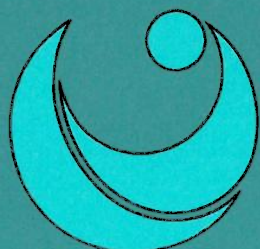


256

Ferskvannsbiologiske undersøkelser
i Tunevannet 1991-92
Tiltak for å bedre vannkvaliteten

oppdragsmelding

Ann Kristin L. Schartau
Odd Terje Sandlund
Åge Brabrand
June Breistein
Randi Saksgård



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Ferskvannsbiologiske undersøkelser
i Tunevannet 1991-92
Tiltak for å bedre vannkvaliteten

Ann Kristin L. Schartau
Odd Terje Sandlund
Åge Brabrand
June Breistein
Randi Saksgård

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Schartau, A.K.L., Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Breistein, J. & Saksgård, R. 1993. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tunevannet 1991-92. Tiltak for å bedre vannkvaliteten. NINA Oppdragsmelding 256:1-24.

Trondheim desember 1993

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0434-7

Rettighetshaver ©:
NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

NINA, Trondheim

Sats: NINA

Kopiering: Norservice
Opplag: 100

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 3104

Ansvarlig signatur:

Tor G Stegberg

Oppdragsgiver:

NINA

Referat

Schartau, A.K.L., Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Breistein, J. & Saksgård, R. 1993. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tunevannet 1991-92. Tiltak for å bedre vannkvaliteten. NINA Oppdragsmelding 256: 1-24.

Denne rapporten inneholder data fra den ferskvannsbiologiske undersøkelsen i Tunevannet i perioden 1991-92 samt konklusjoner og anbefalinger med hensyn til tiltak for å bedre vannkvaliteten i innsjøen. Vannkjemiske data er behandlet sammen med data fra planteplankton, zooplankton og fisk.

Tunevannet er en typisk næringsrik innsjø, karakterisert ved lavt siktedyp og høyt innhold av fosfor, nitrogen og klorofyll *a*. Ved sammenstilling av de vannkjemiske analyseresultatene må Tunevannet betraktes som moderat til markert forurensset med næringssalter og organisk stoff.

Planteplanktonsamfunnet er dominert av store mengder blågrønnalger med kun mindre og sesongmessige registreringer av andre algegrupper som grønnalger, dinoflagellater og mindre flagellater.

Zooplanktonsamfunnet er dominert av hoppekreps (*Eudiaptomus*, *Mesocyclops*, *Thermocyclops*). Blant vannloppene dominerer små arter (*Bosmina*, *Chydorus*) og små individer (<1 mm). Selvrengningskapasiteten til Tunevannet vurderes som liten til moderat.

I prøvegarnfisket i Tunevannet ble det fanget totalt seks fiskearter. Fangstene var dominert av mort som var like vanlig både langs bunnen og i de frie vannmasser. Laue ble vesentlig fanget pelagisk mens andre bunnlevende fisk var abbor, gjedde, brasme og hork. Tettheten av pelagisk mort ble beregnet, ved hjelp av ekkoloddregistreringer, til 8427 fisk/ha med en gjennomsnittslengde på 10,5 cm. Mageprøver fra mort og laue viser at begge arter tar store mengder *Bosmina*, *Chydorus*, samt andre zooplanktonarter. I tillegg tar bunnlevende individer en del overflateinsekter.

Store mengder av mort vil ha negativ innflytelse på vannkvaliteten. For å påvirke vannkvaliteten i mest mulig positiv retning vil det være ønskelig å holde bestanden av karpfisk generelt, og mort og laue spesielt, så lav som mulig, særlig ute i de frie vannmasser.

Tekniske tiltak i nedslagsfeltet har redusert de eksterne forurensningstilførselene til Tunevannet så langt det er økonomisk gjennomførbart. Dersom vannkvaliteten skal forbedres ytterligere må dette

skje ved inngrep i det biologiske systemet, gjennom såkalt biomanipulering. Ulike typer tiltak, både "bunnopp" og "topp-ned" kontroll, er vurdert. På bakgrunn av de fysiske-, kjemiske- og biologiske forholdene i Tunevannet skulle innsjøen være godt egnet for forsøk med utsetting av predatorfisk for på den måten å fjerne deler av den planktonspisende fiskebestanden. Da mort og laue er viktigste fiskearter i Tunevannet og disse for stor del oppholder seg i de frie vannmasser vil vi anbefale at det settes ut gjørs (*Stizostedion lucioperca*). Denne pelagiske predatorfisken finnes naturlig i Glommavassdraget og foretrekker grunne lokaliteter med høy turbiditet, tilsvarende Tunevannet. Tiltak bør følges opp med videre undersøkelser for å kunne evaluere delmål og eventuelt justere tiltakene underveis.

Forord

De ferskvannsbiologiske undersøkelsene i Tunevannet ble satt igang for å klarlegge mulighetene for å gjennomføre biologiske tiltak med tanke på forbedring av vannkvaliteten i innsjøen. Initiativ til prosjektet ble tatt av forsker Arnfinn Langeland, NINA, på bakgrunn av kontakt med Østfold fylkeskommune og Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Østfold. Undersøkelsene ble satt i gang sommeren 1991 i samarbeid med miljøvernnavdelingen i Østfold. Denne rapporten inneholder kjemiske og biologiske data fra perioden 1991-92.

Prosjektansvarlig ved NINA i den første perioden (1991-92) har vært forsker Odd Terje Sandlund mens forsker Arnfinn Langeland har vært prosjektleder fra 1993. Ansvarlig for ekkoloddregistreringene var Åge Brabrand, LFI-Oslo. Prøvefiske og innsamling av zooplanktonmaterialet har vært gjennomført av June Breistein, Randi Saksgård og Leidulf Fløistad, alle NINA, med hjelp av Øivind Kristiansen ved miljøvernnavdeling i Østfold. Miljøvernnavdelingen har stått for innsamling av vannprøver og planteplankton. Ansvarlige personer ved miljøvernnavdelingen har vært vassdragforvalter Torodd Hauger, tidligere fiskeforvalter Asbjørn Vøllestad og nåværende fiskeforvalter Heidi Hansen. De vannkjemiske analysene er utført ved Fylkeslaboratoriet i Østfold mens Dr.philos. Øyvind Løvstad, Limno-consult, har analysert planteplanktonet. Det rettes en takk til alle som har bidratt til dette arbeidet.

Prosjektet har vært finansiert av NINA i sin helhet, gjennom instituttprogrammet "Innsjøers produktivitet". I tillegg kommer imidlertid en betydelig innsats fra Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Østfold, både i form av prøveinnsamling og bearbeiding. Data på vannkvalitet og planteplankton inngår videre i miljøvernnavdelingens årlige vassdragsovervåking.

