstaltning, hvis omfang dog forventes at mindske med tiden, dels i takt med at produktionen af planteplankton falder, og dels i forbindelse med at søens tilstand stabiliseres på et miljømæssigt bedre niveau med forekomst af veludviklet og stabiliserende undervandsvegetation.

En afledt effekt af iltningen kan være, at levevilkårene for glasmyggelarverne på længere sigt forringes, dels som følge af øget konkurrence fra andre bundlevende arter og grupper, og dels som følge af at fisk med de højere iltkoncentrationer i bundvandet får øget adgang til at fouragere ved bunden. Det vil betyde, forudsat at glasmyggene spiller en væsentlig rolle som prædatorer på dyreplanktonet, at søens tilbageværende planteplankton i højere grad vil kunne kontrolleres af dyreplanktonet, idet de store blågrønalger forventes at gå stærkt tilbage i forbindelse med iltning og reduceret næringsstofftilgængelighed. En anden afledt effekt kan være, at bundfaunen i søen gradvis bliver bedre udviklet, hvilket vil være til gavn for de mindre, bunddyrsædende aborrer, og dermed for rovfiskenes evne til at opbygge velstrukturerede bestande, der kan kontrollere og reducere bestanden og biomassen af *skalle*.

Overslag over omkostningerne ved at gennemføre iltning af søens bundvand med ren ilt viser, at anlægsudgifterne og driftsudgifterne i de første år vil andrage i størrelsesordenen 65.000 kr. excl. moms henholdsvis 55.000 kr. excl. moms, mens driftsudgifterne i det/de følgende år vil andrage i størrelsesordenen 60.000 kr. excl. moms.

Iltning vurderes at have den praktiske fordel frem for de to førnævnte restaureringsmetoder, at effekten vil vise sig meget hurtigt, formodentlig allerede i løbet af det første år. Det betyder, at iltning kan gennemføres som et forsøg til belysning af, hvilke effekter på søens tilstand der kan opnås ved at mindske den interne fosforbelastning og ved at øge nitrifikationen/denitrifikationen. Hvis forsøget falder tilfredsstillende ud, vil iltningen

kunne fortsættes som en plejeforanstaltning alene med en økonomisk belastning svarende til de årlige driftsudgifter. Og omvendt, hvis forsøget mod forventning falder negativt ud, vil omkostningen være begrænset.

Tilførsel af nitrat som iltningmiddel til bundvandet er effektmæssigt et muligt alternativ til tilførsel af ren ilt. Udledning af nitrat til en sø må imidlertid ses som en kontroversiel metode i en tid, hvor især landbrugets udledninger af nitrat til vandmiljøet generelt betragtes som et alvorligt miljømæssigt problem. Trods metodens egnethed og formodede lave omkostningsniveau vurderes anvendelse af den at kræve meget gode argumenter, og den vil derfor næppe kunne bringes i anvendelse som den primære metode.

Tilførsel af aluminium til bundvandet som et middel til at binde fosfor i sedimentet selv ved lave iltkoncentrationer kan være en effektiv metode, men metoden kan være forbundet med betydelige miljømæssige problemer, idet aluminium-ionen virker giftig overfor mange organismer, ikke mindst fisk. Dertil kommer, at tilførsel af aluminium til sedimentet kan vanskeliggøre bortskaffelsen, hvis det på et tidspunkt bliver aktuelt at gennemføre sedimentfjernelse.

Jern som fosforbindingsmiddel er et miljømæssigt attraktivt alternativ til aluminium på grund af metallets mindre giftighed, men jern har ikke samme bindingskapacitet, særlig ikke ved lave iltkoncentrationer. Det betyder, at tilførsel af jern uden samtidig iltning af bundvandet (med ren ilt eller nitrat) næppe alene vil have nogen større effekt på sedimentets evne til at binde fosfor. Til gengæld kan tilførsel af jern til bundvandet være attraktiv i henseende til at bringe jern-fosfor-forholdet op på et højere niveau end det er i dag, og således øge sedimentets fosforbindingsevne til understøttelse af effekten af eksempelvis iltning med ren ilt. Mod brugen af jern taler det indhold af miljøfremmede stoffer, der findes i mange kommercielt tilgængelige jernforbindelser.

Samlet set bør valget af miljøforbedrende foranstaltning(er) træffes på grundlag af grundige vurderinger af effekter og økonomi samt under hensyntagen til eventuelle negative bieffekter af de enkelte mulige indgreb. Dertil kommer, at der skal træffes beslutning om, hvorvidt problemerne med ophobet næringsstof i søen skal løses gennem engangsindgreb med fjernelse af sediment/næringsstoffer eller gennem et fortløbende indgreb med karakter af plejeforanstaltning til afdæmpning af effekterne af næringsstoffophobningen.

Uanset hvilket eller hvilke miljøforbedrende indgreb der vælges, kan regelmæssige opfiskninger af *skalle* i en periode være et hensigtsmæssigt supplement, idet de seneste to års undersøgelser af søens dyreplankton har vist, at reduktioner af mængden af dyreplanktonædende fisk (*skalle*) kan have en positiv effekt på dyreplanktonets sammensætning og struktur. Og netop i en fase, hvor blågrønalgerne søges reduceret vil det være hensigtsmæssigt at optimere dyreplanktonets græsning på alle arter og grupper af plantoplankton, særlig de arter og grupper, som må formodes at få forbedrede vækstbetingelser ved blågrønalgerens forsvinden.

Effekten af miljøforbedrende indgreb i søen vil kunne forstærkes ved fortsat nedbringelse af den eksterne belastning med næringsstoffer gennem ekstensivering af den landbrugsmæssige udnyttelse af arealerne i oplandet og ved at undgå overgødskning med fosfor ved udbringning af husdyrgødning.

## 11.2. Fremtidige udviklingsmuligheder

Med en forholdsvis lille ekstern næringsstofbelastning er prognosen for søens fremtidige tilstand grundlæggende gunstig, men en realisering af søens miljømæssige potentiale forudsætter efter alt at dømme en løsning af problemerne med intern næringsstofbelastning og ophobning af kvælstof samt de afledte problemer med masseopblomstring af blågrønalger.

Det vurderes i den sammenhæng at være uden betydning, hvilken restaureringsmetode, der anvendes, omend iltning af bundvandet har den fordel, at den ud over reduktion af fosforfrigivelsen vil kunne føre til øget tab af kvælstof fra søen og genskabelse af bedre iltforhold i bundvandet til gavn for fisk og bundfauna.

Det vurderes, at Torup Sø med en ekstern næringsstofbelastning som den faktiske i 1998 og i en ligevægtstilstand hermed vil kunne have en sommermiddelsigt dybde på ca. 3,5 meter. Ved en sommermiddelsigt dybde af denne størrelsesorden vil undervandsvegetationen erfaringsmæssigt kunne vokse ud til ca. 5 meter, hvilket i hovedparten af tiden svarer til den del af bunden, der er beliggende over temperaturspringlaget i søen. Den faktiske eksterne fosforbelastning i 1998 var kun lidt større end målsætningens kravværdi på maksimum 15 kg/år, og det vurderes på den baggrund at det opstillede mål for den eksterne belastning er opnåeligt og vil kunne give den tilstræbte tilstandsforbedring i søen.

I henseende til undervandsvegetationens betydning som strukturerende element i søen vil enhver forekomst være positiv i forhold til den aktuelle, meget vegetationsfattige tilstand, men det vurderes, at en dybdegrænse på ca. 5 meter erfaringsmæssigt vil være ønskelig for at få en dækningsgrad og et relativt plantefyldt volumen af en størrelse, som giver undervandsvegetationen maksimal strukturerende betydning.

Med en samlet ekstern fosforbelastning på niveau med den aktuelle (ca. 25 kg P/år) og et sømiljø i ligevægt hermed, vil der være grundlag for udvikling af en dybtvoksende undervandsvegetation i Torup Sø. Vegetationsudviklingen vil formodentlig i første omgang ske med udgangspunkt i de forekommende arter, men med tiden vil der formodentlig ske indvandring af flere arter, eksempelvis arter af *vandaks*, forudsat at lysforholdene til stadighed forbliver gode. Det er uvist, hvorvidt flere arter af grundskudsplanter vil indvandre til Torup Sø, men beliggenheden i nærheden af Hampen Sø må i henseende til indvandring af grundskudsplanter ses som gunstig.

Med tilstedeværelsen af en veludviklet og dybtvoksende undervandsvegetation vil der skabes forbedrede betingelser for forekomst af en alsidig bundfauna i søen, heriblandt også muslinger, og samlet vil vegetationen og bundfaunaen medvirke til at opretholde en god miljøtilstand i søen.

## 12. Referencer

- Danmarks miljøundersøgelser 1999. Notat til Vejle Amt om bunddyr og fiskeyngel i Torup Sø 1998. Upubliceret.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2000. Notat til Vejle Amt om bunddyr og fiskeyngel i Torup Sø 1999. Upubliceret.
- Fiskeøkologisk Laboratorium 1999. Notater vedrørende fiskeri og opfiskning af skalle i Torup Sø.
- Hedeselskabet 2000. Vejle Amt: Vand- og stofbalancer TN, TP, Fe, Torup Sø 1998, Halle Sø 1999, Stigsholm Sø 1999.
- Jensen, J. P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, T. L. Lauridsen & L. Sortkjær 1997. Ferske vandområder – Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 211.
- Jensen, J. P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, T. L. Lauridsen & L. Sortkjær 1999. Søer 1998. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 291. 106 sider.
- Jeppesen, E., F. Landkildehus, J. P. Jensen, K. Jensen, D. Ryves, S. McGowan og J. Anderson 2000. Palæolimnologiske undersøgelser af Torup Sø. Upubliceret.
- Miljø- og Energiministeriet 1996. Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål.
- Vejle Amt 1996. Torup Sø, Halle Sø, Stigsholm Sø. Miljøtilstand 1975-1995.
- Vejle Amt 2000. Hampen Sø. Miljøtilstanden 1971-1999. Rapport udarbejdet for Vejle Amt af Bio/consult as.
- Vejle Amt 2002. Udkast til Vandområdeplan – vandområderne i Vejle Amt, august 2002.
- Århus Amt 2001. Regionplan 2001.

## Bilag 1

Oversigt over beliggenheden af prøvetagningsstationer i Torup Sø og afløbet fra søen.