Trondheim, Desember 1993

Ann Kristin Lien Schartau

Innhold

Referat

Forord

1 Innledning	s. 5
2 Undersøkelsesområde	s. 5
3 Materiale og metoder	s. 7
4 Resultater og diskusjon	s. 8
4.1 Vannkjemi	s. 8
4.2 Planktonalger	s.10
4.3 Planktoniske krepsdyr	s.11
4.4 Fisk	s.13
4.4.1 Fiskens habitatbruk	s.13
4.4.2 Forskjeller innen artene	s.13
4.4.3 Bestandstetthet	s.18
4.4.4 Ernæring	s.18
4.4.5 Fekunditet	s.18
5 Konklusjon og anbefalinger	s.21
6 Litteratur	s.23

1 Innledning

De ferskvannsbiologiske undersøkelsene i Tunevannet ble satt igang for å klarlegge mulighetene for å gjennomføre biologiske tiltak med tanke på forbedring av vannkvaliteten i innsjøen. Tekniske tiltak i nedslagsfeltet har redusert de eksterne tilførsler av næringssalter så langt det er økonomisk mulig. Dersom vannkvaliteten skal forbedres ytterligere må dette skje ved inngrep i det biologiske systemet, gjennom såkalt biomanipulering.

Tunevannets beliggenhet nær tettbebyggelse og den aktive bruken av vannet i rekreasjonssammenheng setter restriksjoner på hvilke tiltak som er mulig å gjennomføre, samtidig som det er positivt at det er stor interesse i befolkningen for Tunevannets videre utvikling. Innsjøen har svært lite nedslagsfelt, og sammen med moderate næringssalttilførsler gir dette et godt utgangspunkt for biomanipuleringsforsøk i storskala.

I tempererte innsjøer vil kontroll av algebiomasse og artssammensetning være bestemt både av krefter som virker "bunn-opp" og "topp-ned", der "bunn-opp kontroll" refererer til det næringsstoffet som begrenser primærproduksjonen, mens "topp-ned kontroll" henspeiler på kontroll av organismene som finner seg på øverste trofiske nivå i næringskjeden. Redusert fosfortilførsel til nedbørfeltet er utvilsomt den type tiltak som i størst grad "tar ondt ved roten". Indre selvgjødsling i form av resirkulering og bioturbasjon (transport av næringssalter fra sedimentene til de frie vannmasser ved dyrs aktivitet) vil imidlertid finne sted i større eller mindre grad. En kan derfor ikke forvente at reduksjon i ytre tilførsler umiddelbart vil medføre forbedret vannkvalitet i innsjøer som har vært utsatt for eutrofiering over lang tid. "Topp-ned" tiltak kan i prinsippet utføres på to ulike måter: 1) Ved fjerning av fisk, 2) Ved utsetting av predatorfisk. Biomanipulerings- eller "topp-ned" tiltak kan i enkelte tilfeller tenkes å gi gunstige "bunn-opp" virkninger i form av redusert resirkulering og bioturbasjon.

McQueen (1990) summerer opp mer enn 10 års erfaring med helskala biomanipuleringstiltak i grunne og dype innsjøer. Det vises at endringer i algebiomassen bare kan opprettholdes med sterk kontroll av fiskesamfunnet. Effekten i grunne innsjøer er mer forutsigbar enn i dype innsjøer hvor en rekke fysiske-, kjemiske- og biologiske relaterte faktorer spiller inn. I grunne innsjøer, hvor tettheten

av planktonspisende fisk kan reguleres, kan man forvente at biomanipulering vil føre til redusert algebiomasse, redusert turbiditet og bedret vannkvalitet. Følgende mekanismer er involvert: økt algebeiting fra zooplankton, redusert fiske-indusert bioturbasjon og resirkulering av næringssalter samt direkte og indirekte effekter av økte makrofytt bestander (skyggeeffekt, zooplankton refugier, konkurranse om næring).

Et eksempel på biomanipulering av et ferskvannøkosystem i Norge er Gjersjøen. I 1981 ble det introdusert gjørs (*Stizostedion luciperca*) til denne innsjøen. Det ble registrert en umiddelbar endring i fiskesamfunnet, både med hensyn på sammensetning og habitatbruk (Brabrand & Faafeng 1993). Ti år etter introduksjon er tettheten av mort i pelagialen fremdeles svært lav mens det i littoralen har skjedd et skifte i dominansforholdet fra mort til abbor.

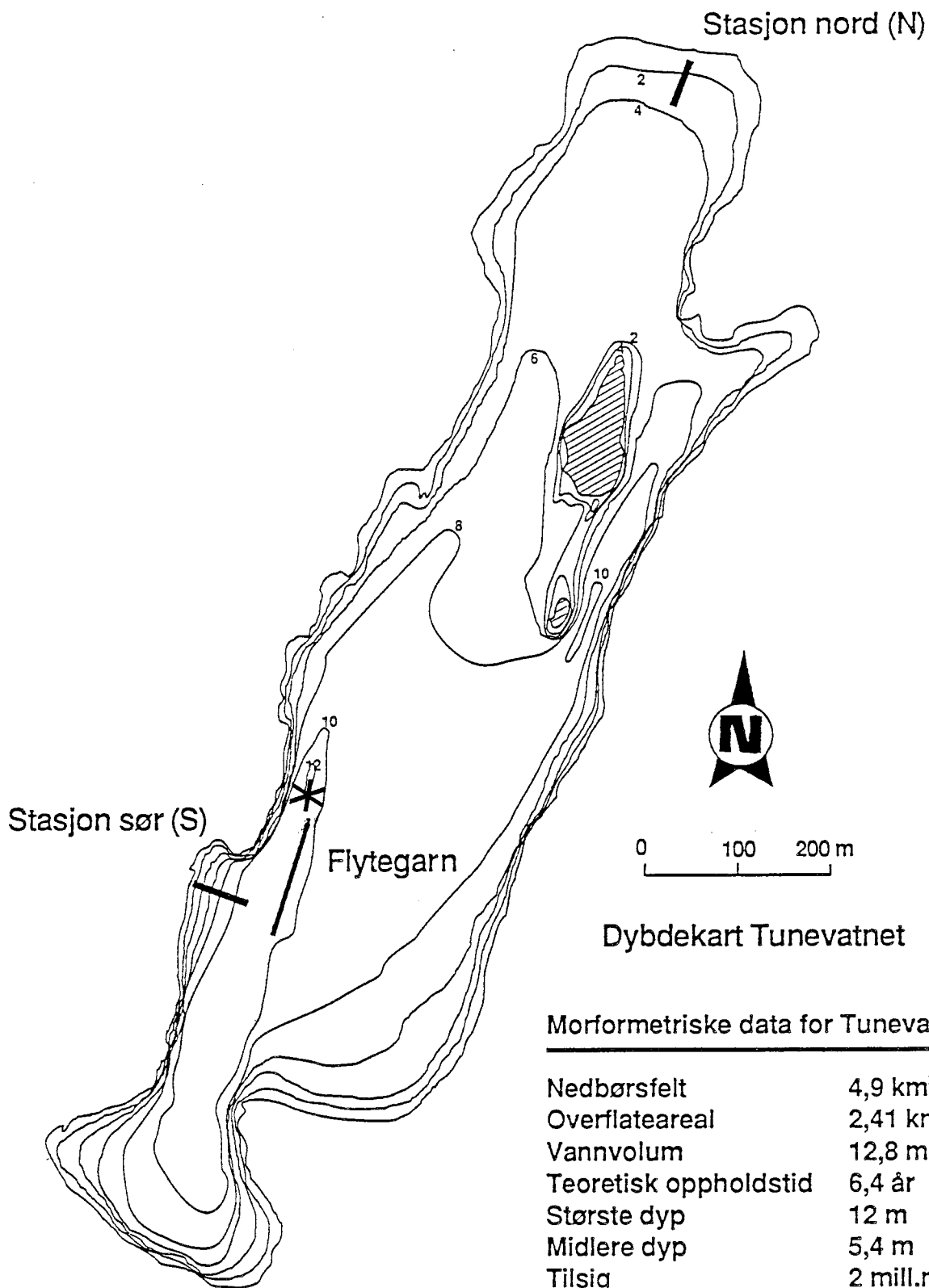
Denne rapporten beskriver resultatene fra forhåndsundersøkelsene i Tunevannet og gir anbefalinger med hensyn til tiltak for å bedre vannkvaliteten i innsjøen.