## Fysiske og kemiske variabler i Torup Sø 1996-2000. Måle- og analyseresultater.

Dato	Tid	Dybde cm	Alkalinitet mmol/l	Amm.-N mg/l	Nitrit+nitrat-N mg/l	Total-N mg/l	Ortho-P mg/l	Total-P mg/l	Jern mg/l	Klorofyl-a mg/l
01-05-96	945	197	1,23	0,015	1,2	2,1	0,007	0,048		0,034
01-05-96	945	650		0,16	1,2	4,7	0,006	0,053	0,017	
29-05-96	1015	197	1,32	0,008	0,89	1,9	0,002	0,03		0,026
29-05-96	1015	800		0,64	0,6	1,9	0,036	0,1	0,087	
12-06-96	1000	98	1,039	0,011	0,47	1,6	0,009	0,056		0,047
12-06-96	1000	500		0,099	0,79	1,6	0,002	0,046	0,038	
12-06-96	1000	700		0,78	0,58	1,9	0,01	0,068	0,008	
10-07-96	1045	97	1,1315	0,017	0,056	0,89	0,002	0,083		0,054
10-07-96	1045	700		0,13	0,056	0,98	0,003	0,018	0,02	
07-08-96	1400	53	1,04	0,007	0,007	1,3	0,002	0,079		0,059
07-08-96	1400	700		0,89	0,016	1,6	0,008	0,098	0,029	
04-09-96	1130	117	1,225	0,002	0,005	0,97	0,006	0,046		0,034
04-09-96	1130	750		2,2	0,18	2,4	0,006	0,23	0,019	
26-09-96	1130	192	1,292							0,024
26-09-96	1130	195		0,45	0,035	1,3	0,016	0,081		
16-10-96	1115	162	1,3025	0,55	0,098	1,7	0,028	0,089		0,037
21-04-97	1140	87	1,3	0,013	0,071	1,2	0,002	0,11		0,058
05-05-97	1154	47	1,3	0,011	0,006	2	0,001	0,14		0,083
03-06-97	1158	57	1,2	0,008	0,005	1,6	0,001	0,16	0,005	0,076
03-06-97	1158	600		0,008	0,006	1,4	0,001	0,13	0,005	
30-06-97	1300	47	1,1	0,009	0,005	1,8	0,001	0,12	0,007	0,093
30-06-97	1300	525		0,007	0,005	1,3	0,001	0,12	0,007	
14-07-97	1222	38	1,1	0,11	0,15	1,8	0,007	0,23	0,005	0,107
14-07-97	1222	583		0,19	0,065	0,94	0,002	0,074	0,005	
11-08-97	1228	57	1	0,011	0,015	1,4	0,002	0,078		0,052
11-08-97	1228	533		1,05	0,014	2,3	0,1	0,18	0,005	
10-09-97	1238	197	1,4	0,59	0,012	1,5	0,001	0,091		0,029
10-09-97	1238	700		1	0,011	1,8	0,029	0,12	0,041	
06-10-97	1102	198	1,4	0,65	0,063	1,6	0,035	0,11		0,043
01-12-97	1434	147	1,4	0,52	0,15	1,4	0,022	0,084		0,032
30-03-98	1025	102	1,2	0,016	0,38	1,4	0,001	0,086		0,043
20-04-98	1317	57	1,2	0,018	0,03	1,4	0,001	0,095		0,067
13-05-98	1229	47	1,1	0,032	0,009	1,4	0,003	0,1		0,076
13-05-98	1229	600		0,3	0,024	1,1	0,002	0,075	0,017	
15-06-98	1019	67	1,1	0,014	0,01	1,3	0,002	0,071		0,047
15-06-98	1019	600		0,49	0,022	1,5	0,002	0,094	0,023	
02-07-98	1027	87	1,1	0,014	0,01	0,95	0,002	0,064		0,05
02-07-98	1027	600		0,15	0,013	0,79	0,002	0,051	0,016	
13-07-98	1324	87	1,3	0,016	0,007	1,3	0,001	0,063	0,057	0,046
13-07-98	1324	775		3,26	0,015	4,3	0,24	0,33	0,057	
10-08-98	1238	57	1,2	0,019	0,009	0,96	0,001	0,057		0,033
10-08-98	1238	300		0,017	0,008	1,1	0,001	0,064	0,011	
10-08-98	1238	700		1,56	0,012	3	0,14	0,26	0,059	
08-09-98	1148	112	1,2	0,075	0,02	0,93	0,001	0,072		0,057
08-09-98	1148	750		1,04	0,019	1,7	0,049	0,11	0,018	
05-10-98	1213	162	1,3	0,8	0,043	1,7	0,04	0,099		0,024
23-11-98	1100	20	1,3	0,77	0,21	1,7	0,04	0,094	0,041	
04-05-99	1252	102	1,2	0,011	0,27	1,3	0,002	0,059		0,03
04-05-99	1252	700		0,24	0,3	1,4	0,005	0,06	0,034	
18-05-99	1310	92	1,3	0,009	0,047	0,96	0,004	0,067		0,039
18-05-99	1310	533		0,25	0,12	1	0,002	0,084	0,04	
15-06-99	1346	57	1,1	0,015	0,017	1,1	0,003	0,046		0,022
15-06-99	1346	525		0,063	0,015	1,2	0,002	0,053	0,008	
13-07-99	1209	87	1,1	0,015	0,009	0,78	0,002	0,039		0,012
13-07-99	1209	583		0,93	0,014	1,9	0,092	0,15	0,027	
26-07-99	1014	187	1,1	0,04	0,042	0,88	0,002	0,041		0,013
26-07-99	1014	650		1,27	0,021	2	0,085	0,11	0,11	
10-08-99	1014	172	1,1	0,045	0,029	0,87	0,001	0,031		0,01
10-08-99	1014	500		0,16	0,022	0,8	0,001	0,033	0,014	
10-08-99	1014	750		3,03	0,05	3,3	0,28	0,34	0,094	
13-09-99	1225	112	1,2	0,022	0,008	0,94	0,003	0,048		0,037
13-09-99	1225	600		2,36	0,008	3,1	0,2	0,27	0,089	
23-11-99	1416	352	1,2	0,48	0,32	1,3	0,027	0,055		

Dato	Tid	Dybde cm	Alkalinitet mmol/l	Amm.-N mg/l	Nitrit+nitrat-N mg/l	Total-N mg/l	Ortho-P mg/l	Total-P mg/l	Jern mg/l	Klorofyl-a mg/l
03-05-00	1130	117	1,1	0,015	0,74	1,6	0,002	0,05	0,026	0,019
03-05-00	1130	295		0,018	0,73	1,5	0,002	0,051	0,037	
03-05-00	1130	700		0,2	0,79	1,5	0,004	0,046	0,14	
31-05-00	1147	177	1,1	0,083	0,49	1,5	0,001	0,044	0,011	0,0082
31-05-00	1147	700		0,15	0,44	1,8	0,005	0,066	0,015	
15-06-00	1122	187	1,1	0,01	0,73	1,2	0,003	0,057	0,12	0,023
15-06-00	1122	650		0,69	0,41	1,8	0,033	0,12	0,025	
12-07-00	1053	132	1,2	0,033	0,21	1,1	0,003	0,048	0,01	0,039
12-07-00	1053	750		2,12	0,1	2,7	0,17	0,23	0,058	
26-07-00	1330	115	1,2	0,011	0,047	0,95	0,001	0,042	0,01	0,031
26-07-00	1330	483		0,14	0,1	1,1	0,001	0,048	0,01	
26-07-00	1330	850		3,25	0,043	3,8	0,25	0,32	0,056	
09-08-00	1125	87	1,1	0,033	0,024	1,1	0,003	0,048	0,012	0,043
09-08-00	1125	700		1,3	0,014	2	0,033	0,092	0,072	
06-09-00	1355	142	1,2	0,18	0,16	1,1	0,002	0,043	0,01	0,025
06-09-00	1355	750		4,08	0,081	4,2	0,29	0,3	0,085	

Dato	Tid	pH Blandingsprøve	Sigt dybde m	Temperatur grader C	Lufttemperatur grader C	Vindhast. m/s
01-05-96	945		1,9			
29-05-96	1015		1,9			6
12-06-96	1000		1,5			2
10-07-96	1045		0,9			5
07-08-96	1400		0,55			4
04-09-96	1130		1,1			0
26-09-96	1130		1,85			1
16-10-96	1115		1,55			0
21-04-97	1140		0,8			5
05-05-97	1154		0,4			
03-06-97	1158		0,3		20	0
30-06-97	1300		0,35			2
14-07-97	1222		0,25		19,9	3
11-08-97	1228		0,55		23,6	3
10-09-97	1238		1,9		14	8
06-10-97	1102		1,95		14,3	1
01-12-97	1434		1,4		3	0
30-03-98	1025	8,64	0,95	6,5	9	4
20-04-98	1317	9,49	0,5	7,8	12	4
13-05-98	1229	9,65	0,4	14,4	16	6
15-06-98	1019	9,66	0,6	15,6	13	2
02-07-98	1027	9,6	0,8	18,4	18	3
13-07-98	1324	9,08	0,8	17,4	17	3
10-08-98	1238	8,7	0,8	20,7	19	1
08-09-98	1148	7,9	1,05	16,3		
05-10-98	1213	7,35	1,55	10,8	9	0
23-11-98	1100	7,29		2,7		
04-05-99	1252	8,68	0,95	12,5	14	1
18-05-99	1310	9,56	0,85	15	17	2
15-06-99	1346	9,53	1,15	18,9	20	5
13-07-99	1209	9,46	1,6	24,1	26	2
26-07-99	1014	8,88	1,8	18	16	4
10-08-99	1014	8,7	2,2	21,4	18	2
13-09-99	1225	8,72	1,05	18,9	23	2
23-11-99	1416		3,45		2	0
03-05-00	1130	9,33	1,1		18	0
31-05-00	1147	8,59	1,7		14	2
15-06-00	1122	8,35	1,9		17	5
12-07-00	1053	9,14	1,25		15	1
26-07-00	1330	9,56	1,25	19,9		
09-08-00	1125	8,95	0,8	16,4	17	4
06-09-00	1355	8,16	1,35	15,3	15	5
25-10-00	1149	7,85	1,5		12	8