2 Undersøkelingsområde

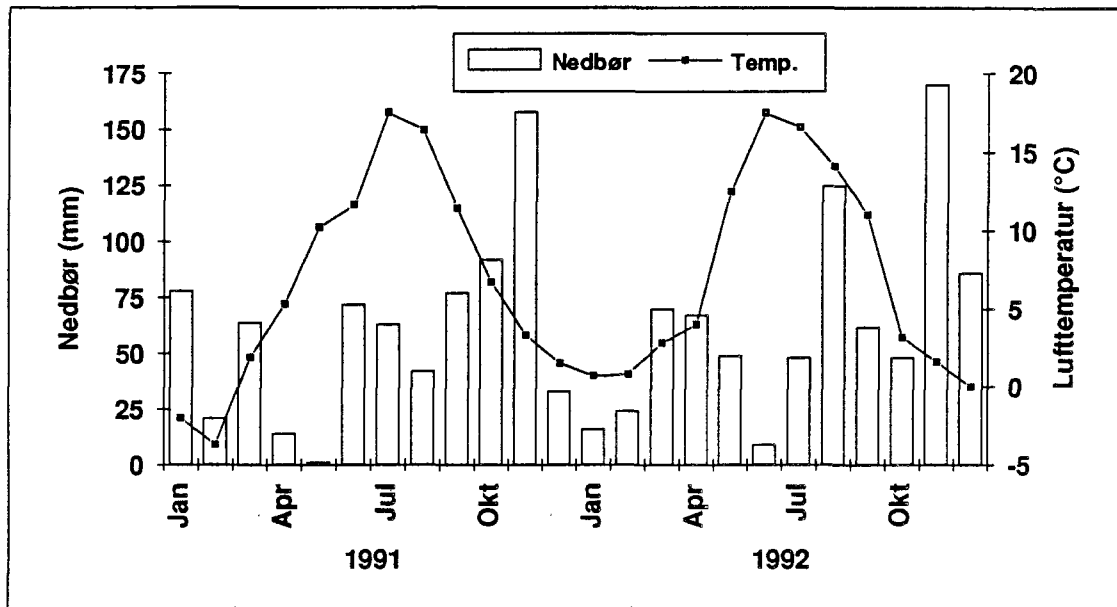
Tunevannet (figur 1) ligger 40 m o.h. i Sarpsborg kommune, Østfold. Innsjøens nedslagsfelt er 4,9 km², hvorav innsjøarealet utgjør ca. 2,4 km². Feltet drenerer til innsjøen gjennom flere bekkesystemer og som grunnvann. Avløpet fra innsjøen går til Vestvannet (Glomma). Midlere dyp er 5,4 m, mens største dyp er målt til 12 m. Vannstanden varierer noe p.g.a. uttak av vann til Borregaard industrier. På grunn av det begrensede nedslagsfeltet er teoretisk oppholdstid relativt lang: 6,4 år. Normal årsnedbør i dette området er 740 mm. Figur 2 viser månedsmiddel for temperatur og nedbør i perioden 1991-92.

Dyrket mark utgjør 15 %, parkareal 4 % og skog, myr og boligområder 31 % av nedbørfeltet. De ca. 90 boligene er tilknyttet et separat avløpsnett.

Tunevannet har regional betydning som rekreasjonsområde. Det er etablert regattabane for rosport samt badeplasser i tilknytning til innsjøen. I tillegg drives det et utstrakt fritidsfiske, først og fremst etter gjedde og abbor.



Figur 1. Dybdekart over Tunevannet med markering av prøvetakingslokaliteter. S og N er bunngarnstasjoner. Stasjon for vannprøver og plankton er merket med *.



Figur 2. Meteorologiske data fra Rygge målestasjon 1991-92. Månedsmiddel for nedbør (mm) og temperatur (°C) er beregnet.

3 Materiale og metoder

Antall og typer av prøver går fram av **tabell 1**. Prøvefiske ble gjennomført av NINA. Samtidig med prøvefiske ble det tatt vannprøver og prøver for

bestemmelse av fyto- og zooplankton. Slike prøver ble også tatt mellom prøvefiskerundene av personell fra Mva-Ø.

Tabell 1. Antall prøvetakinger og fordeling av prøvetidspunkt for innsamling av vannprøver, planteplankton, zooplankton, bunnprøver og fiskemateriale, Tunevannet 1991 og 1992.