Dato	Dybde m	pH	Ilt mg/l	Iltmætning %	Temperatur grader C
01-05-96	0,2	9,69	13,7	121	9,3
01-05-96	1		14,2	125	9,5
01-05-96	2		14,6	129	9,6
01-05-96	3		15,1	133	9,6
01-05-96	4		15,4	135	9,6
01-05-96	4,5		10,2	87	8,2
01-05-96	5		9,8	82	7,6
01-05-96	5,5		9,6	78	7,4
01-05-96	6		8	66	7,2
01-05-96	6,5		7,7	63	7
01-05-96	7		5,4	45	6,9
01-05-96	7,5		3,6	30	6,7
01-05-96	8		2,6	21	6,6
29-05-96	0,2	8,61	11,3	106	11,6
29-05-96	1		12,1	112	11,8
29-05-96	2		12,5	116	11,9
29-05-96	3		13	121	12,1
29-05-96	4		12,9	121	12,1
29-05-96	5		13,2	124	12,2
29-05-96	6		13,5	126	12,2
29-05-96	6,5		12,1	112	12,1
29-05-96	6,75		2,2	19	10,4
29-05-96	7		0,6	5	9,9
29-05-96	8		0,3	2	9,4
12-06-96	0,1	9,36	12,7	140	19,9
12-06-96	1		12,8	141	19,9
12-06-96	2		12,4	138	19,9
12-06-96	2,5		11	120	19
12-06-96	2,75		10,7	110	17,7
12-06-96	3		9	92	15,9
12-06-96	4		9,1	90	14,7
12-06-96	5	8,38			
12-06-96	6		0,6	5	11,5
12-06-96	7	7,91			
12-06-96	9		0,2	2	9,6
10-07-96	0,2	9,3	10,2	102	15,2
10-07-96	1		10,3	103	15,3
10-07-96	2		10,4	104	15,3
10-07-96	3		10,5	106	15,3
10-07-96	4		10,7	107	15,3
10-07-96	5		10,8	108	15,3
10-07-96	5,5		7,3	73	15
10-07-96	6		0,6	6	14,5
10-07-96	7		0,5	4	12
10-07-96	8		0,3	3	10,5
10-07-96	9		0,3	3	10,1
07-08-96	0,2	9,42	10,4	111	18,6
07-08-96	1		10,4	111	18,4
07-08-96	2		10,5	112	18,3
07-08-96	3		10,7	113	18,3
07-08-96	4		10,7	114	18,2
07-08-96	5		0,2	3	16,3
07-08-96	6		0,2	2	15,4
07-08-96	7		0,2	2	14,2
07-08-96	8		0,1	1	13
07-08-96	9		0,1		12,2

Dato	Dybde m	pH	lt mg/l	ltmætning %	Temperatur grader C
04-09-96	0,2	8,2	7,5	79	18,1
04-09-96	1		7,2	76	17
04-09-96	3		7,1	76	17,6
04-09-96	5		4,1	42	17,5
04-09-96	5,5		0,3	3	16,9
04-09-96	6		0,2	2	16
04-09-96	7		0,2	2	13,9
04-09-96	8		0,2	2	12,5
04-09-96	9		0,2	2	11,9
04-09-96	9,5		0,1	1	11,6
26-09-96	0,2	7,96	6,9	68	13
26-09-96	1		6,6	63	12,9
26-09-96	2		6,6	63	12,9
26-09-96	3		6,6	63	12,8
26-09-96	4		6,5	61	12,8
26-09-96	5		6,4	61	12,8
26-09-96	6		6,2	58	12,7
26-09-96	7		6,1	58	12,7
26-09-96	8		4,8	45	12,6
16-10-96	0,2	7,93	10,9	99	11,2
16-10-96	1		10,8	98	11,2
16-10-96	2		10,8	98	11,2
16-10-96	3		10,9	99	11,2
16-10-96	4		10,9	99	11,2
16-10-96	5		11	100	11,2
16-10-96	6		11	100	11,2
16-10-96	7		11,1	101	11,2
16-10-96	8		11,1	101	11,2
16-10-96	9		10,8	97	11,1
21-04-97	0,2		12,1	102	7,3
21-04-97	1		13,3	112	7,4
21-04-97	3		14,1	118	7,4
21-04-97	5		21,8	103	7,5
21-04-97	7		23	199	7,5
21-04-97	8		24,7	205	7,5
03-06-97	1,03	9,38	14,3	146,7	16,6
03-06-97	1,5	9,18	14,9	147,8	15,1
03-06-97	2,04	9,02	15	145,8	14
03-06-97	2,48	8,84	15,4	145,7	12,7
03-06-97	3,47	8,7	15,1	141,1	12,1
03-06-97	4,49	8,48	14,3	132,9	11,9
03-06-97	5,47	8,19	13,6	124,8	11,5
03-06-97	6,52	7,28	11,2	97,9	9,4
03-06-97	7,49	6,9	10,2	87,6	8,5
03-06-97	8,54	6,71	9,6	81,4	8,1
03-06-97	9,02	6,41	8,4	71	8,1
30-06-97	0,2		10,1	110	19,2
30-06-97	1		10,7	116	18,9
30-06-97	2		11	117	18,6
30-06-97	3		8	81	17,1
30-06-97	4		7,2	72	16,3
30-06-97	5		0,3	3	14,3
30-06-97	6		0,2	2	12,1
30-06-97	7		0,2	2	11
30-06-97	8		0,2	2	10,2