	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.
1991								
Vannkjemi	1	1	2	1	2	1	1	
Planteplankton	1	1	2	1	2	1		
Zooplankton	1	1	1		1		1	1
Bunndyr		1					1	
Prøvefiske		1			1		1	
Ekkoloddregistrering				1				
1992								
Vannkjemi			2	1	3	2		
Planteplankton			2	1	2	1		
Zooplankton	1	1	1		2	1		
Bunndyr		1					1	
Prøvefiske	1	1			1		1	
Ekkoloddregistrering								

Siktedyp og innsjøfarge er målt av Mva-Ø ved bruk av Secchi-skive. Vannprøvene er samlet inn av Mva-Ø og analysert mhp. farge, suspendert stoff, totalt organisk karbon, totalt fosfor, totalt løst fosfor, løst reaktivt fosfor, totalt nitrogen, ammonium, nitrat, silisium og klorofyll ved Fylkeslaboratoriet i Østfold. I tillegg er det tatt noen få vannprøver som er analysert ved NINAs analyselaboratorium.

Fytoplanktonprøver ble samlet inn av Mva-Ø og analysert av Øyvind Løvstad, Limno-consult. Prøvene er tatt som blandprøver fra 0-4 m.

For bestemmelse av zooplankton ble det tatt blandprøver fra 0-4 m, 4-8 m og 8-12 m (3 paralleller fra hvert strata), i tillegg til et vertikalt håvtrekk. Blandprøvene ble tatt med en 5 l rørhenter og silt gjennom en planktonduk på 45 µm. Hver prøve representerte et vannvolum på 20 l. Til håvtrekkene ble det benyttet en planktonhåv med 90 µm duk.

I 1991 og 1992 ble det fisket med bunngarn på to stasjoner og flytegarn på en stasjon (figur 1). Garn ble tørmt morgen og kveld. Bunngarna hadde i 1991 maskeviddene 6, 8, 10, 12,5, 16, 21, 25, 30, 37 og 45 mm. 6 og 8 mm var separate garn, hver på 1.2 x 25 m, mens de øvrige maskeviddene var montert sammen i oversiktslenker med dypde på 1.35 m der hver maskevidde utgjorde 4 m. I 1992 var bunngarna

1.2 m dype oversiktslenker med 2.5 m lange paneler i maskeviddene 4, 6, 8, 10, 12,5, 16, 19, 24, 29, 35, 45

og 60 mm. Flytegarna var 5 m dype oversiktsgarn med 7 m lange paneler i maskeviddene 6, 8, 10, 12,5, 16, 21, 25, 30, 37 og 45 mm. I alt ble det fanget 6965 fisk. Et utvalg av disse ble tatt ut for bestemmelse av habitatvalg, lengde, alder, fekunditet og ernæring. I august 1991 ble det kjørt ekkolodd for beregning av fisketetthet i Tunevannet.

All fisk i fangstene ble artsbestemt og talt opp og fangst pr innsats (CPUE) ble beregnet som antall fisk pr 100 m² garnareal pr 12 timer fiske. CPUE antas å gi et relativt mål på fiskens forekomst i de ulike habitatene i innsjøen. Ved prøvetaking ble fisken veid (g) og lengden ble målt (mm) med halefinnen i naturlig utspilt stilling. Det ble tatt skjellprøver, og øresteiner eller beinstrukturer ble dissekert ut for aldersbestemmelse. Kun et mindre antall fisk er aldersbestemt for å klarlegge sammenheng mellom lengdegrupper og alder. Kjønn og modningsstadium ble registrert, og på hunnfisk i stadium 5 fanget våren 1992 ble gonadene dissekert ut for veiing og telling av rognkorn. Dette gir et mål på fiskens individuelle fekunditet (fruktbarhet). Mageinnholdet ble tatt ut og

oppbevart i dypfryser. Senere ble mageinnholdet fra mort og laue fanget i 1991 talt opp under stereolupe.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Vannkjemi

Variasjon over undersøkelsesperioden for noen utvalgte parametre er vist i figur 3. Alle enkeltdata er gjengitt i appendix 1. For å kunne sammenligne de to undersøkelsesårene 1991 og 1992 er alle årsgjennomsnitt basert på data fra perioden juni til september.

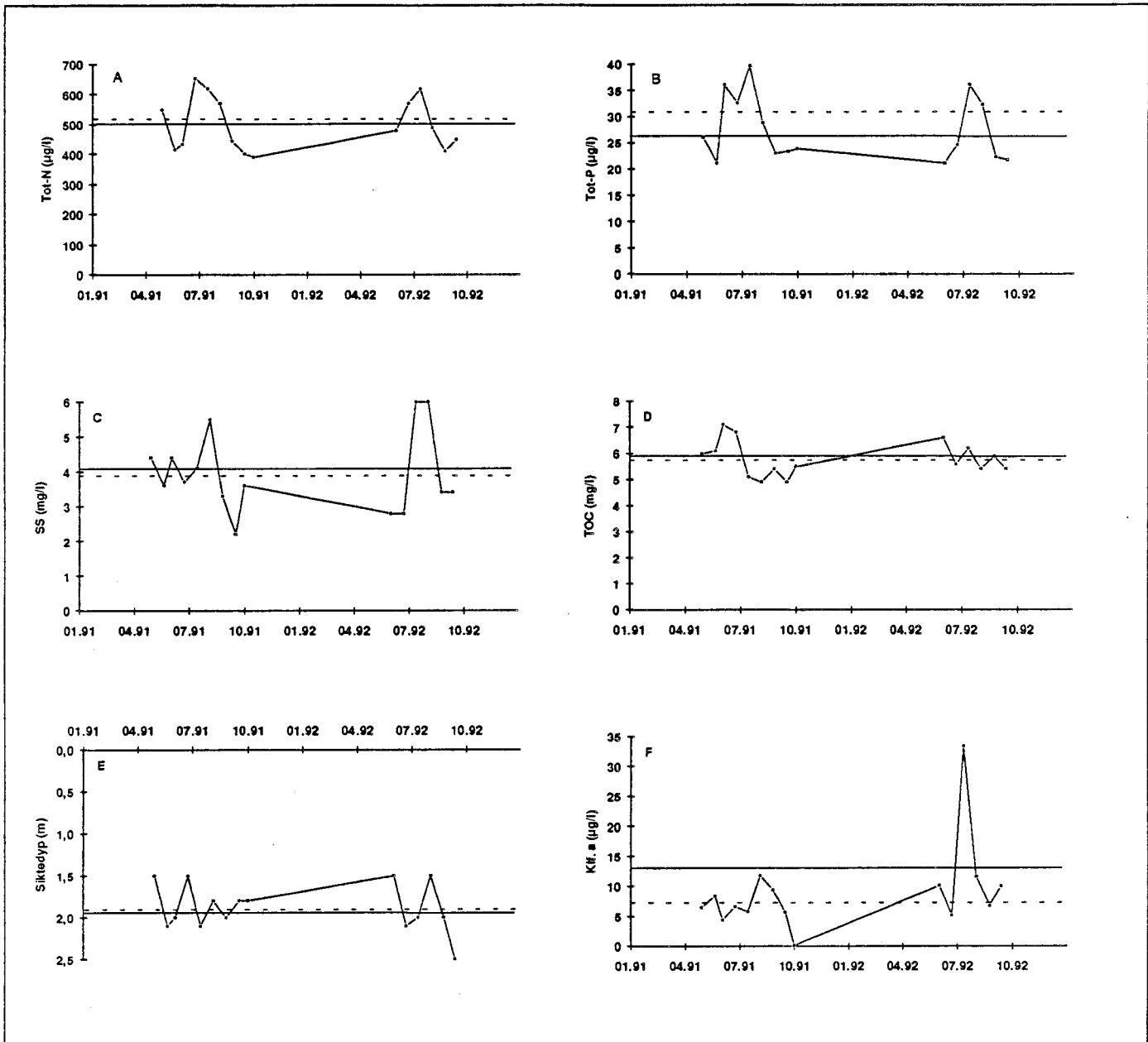
Siktedypet i en innsjø er et mål på innholdet av partikler (leirpartikler, plankton m.m.) og løste/suspenderte forbindelser (humusstoffer). Siktedypet i Tunevannet varierte mellom 1,5 og 2,5 m i løpet av sommerhalvåret og lå begge undersøkelsesår i underkant av 2 m som gjennomsnitt. Fargen målt mot secchi-skiven varierte fra grønn via gulig grønn til gul. Fargetallet var 4 - 9 mg Pt/l og indikerer at Tunevannet er svakt humuspåvirket.

Fosfor og nitrogenforbindelser er viktigste plantenæringsstoffer. Forholdet mellom fosfor og nitrogen samt mengden av de ulike fraksjonene er avgjørende for primærproduksjonen i en innsjø.

Totalt fosfor (Tot-P) varierte mellom 21,1 og 39,7 µg/l med et gjennomsnitt for perioden juni - september på 30,6 og 26,3 µg/l i henholdsvis 1991 og 1992. Mesteparten av fosforet var bundet til levende (alger) eller døde (leire) partikler. Totalt løst fosfor (TLP) varierte mellom 3,8 og 12,7 µg/l med de høyeste verdiene i august og september 1991. Konsentrasjonen av løst reaktivt fosfor (LRP) var lav og varierte fra ikke detekterbar (<1,0 µg/l) til 2,3 µg/l. Basert på SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT 1992) viser fosforinnholdet i Tunevannet et markert avvik fra naturtilstanden.

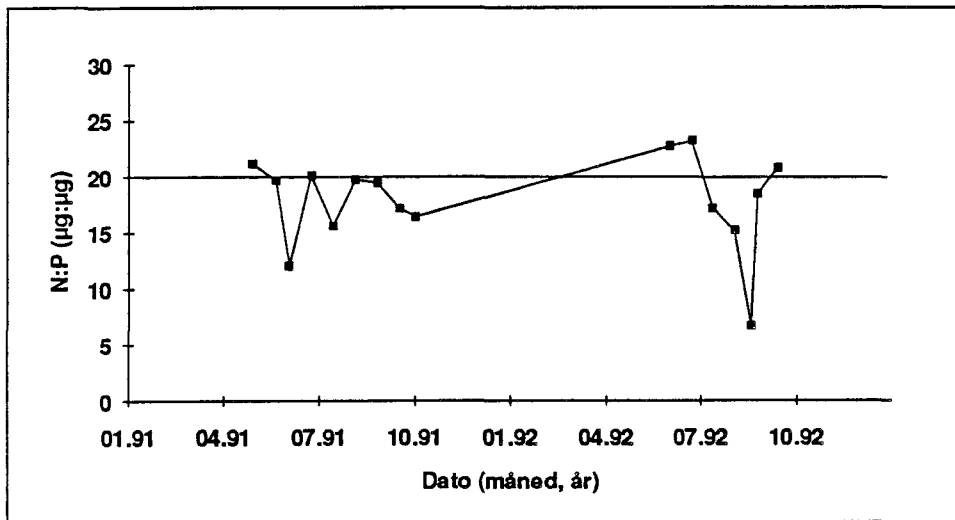
Totalt nitrogen (Tot-N) varierte mellom 390 og 655 µg/l i perioden juni - september med et gjennomsnitt på 521 µg/l for 1991, respektivt 503 µg/l i 1992. Nitratinnholdet (NO₃) varierte fra ikke detekterbart til 135 µg/l. Verdier over 20 µg/l ble sjelden målt. Målinger av ammonium (NH₄) i juni - august 1992 viste at konsentrasjonen var lav og under deteksjonsgrensen. Tunevannet er markert til sterkt nitrogenforurensset.

Fosfor er vanligvis begrensende plantenæringsstoff i norske innsjøer, det vil si at primærproduksjonen vanligvis er bestemt av mengden tilgjengelig fosfor.



Figur 3. Vannkjemiske data fra Tunevannet 1991 og 1992. A: Totalt nitrogen ($\mu\text{g/l}$), B: Totalt fosfor ($\mu\text{g/l}$), C: Suspendert stoff (mg/l), D: Totalt organisk karbon (mg/l), E: Siktedyp (m), F: Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$).
 ----- Gjennomsnitt juni-september 1991, _____ gjennomsnitt juni-september 1992.

Figur 4 viser hvordan forholdet mellom total-nitrogen og total-fosfor varierer gjennom undersøkelsesperioden. N:P-forholdet var <30 for alle prøvetakingsdatoer og lå under 20 store deler av perioden. Sammen med dominans av blågrønnalger tyder dette på at nitrogen kan være vekstbegrensende næringsstoff i Tunevannet.



Figur 4. Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor ($\mu\text{g N} : \mu\text{g P}$), Tunevannet 1991 og 1992.

Innholdet av suspendert stoff (SS) i en innsjø vil være bestemt av innholdet av både uorganiske (gløderest) og organiske (glødetap) partikler som holdes svevende i vannmassene. Vannets turbiditet er et annet mål for det samme. Det organiske innholdet måles vanligvis som totalt organisk karbon (TOC).

Innholdet av SS varierte mellom 2,2 og 6,0 mg/l i undersøkelsesperioden. Gjennomsnitt for sommermånedene var 3,9 mg/l i 1991 og 4,1 mg/l i 1992. Også turbiditetsmålingene viste at partikkelinnholdet er stort i Tunevannet.

TOC varierte mellom 4,3 og 7,1 mg C/l. Gjennomsnitt for perioden juni - september var henholdsvis 5,7 og 5,9 mg C/l for 1991, respektive 1992. Med utgangspunkt i et lite antall analyser av totalt karbon (TC) utgjorde den organiske fraksjonen anslagsvis 60 % av karboninnholdet i Tunevannet. Tunevannet må betraktes som moderat til markert forurenset med organisk stoff.