Dato	Dybde m	pH	Ilt mg/l	Iltmætning %	Temperatur grader C
14-07-97	0,18	9,34	9,6	108,5	21,2
14-07-97	1	9,36	9,7	109,1	21,2
14-07-97	2,21	9,31	9,8	110,2	21,1
14-07-97	3,17	8,41	10,3	108,2	17,6
14-07-97	4,29	7,76	7,4	72,9	14,8
14-07-97	4,59	7,04	0,3	2,9	13,1
14-07-97	4,91	7,01	0,2	2,1	12,5
14-07-97	5,13	7,12	5,6	52	11,7
14-07-97	5,46	7,12	3,4	31	11,6
14-07-97	5,47	7,01	1	9,3	11,1
14-07-97	5,72	6,96	0,5	4,7	10,9
14-07-97	6,05	6,93	4,1	36,5	10,5
14-07-97	7,04	6,82	2,8	24,2	9,6
14-07-97	8,1	6,72	1,7	14,5	9
14-07-97	8,5	6,3	0,6	5,5	8,9
11-08-97	0,21	9,45	11,8	141,1	24,1
11-08-97	1	9,57	12,4	147,6	23,9
11-08-97	2,04	8,89	11,6	134,2	22,6
11-08-97	2,51	7,66	7	77,6	20,1
11-08-97	2,99	7,33	6,1	67	19,4
11-08-97	3,98	6,9	5	51,4	16,5
11-08-97	5,08	6,75	5,1	49,2	13,4
11-08-97	6	6,6	4,4	40,6	11,3
11-08-97	6,99	6,47	4	35,6	9,9
11-08-97	7,96	6,42	3	26,1	9,6
11-08-97	8,6	6,11	0,3	2,3	9,6
10-09-97	0,21		7,2	72,9	15,8
10-09-97	1,01		7	70,7	15,8
10-09-97	2,03		6,6	66,2	15,8
10-09-97	3,04		6,3	63,8	15,7
10-09-97	4		6	61	15,8
10-09-97	5		5,7	57,2	15,7
10-09-97	6,02		3,5	34,8	14,5
10-09-97	6,97		2,6	23,5	10,4
10-09-97	7,99		1,5	13,2	10
10-09-97	8,51		0,5	4,2	9,8
10-09-97	9,07		0,4	3,5	9,8
06-10-97	0,21	7,16	11,4	107,7	12,8
06-10-97	0,99	7,21	11,2	105,5	12,8
06-10-97	2,99	7,18	10,9	102,8	12,7
06-10-97	5,01	7,08	10,2	96	12,4
06-10-97	5,99	6,98	9,9	92,4	12,4
06-10-97	7,01	6,98	9,7	91	12,3
06-10-97	7,99	6,97	9,6	90,3	12,3
01-12-97	0,16	6,87	16,2	119,3	2,7
01-12-97	0,49	7,18	16,3	120,8	2,8
01-12-97	1,01	7,29	16,5	121,9	2,8
01-12-97	1,99	7,37	16,5	122,3	2,9
01-12-97	2,98	7,43	16,6	123,2	2,9
01-12-97	3,96	7,47	16,7	124,2	3
01-12-97	5,01	7,51	16,8	124,8	3
01-12-97	6	7,54	16,9	125,7	3
01-12-97	6,99	7,56	16,9	126,1	3
01-12-97	8,25	6,14	12	90,8	3,8

Dato	Dybde m	pH	lt mg/l	ltmætning %	Temperatur grader C
30-03-98	0,22	8,99	15,8	128,9	6,5
30-03-98	1	8,97	16,1	131,2	6,5
30-03-98	2	8,96	16,3	132,6	6,5
30-03-98	3,04	8,94	16,6	135,1	6,5
30-03-98	4	8,91	16,8	137,1	6,5
30-03-98	5,02	8,88	17,5	142,5	6,5
30-03-98	6,04	8,85	17,7	143,8	6,5
30-03-98	6,5	8,58	18,1	147,1	6,5
20-04-98	0,13		16,2	135,9	7,6
20-04-98	1		16,4	137	7,5
20-04-98	3,02		17	141,7	7,4
20-04-98	4,99		17,9	148,7	7,3
20-04-98	7,01		18	147,8	6,9
20-04-98	9,02		14,9	121,1	6,4
13-05-98	0,19		13,9	136,3	14,5
13-05-98	0,96		13,8	135,3	14,5
13-05-98	2,94		14,2	138,6	14,3
13-05-98	3,49		13,9	135,2	14,1
13-05-98	4		10,3	93,5	10,9
13-05-98	6		6,8	57,7	8,1
13-05-98	6,98		3,2	26,7	7,8
13-05-98	8,01		0	0	7,5
13-05-98	8,96		0	0	7,3
15-06-98	0,19	9,51	9,9	100,7	15,9
15-06-98	0,99	9,44	10,1	101,4	15,7
15-06-98	2	9,36	10,1	101,4	15,5
15-06-98	3,01	9,3	10	100,6	15,5
15-06-98	4	9,05	8,7	87	15,3
15-06-98	4,25	8,62	6,8	68,1	15
15-06-98	4,51	7,94	0,9	8,7	14,2
15-06-98	5	7,36	0	0	12,7
15-06-98	5,45	7,22	0	0	10,7
15-06-98	6	7,1	0	0	9,1
15-06-98	7,02	6,91	0	0	8
15-06-98	8,02	6,84	0	0	7,8
02-07-98	0,2	9,65	10,2	109,4	18,4
02-07-98	1	9,6	10,4	110,9	18,5
02-07-98	2	9,57	10,4	111,6	18,4
02-07-98	2,51	9,49	9,5	101,8	18,4
02-07-98	2,75	8,95	7,7	81,2	17,9
02-07-98	3	8,38	4,9	50,9	17,3
02-07-98	3,26	7,81	1,3	13,2	16,7
02-07-98	3,49	7,67	0,8	8,2	16,1
02-07-98	4,01	7,93	0,5	24,7	14,8
02-07-98	5,01	7,42	0,5	4,8	13,7
02-07-98	6	7,08	0,1	1,4	11,1
02-07-98	7	6,86	0	0	8,9
02-07-98	8	6,74	0	0	8,1
02-07-98	9	6,54	0	0	8
13-07-98	0,02	9,17	10	105,9	18
13-07-98	1	9,06	10,4	109,6	17,9
13-07-98	2	8,86	10,5	109,5	17,1
13-07-98	3,01	8,51	10,1	102,9	16,3
13-07-98	3,99	8,15	9,4	95,5	15,8
13-07-98	5,01	7,29	3,6	36,2	15
13-07-98	5,51	7,06	1,4	13,9	14,1
13-07-98	6	6,75	0,5	4,8	12
13-07-98	7	6,56	0,4	3,7	8,5
13-07-98	7,52	6,55	0,2	1,9	8,4
13-07-98	8,02	6,51	0,1	1	8,3
13-07-98	8,48	6,39	0,1	0,7	8,2