Klorofyllmengden (Klf. a) varierte mellom 0,1 og 33,4 $\mu\text{g/l}$ i undersøkelsesperioden med laveste verdi målt i november 1991 og høyeste i juli 1992. Gjennomsnitt for 1991, respektive 1992 var 7,3 og 12,9 $\mu\text{g/l}$. Klorofyllverdiene indikerer at Tunevannet er markert til sterkt forurenset.

Sammenligner vi de to undersøkelsesårene ser vi at gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon for perioden juni - september er redusert i 1992 sammenlignet med 1991. Også nitrogenkonsentrasjonen er noe lavere det andre året. Konsentrasjonen av klorofyll a har derimot økt med 77 % i snitt fra 1991 til 1992. Helt avgjørende for denne økningen er imidlertid en algeoppblomstring medio juli 1992. Når det gjelder suspendert stoff, organisk karbon og siktedyp er nivået tilsvarende for 1991 og 1992. Med

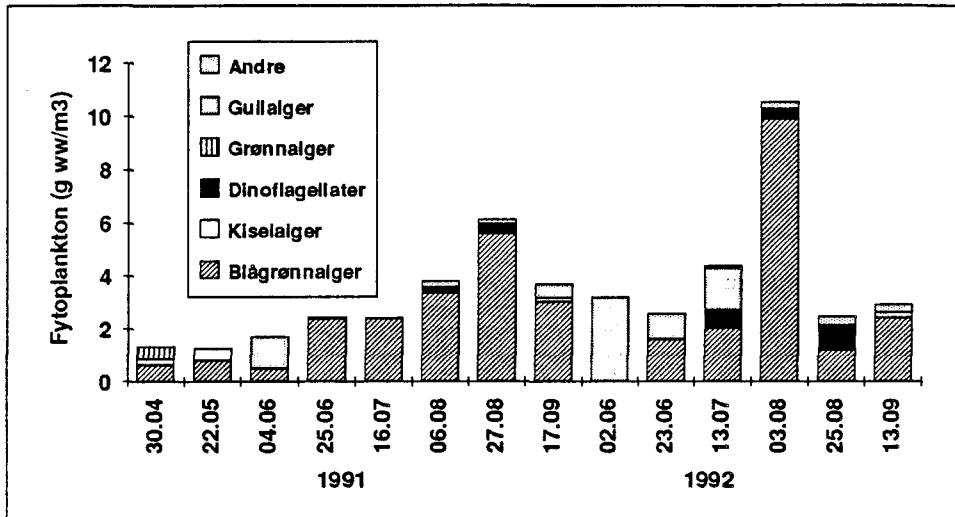
utgangspunkt i miljøvernaveidningens overvåkingsprogram går det klart fram at det har vært en betydelig økning i innholdet av tot-P, tot-N, klorofyll a og algebiomasse fra 1984 fram til begynnelsen av 90-tallet. Siktedypet er samtidig redusert (Bjørndalen et al. 1985).

4.2 Planktonalger

Årsvariasjon mhp. sammensetning og mengde av planktonalger er vist i figur 5. I appendix 2 finnes en fullstendig artsliste med mengdefordeling.

Algemengden varierte i 1991 (april - september) mellom 1,25 og 6,14 g/m^3 på våtvektsbasis. I 1992 (juni - september) var tilsvarende verdier 2,46 og 10,54 g/m^3 . Høyeste verdier ble målt i slutten av august 1991 og begynnelsen av august 1992. For sammenligningens skyld ble årsgjennomsnittet beregnet for perioden juni til september (figur 2). Gjennomsnitt var 3,37 g/m^3 og 4,35 g/m^3 for henholdsvis 1991 og 1992.

Blågrønnalgene var vanlig eller dominerte gjennom hele sesongen med *Aphanothece clathrata* som vanligste art fulgt av *Limnothrix* sp. Store mengder av sistnevnte art ble funnet i begynnelsen av august 1992. På våren og forsommeren ble kiselalgen *Melosira* sp. registrert, mens dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* først dukket opp i juli/august. Innholdet av grønnalger varierte gjennom sesongen med et markert innslag ultimo april 1991. Det ble også registrert en varierende mengde andre alger, først og fremst kryptomonader (Cryptophyceae) og gullalger (Chrysophyceae).



Figur 5. Algebiomasse (g våtvekt/m³) fordelt på ulike planteplanktongrupper, Tunevannet 1991 og 1992.

Når Tot-P overstiger 12 µg/l er sannsynligheten for blågrønnalge-oppløstninger stor, spesielt når pH > 6.5, konduktiviteten > 40 µS/cm, vannets farge < 40 mg Pt/l og forholdet Tot-N/Tot-P er lavt (<30). Sannsynligheten for masseoppløstninger av blågrønnalger er spesielt stor når vannets oppholdstid er lang og temperaturen om sommeren er høy (Løvstad 1991).

4.3 Planktoniske krepsdyr

Årsvariasjon mhp. mengde og artssammensetning av planktoniske krepsdyr er vist i figur 6. Figur 7 viser biomasse av karnivore og herbivore zooplankton fordelt på lengdegrupper for to utvalgte datoer i 1991. I appendix 3 finnes en fullstendig oversikt over arter og tetthet av zooplankton.

Det ble funnet tilsammen tre hoppekrepsarter (Copepoda) og seks arter av vannlopper (Cladocera). Zooplanktonet i Tunevannet var dominert av hoppekreps med *Eudiaptomus gracilis* som vanligste art, både mht. tetthet og biomasse. Av vannloppene var *Daphnia cucullata* og *Bosmina longispina*/*B. longirostris*/*B. coregoni gibbera* vanligvis tilstede i planktonet. Med unntak av mai 1991 (*Bosmina*) og juni 1992 (*Daphnia*) utgjorde disse artene imidlertid en relativt liten andel av de planktoniske krepsdyrene. *Diaphanosoma brachyurum* utgjorde en mindre andel av planktonet i august begge år.