Dato	Dybde m	pH	lt mg/l	ltmætning %	Temperatur grader C
10-08-98	0,21	8,44	9,7	106,4	20
10-08-98	0,22				
10-08-98	1,01	8,33	10,2	110,9	19,4
10-08-98	1,24	8,24	10,6	113,3	18,4
10-08-98	2	7,55	9,2	96,1	17,2
10-08-98	3	7,16	8,1	83,9	17
10-08-98	3,98	7,08	7,8	81	16,9
10-08-98	5	6,57	3,2	32,7	16,2
10-08-98	6,01	6,24	0,7	6,3	13,4
10-08-98	6,98	6	0,7	6,6	11
10-08-98	8,01	5,81	0,7	6,1	9,2
10-08-98	8,5	5,77	0,8	6,6	9,2
08-09-98	0,23	7,57	10	102,6	16,7
08-09-98	1,05	7,57	10,1	103,9	16,7
08-09-98	1,98	7,46	10,1	103,9	16,5
08-09-98	2,97	7,23	9,3	95,5	16,4
08-09-98	4,01	6,85	6,1	61,4	15,8
08-09-98	5	6,72	4,4	44,7	15,7
08-09-98	5,98	6,62	2,6	26	
08-09-98	6,67	6,34	0	0	14,4
08-09-98	6,96	6,19	0	0	13,3
08-09-98	7,98	5,83	0	0	9,8
08-09-98	8,49	5,73	0	0	9,6
05-10-98	0,21	6,9	5,4	50	12,2
05-10-98	1,02	6,9	5,4	50	12,2
05-10-98	2	6,91	5,4	50,7	12,2
05-10-98	3,02	6,91	5,5	51,4	12,2
05-10-98	4,08	6,9	5,6	52	12,2
05-10-98	5	6,9	5,5	51,7	12,1
05-10-98	6,04	6,85	5,5	51,5	12,1
05-10-98	6,98	6,76	5,5	51,2	12,1
05-10-98	7,94	6,7	5,5	51,1	12,1
05-10-98	8,96	5,96	0	0,3	10,3
05-10-98	9,01	6,02	0,2	1,9	10,1
05-10-98	9,54	5,97	0	0	9,6
04-05-99	0,22	8,92	12,5	118,3	12,9
04-05-99	1	8,91	12,8	121,1	12,7
04-05-99	2,01	8,85	13,2	123,2	12,2
04-05-99	3,01	8,81	13,3	124,2	12,1
04-05-99	3,51	8,37	12,8	118,6	11,8
04-05-99	4,02	8,1	12,6	114,8	11,2
04-05-99	4,5	7,65	12	108,1	10,6
04-05-99	5,01	7,39	11,7	104,3	10,1
04-05-99	5,25	7,16	11,3	98,8	9,2
04-05-99	5,51	7	10,1	85	7,9
04-05-99	5,76	6,85	8,3	70,1	7,8
04-05-99	7	6,76	7,2	60,1	7,7
04-05-99	8	6,69	5,9	49,3	7,6
04-05-99	8,96	6,02	1,9	15,6	7,4
18-05-99	0,21	9,1	14,9	147	14,6
18-05-99	1,02	9,15	15,6	152,9	14,5
18-05-99	2,01	9,05	16,6	160	13,6
18-05-99	2,25	8,83	15,9	149,4	12,5
18-05-99	2,51	8,73	15,2	142,7	12,4
18-05-99	3	8,68	14,8	138,3	12,3
18-05-99	4	8,37	13,8	128	12,1
18-05-99	4,5	8,28	13,2	123,1	12
18-05-99	5	8,04	12,5	115,3	11,8
18-05-99	5,5	7,65	11,3	103,9	11,5
18-05-99	6	7,23	9,5	86,2	10,9
18-05-99	6,5	6,76	2,7	22,9	8,3
18-05-99	7	6,67	0,3	2,3	7,8
18-05-99	7,51	6,63	0,1	0,4	7,7
18-05-99	8	6,57	0	0	7,6
18-05-99	8,51	6,53	0	0	7,5



Dato	Dybde m	pH	lt mg/l	ltmætning %	Temperatur grader C
15-06-99	0,22	9,44	13,1	140,2	18,6
15-06-99	1,05	9,46	13,3	142,1	18,4
15-06-99	1,56	9,44	13,7	144,8	17,8
15-06-99	2,1	9,33	13,5	138,4	16,5
15-06-99	3,01	9,11	12,6	128,9	16,2
15-06-99	3,99	7,74	5,2	51,8	15,2
15-06-99	5,02	7,17	0,3	3,3	13,8
15-06-99	6,01	6,82	0	0	10
15-06-99	7	6,71	0	0	9,2
15-06-99	8,02	6,67	0	0	8,8
15-06-99	8,28	6,65	0	0	8,8
15-06-99	8,47	6,65	0	0	8,8
13-07-99	0,2	9,44	10,9	130,3	24,1
13-07-99	1	9,48	12	142,5	23,7
13-07-99	1,21	9,57	14,8	168,4	21,8
13-07-99	1,49	9,63	15,6	176,1	21,4
13-07-99	2	9,54	16,8	183	19,5
13-07-99	2,49	9,45	16,7	179	18,5
13-07-99	3,01	9,23	15,4	161,5	17,6
13-07-99	3,5	7,49	5,4	56,1	16,8
13-07-99	4,01	7,02	0,1	1,4	15,6
13-07-99	5,01	6,89	0	0	13,3
13-07-99	6	6,7	0	0	11
13-07-99	7	6,55	0	0	9
13-07-99	7,74	6,49	0	0	8,8
26-07-99	0,22	8,64	6,4	70,3	19,4
26-07-99	1,02	8,64	6,3	68,7	19,4
26-07-99	1,99	8,66	6,3	68,2	19,4
26-07-99	3,01	8,63	6,3	68,8	19,4
26-07-99	3,99	6,72	0,1	1	17,6
26-07-99	4,49	6,78	0	0	15,1
26-07-99	5,02	6,75	0	0	13,3
26-07-99	6	6,63	0	0	11,1
26-07-99	6,99	6,48	0	0	9,4
26-07-99	8,04	6,45	0	0	9
26-07-99	9	6,32	0	0	8,9
26-07-99	9,23	6,19	0,1	0,9	8,8
10-08-99	0,2	8,68	9,7	110,8	21,7
10-08-99	0,99	8,7	10	113,5	21,7
10-08-99	2,01	8,69	10,4	117,7	21,5
10-08-99	3	7,71	7,9	88,8	21,1
10-08-99	3,5	6,92	0,1	0,6	19,1
10-08-99	4,01	6,73	0	0	16,4
10-08-99	4,49	6,71	0	0	14,9
10-08-99	5,02	6,66	0	0	13,1
10-08-99	5,5	6,6	0	0	11,9
10-08-99	5,99	6,51	0	0	11
10-08-99	6,47	6,46	0	0	10,2
10-08-99	6,99	6,42	0	0	9,9
10-08-99	7,48	6,41	0	0	9,7
10-08-99	8	6,14	0	0	9,4
13-09-99	0,2	8,7	10,8	116,9	19,2
13-09-99	1	8,79	11,2	120,6	19
13-09-99	2,02	8,77	11,4	123,1	19
13-09-99	3	8,7	11,4	122,3	18,8
13-09-99	3,51	8,62	10,6	114	18,7
13-09-99	3,75	7,34	6,2	65,3	17,7
13-09-99	4	6,52	0,6	5,8	17,2
13-09-99	4,23	7,21	5	52,7	17,5
13-09-99	4,5	6,56	0,4	4,3	16,4
13-09-99	5,01	6,59	0,1	1,3	15,7
13-09-99	6	6,46	0,1	1,2	12,8
13-09-99	6,99	6,36	0,1	1,2	10,6
13-09-99	8	6,25	0,2	1,4	9,8
13-09-99	8,93	6,07	0,2	1,4	9,5