B. coregoni gibbera er tidligere registrert i Tunevannet, bl.a. av G.O. Sars (Upubl.), og ser, i Norge, ellers ut til å være begrenset til eutrofe lavlandssjøer i Akershus og Østfold. Mens *B. longispina* kun ble registrert i større mengder i april og november var *B. coregoni gibbera* vanlig hele

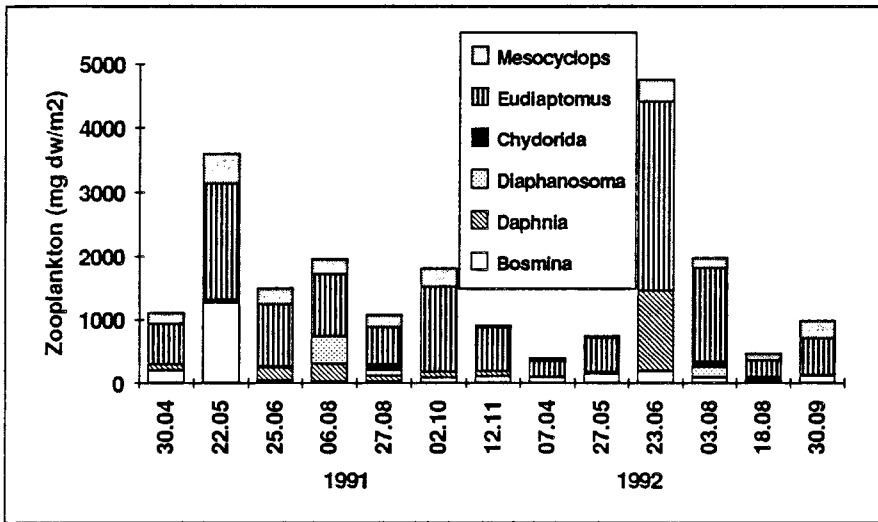
undersøkellesperioden og eneste art av *Bosmina* i juli og august.

Store mengder hjuldyr (Rotatoria) ble registrert i alle prøvene fra Tunevannet uten at det ble gjort noen forsøk å estimere tetthetene. Dominerende blant hjuldyrene var *Asplanchna priodonta* og *Filinia* sp.

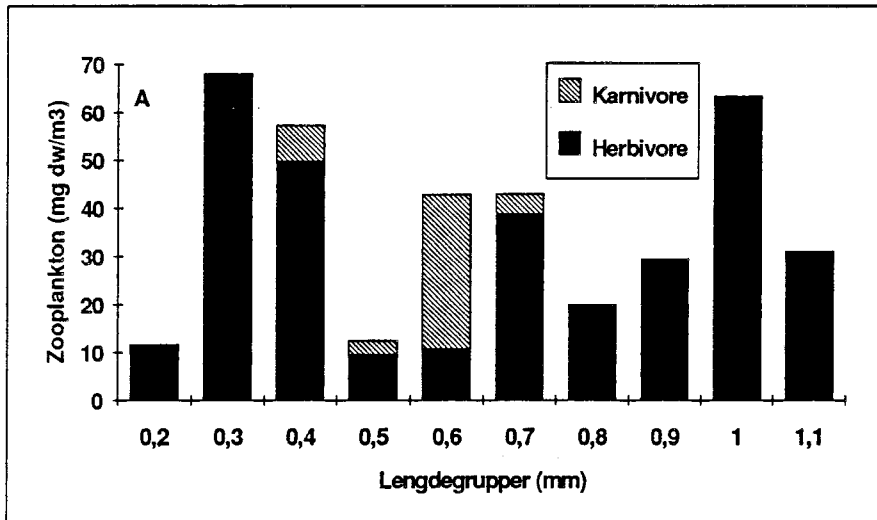
Biomassen av planktoniske krepsdyr varierte mellom 396 og 4760 mg tørrvekt/m² gjennom undersøkelsesperioden. Et biomassemaksimum ble registrert 22. mai 1991 og tilsvarende 23. juni 1992.

Lengdefordelingsstudier i mai og august 1991 viste at makrozooplanktonet var dominert av små arter og individer av krepsdyr. Individene fordelte seg lengdeintervallet 0,1 - 1,1 mm med de algespisende artene (herbivore) som dominerende blant de minste og lengste størrelsesgruppene. Eneste rovform (karnivor), *Mesocyclops/Thermocyclops* dominerte i lengdeintervallet 0,4 - 0,7 mm. I mai fordelte individene seg med et biomassemaksimum i intervallet 0,2 - 0,4 mm og 0,9 - 1,0 mm. I august var det en forskyvning i retning av større individer. Dette skyldes først og fremst reduserte tettheter av *Bosmina* i august.

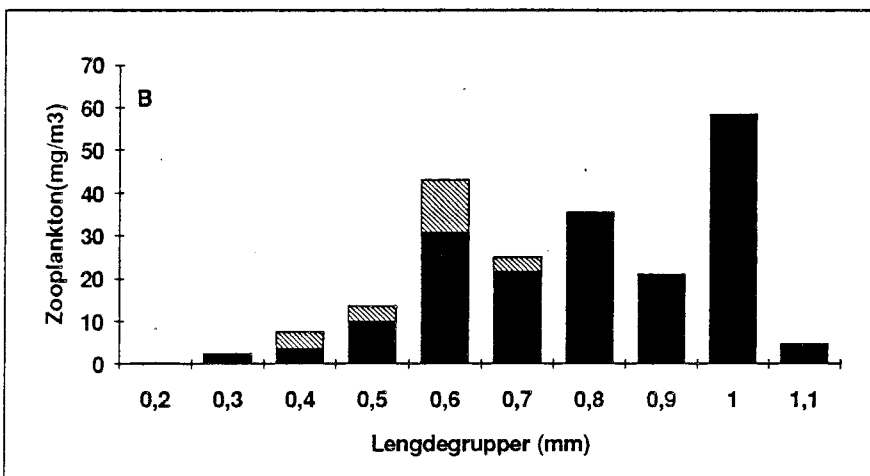
Interaksjoner med blågrønnalger har vist seg å ha både direkte og indirekte negative effekter på zooplanktonet (Dehn 1930, Lefèvre 1950, Lampert 1987). De filtrerende zooplanktonartene (f.eks. *Daphnia*) har problemer med å behandle større filamentøse og kolonidannende blågrønnalger og interferens med zooplanktonets filtreringsapparat kan også hindre filtrering av andre alger. Hoppekreps,



Figur 6. Zooplanktonbiomasse (mg tørrvekt/m²) fordelt på ulike grupper av zooplankton, Tunevannet 1991 og 1992.



Figur 7. Lengdefordeling (mm) av herbivore og karnivore zooplankton (mg tørrvekt/m³) i Tunevannet. A: mai 1991, B: august 1991.



hjuldyr og *Bosmina* er mindre hemmet av mekaniske forstyrrelser. Mindre arter av blågrønnalger blir spist men antas å ha liten ernæringsmessig verdi da de mangler en rekke viktige næringsemner. Mange blågrønnalger kan dessuten opptre i giftige former. Et planteplanktonsamfunn dominert av blågrønnalger gir derfor et dårlig kvantitativt og kvalitativt næringsgrunnlag for zooplanktonet.