Dato	Dybde m	pH	Ilt mg/l	Iltmætning %	Temperatur grader C
23-11-99	0,2	7,36	11	84,9	4,5
23-11-99	1,03	7,33	11	85	4,5
23-11-99	2,04	7,35	11,1	85,8	4,5
23-11-99	2,99	7,35	11,1	86,1	4,5
23-11-99	4,01	7,34	11,2	87,1	4,5
23-11-99	5	7,34	11,4	88	4,5
23-11-99	5,98	7,34	11,4	88,6	4,5
23-11-99	7,03	7,33	11,5	89,1	4,5
23-11-99	8	7,31	11,6	89,7	4,5
03-05-00	0,2		13,3	134,3	15,8
03-05-00	0,99		14	140,4	15,5
03-05-00	2		15,1	149,7	15
03-05-00	2,33		17,3	167,8	14
03-05-00	2,61		17,8	169	13,1
03-05-00	2,95		18	167,6	12
03-05-00	3,33		17	154,3	10,9
03-05-00	3,89		16,7	148,3	10
03-05-00	5,2		14,8	128,2	9
03-05-00	6,08		12,2	104,4	8,4
03-05-00	6,96		10,3	87,7	8,2
03-05-00	8,02		9,5	80,8	8,1
03-05-00	9,01		8	67,7	7,9
31-05-00	0,17	8,92	9,4	89,9	13,4
31-05-00	1,03	8,9	9,4	90,1	13,4
31-05-00	2	8,89	9,4	90,3	13,4
31-05-00	3,04	8,8	9,4	89,3	13,1
31-05-00	4,04	8,57	9,2	87,3	12,8
31-05-00	4,98	8,07	8,5	80,3	12,6
31-05-00	5,23	7,41	5,9	54,9	12,1
31-05-00	5,43	6,98	3,3	30,1	11,4
31-05-00	5,77	6,75	1,5	13,7	9,7
31-05-00	6,02	6,67	1	9	8,8
31-05-00	6,45	6,59	0,7	5,7	8,4
31-05-00	7,07	6,53	0,5	4,3	8,2
31-05-00	7,53	6,47	0,2	2,1	8,2
31-05-00	8,02	6,44	0,2	1,4	8,1
31-05-00	8,99	6,42	0,1	1	8
31-05-00	9,5	6,25	0	0,4	7,9
31-05-00	9,54	6,16	0	0	7,9
15-06-00	0,2	8,72	10,8	108,7	15,8
15-06-00	1,01	8,74	11	111,3	15,8
15-06-00	2,01	8,75	11,2	113,4	15,8
15-06-00	3,02	8,67	11,3	114,6	15,8
15-06-00	4,01	7,57	9,6	95,5	15,1
15-06-00	4,51	7,02	7,1	69,7	14,3
15-06-00	5,02	6,81	5,3	50,5	13,2
15-06-00	5,53	6,65	3,5	32,5	11,7
15-06-00	6,01	6,57	2,1	18,5	10,7
15-06-00	6,5	6,52	1,1	10	9,7
15-06-00	7,01	6,52	0,6	5,1	9,1
15-06-00	7,99	6,52	0,3	2,7	8,2
15-06-00	8,51	6,55	0,2	1,9	8,1
15-06-00	9,01	6,58	0,2	1,4	8,1
15-06-00	9,23	6,39	0,1	0,9	8

Dato	Dybde m	pH	lt mg/l	ltmætning %	Temperatur grader C
12-07-00	0,21	9,13	9,5	96,3	16,1
12-07-00	1,06	9,14	9,6	98,1	16,1
12-07-00	2,01	9,1	9,7	98,3	16,1
12-07-00	2,97	9,02	9,7	98,4	16
12-07-00	4,04	8,46	8,1	82,1	15,8
12-07-00	5,03	7,26	2	19,7	15,3
12-07-00	5,04	7,26	2	19,8	15,3
12-07-00	6,04	7,01	0	0,4	13,3
12-07-00	6,5	6,79	0	0	11
12-07-00	7,01	6,75	0	0	10,2
12-07-00	8,04	6,68	0	0	9,5
12-07-00	8,52	6,59	0	0	8,8
12-07-00	9,02	6,35	0	0	8,6
26-07-00	1,25	9,5			20
26-07-00	2	9,5			19,7
26-07-00	2,5	9,45			18,7
26-07-00	3	9,4			19,2
26-07-00	4	8,9			17
26-07-00	6	8,35			16
26-07-00	8	7,1			12,5
26-07-00	9	7,2			12,9
09-08-00	1	8,68	7,9	81	16,5
09-08-00	2,02	8,69	7,8	79,9	16,4
09-08-00	3,02	8,64	7,7	79,3	16,4
09-08-00	3,99	8,39	7,2	73,8	16,3
09-08-00	4,95	7,33	2,6	26	15,9
09-08-00	5,31	6,94	0,7	6,5	15,1
09-08-00	5,99	6,75	0,3	2,5	13,8
09-08-00	6,3	6,6	0	0	12,8
09-08-00	7,02	6,4	0	0	10,9
09-08-00	7,51	6,34	0	0	9,9
09-08-00	7,98	6,32	0	0	9,6
09-08-00	8,47	6,18	0	0	9,4
06-09-00	0,24	7,47	8,4	84,4	15,5
06-09-00	2,06	7,46	8,2	82,9	15,5
06-09-00	4	7,44	8,4	84,1	15,5
06-09-00	5,98	7,41	8,6	85,9	15,5
06-09-00	6,74	6,55	1,6	15,3	14,4
06-09-00	7,06	6,44	0,6	5,4	11,6
06-09-00	7,99	6,25	0	0	10,4
25-10-00	0,21	7,74	9,9	90,2	11,2
25-10-00	2,02	7,71	10	91,4	11,2
25-10-00	4,02	7,67	10,2	93	11,2
25-10-00	6,03	7,61	10,3	94,4	11,2
25-10-00	8,02	7,51	10,5	95,6	11,3
25-10-00	8,53	7,24	10,1	92,2	11,2

## Bilag 2

Oversigt over beliggenheden af prøvetagningsstationer for sedimentkemi i Torup Sø 1998.



## Sedimentkemi i Torup Sø 1998. Analyseresultater

St. og dybde	TS mg/g	GT mg/g	Vægtfylde g/ml	Total-N mg/g	Total-P mg/g	Fe mg/g	Fe:P vægt	Ca mg/g	Hg mg/g	Pb mg/g	Cd mg/g	Ni mg/g	Cr mg/g	Zn mg/g	Cu mg/g
<b>St. 1</b>															
0-2 cm	24,7	417	0,970	19,0	1,500	21,0	14,0	11,0	0,000270	0,08900	0,00390	0,01200	0,01400	0,13000	0,03100
2-5 cm	29,1	404	0,980	25,0	1,500	21,0	14,0	14,0	0,000096	0,07800	0,00340	0,01500	0,01500	0,12000	0,03100
5-10 cm	27,9	477	0,990	29,0	1,900	19,0	10,0	13,0	0,000170	0,08900	0,00340	0,02500	0,01200	0,15000	0,03000
10-20 cm	33,5	498	0,990	30,0	1,700	22,0	12,9	12,0	0,000300	0,12000	0,00310	0,01900	0,01400	0,24000	0,05400
20-30 cm	48,9	437	1,000	26,0	1,300	27,0	20,8	9,3	0,000260	0,14000	0,00320	0,01600	0,01500	0,25000	0,04500
30-50 cm	72,0	333	1,000	20,0	0,850	23,0	27,1	6,9	0,000089	0,08700	0,00230	0,01500	0,01600	0,12000	0,03000
<b>St. 2</b>															
0-2 cm	23,6	343	0,980	20,0	1,300	23,0	17,7	8,4	0,000300	0,10000	0,00400	0,01500	0,01500	0,16000	0,03300
2-5 cm	32,7	349	0,990	20,0	1,500	17,0	11,3	14,0	0,000120	0,07100	0,00280	0,01200	0,01100	0,11000	0,02700
5-10 cm	28,9	441	0,970	26,0	1,800	27,0	15,0	27,0	0,000160	0,08500	0,00330	0,01800	0,01000	0,13000	0,02700
10-20 cm	36,9	418	1,020	22,0	1,600	22,0	13,8	14,0	0,000270	0,12000	0,00290	0,01900	0,01200	0,22000	0,06300
20-30 cm	55,4	362	1,040	21,0	1,500	25,0	16,7	7,3	0,000140	0,12000	0,00290	0,01300	0,01200	0,22000	0,04000
30-50 cm	86,3	280	1,030	16,0	0,820	17,0	20,7	5,5	0,000120	0,05100	0,00170	0,01000	0,01300	0,07300	0,02300
<b>St. 3</b>															
0-2 cm	22,6	401	0,980	20,0	1,500	17,0	11,3	13,0	0,000200	0,06600	0,00430	0,01600	0,01500	0,11000	0,05400
2-5 cm	36,3	354	0,990	22,0	1,400	19,0	13,6	11,0	0,000360	0,06400	0,00250	0,01300	0,01300	0,10000	0,11000
5-10 cm	38,3	413	0,980	23,0	1,500	16,0	10,7	10,0	0,000210	0,09100	0,00300	0,01500	0,01200	0,15000	0,03000
10-20 cm	43,4	440	0,990	24,0	1,500	18,0	12,0	11,0	0,000190	0,12000	0,00300	0,01500	0,01500	0,21000	0,03700
20-30 cm	64,6	354	1,000	21,0	1,100	22,0	20,0	8,0	0,000170	0,09400	0,00220	0,01300	0,01400	0,16000	0,03300
30-50 cm	102,0	268	1,010	15,0	0,680	22,0	32,4	5,6	0,000074	0,03800	0,00120	0,00880	0,01200	0,05600	0,02200
<b>St. 4</b>															
0-2 cm	24,0	435	0,980	26,0	1,600	16,0	10,0	12,0							
2-5 cm	30,9	431	0,970	25,0	1,800	20,0	11,1	16,0							
5-10 cm	31,5	477	0,990	29,0	2,000	18,0	9,0	16,0							
10-20 cm	44,3	453	0,990	24,0	1,600	19,0	11,9	11,0							
20-30 cm	75,8	310	0,990	18,0	0,860	21,0	24,4	7,3							
30-50 cm	138,0	197	1,030	11,0	0,480	20,0	41,7	4,6							
<b>St. 5</b>															
0-2 cm	27,4	381	0,960	22,0	1,300	12,0	9,2	11,0							
2-5 cm	32,0	417	0,970	25,0	1,900	19,0	10,0	17,0							
5-10 cm	33,5	472	0,990	28,0	1,700	16,0	9,4	16,0							
10-20 cm	49,9	412	0,980	23,0	1,300	15,0	11,5	9,0							
20-30 cm	75,4	316	1,000	19,0	0,840	19,0	22,6	7,6							
30-50 cm	102,0	262	1,020	15,0	0,690	21,0	30,4	5,7							
<b>St. 6</b>															
0-2 cm	33,6	331	0,980	19,0	1,100	18,0	16,4	8,3							
2-5 cm	33,7	431	0,970	25,0	1,700	16,0	9,4	9,6							
5-10 cm	42,0	417	0,970	24,0	1,400	17,0	12,1	8,9							
10-20 cm	61,0	375	0,990	21,0	1,000	19,0	19,0	7,8							
20-30 cm	105,0	236	0,990	14,0	0,610	16,0	26,2	5,6							
30-50 cm	132,0	231	1,03	13,0	0,49	13	26,5	5,6							