Artssammensetning og størrelsesfordeling i zooplanktonsamfunnet gir ofte en god indikasjon på innsjøens selvrensningsevne samt intensiteten av fiskepredasjonen. Større herbivore zooplanktonarter (*Daphnia*, calanoide copepoder) er mer effektive algebeitere og vil vanligvis utkonkurrere de minste herbivore artene (*Bosmina*, hjuldyr) når fiskepredasjonen er lav (Brooks & Dodson 1965). Når predasjonen fra planktonspisende fisk øker, vil størrelses-selektiv predasjon fjerne de største formene og zooplankton vil domineres av mindre arter og individer. Hoppekreps har på grunn av sin bevegelsesadferd større evne til å unngå å bli spist enn vannloppene. I Tunevannet er zooplanktonet dominert av hoppekreps, både m.h.t. biomasse og antall. Artssammensetning og størrelsesfordeling indikerer at predasjonstrykket fra planktonspisende fisk er betydelig (Langeland 1982).

4.4 Fisk

4.4.1 Fiskens habitatbruk

I prøvegarnfisket i Tunevannet er det fanget seks fiskearter. Fangstene ble dominert av mort (*Rutilus rutilus*), som var like vanlig både langs bunnen og i de frie vannmasser (Figur 8). Abbor (*Perca fluviatilis*) ble fanget vesentlig langs bunnen, men fantes også pelagisk ved alle innsamlingsrundene unntatt i april. Laue (*Alburnus alburnus*) levde vesentlig pelagisk. De andre artene er bunnfisk. Brasme (*Abramis brama*) ble fanget unntaksvis i et mindre antall i de frie vannmasser, mens gjedde (*Esox lucius*) og hork (*Acerina cernua*) bare forekom i bunnære områder.

Denne fordelingen på habitater er typisk for de artene som forekommer i Tunevannet. Mort er en svært fleksibel art, som kan utnytte de fleste habitater i næringsrike innsjøer (se f.eks. Persson & Greenberg 1990). Laue er en relativt spesialisert pelagisk planktonspisende art, mens de andre artene for det meste lever langs bunnen. Abbor kan være dominerende i pelagialsona i enkelte innsjøtyper

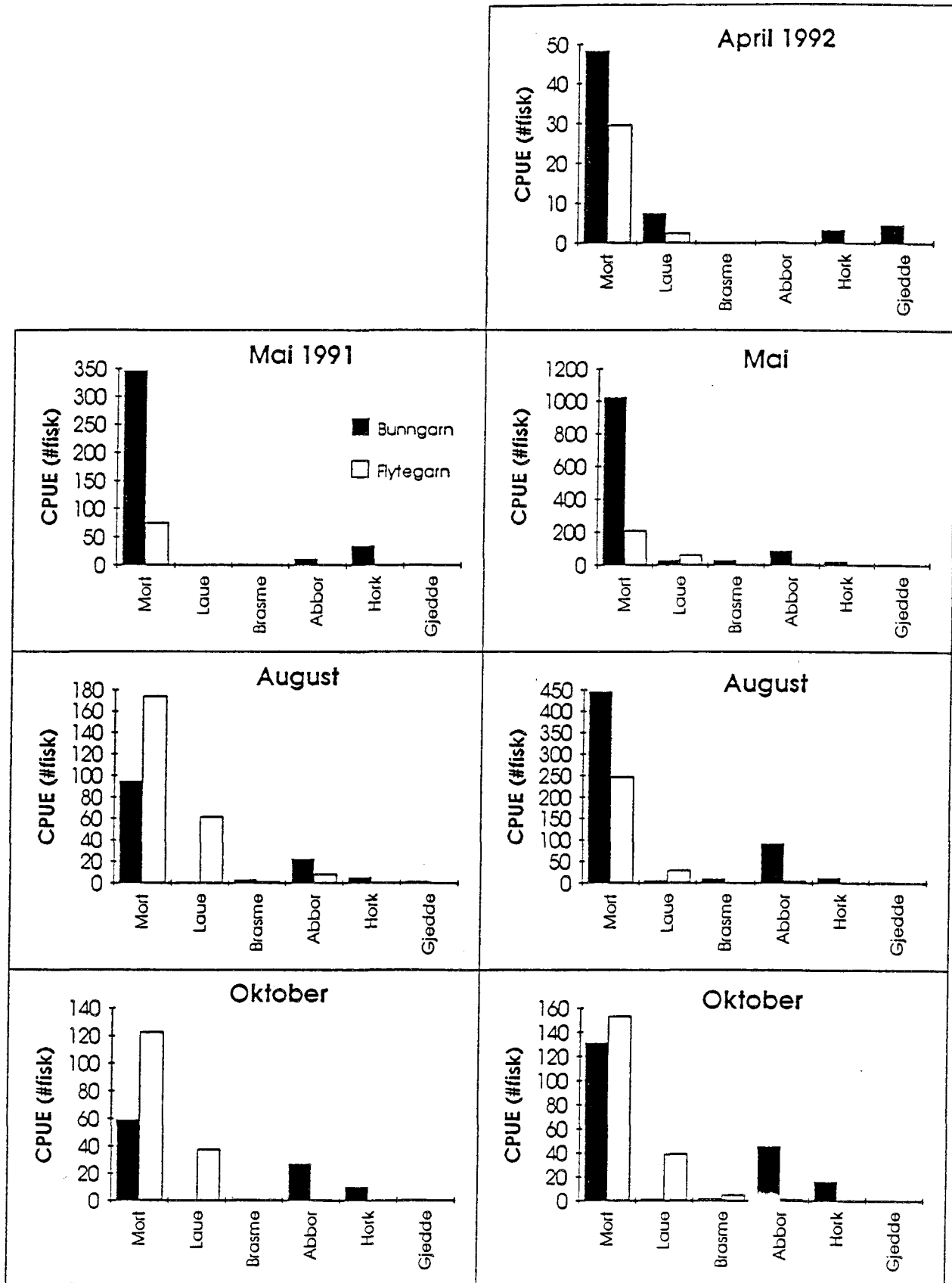
(humustjern), men vil i næringsrike innsjøer bli dominert av morten (Persson 1983, 1987).

En nærmere analyse av fangstene i de frie vannmasser (Figur 9) viser at de forskjellige artene skilte seg i dybdefordeling. I april ble bare mort og laue fanget i flytegarn. Begge arter holdt seg unna overflata, og ble fanget i størst antall i 4-5 m dyp. I mai, august og oktober ble både laue og mort fanget i stort antall fra overflata ned til 5 m dyp. Det var en viss tendens til forskjell mellom de to artene i sommer- og høstmånedene. Mens laue ble fanget i størst antall nær overflata (0-2 m dyp), ble morten fanget i noe større antall i 2-5 m dyp. Pelagisk abbor fordelte seg omtrent som morten.

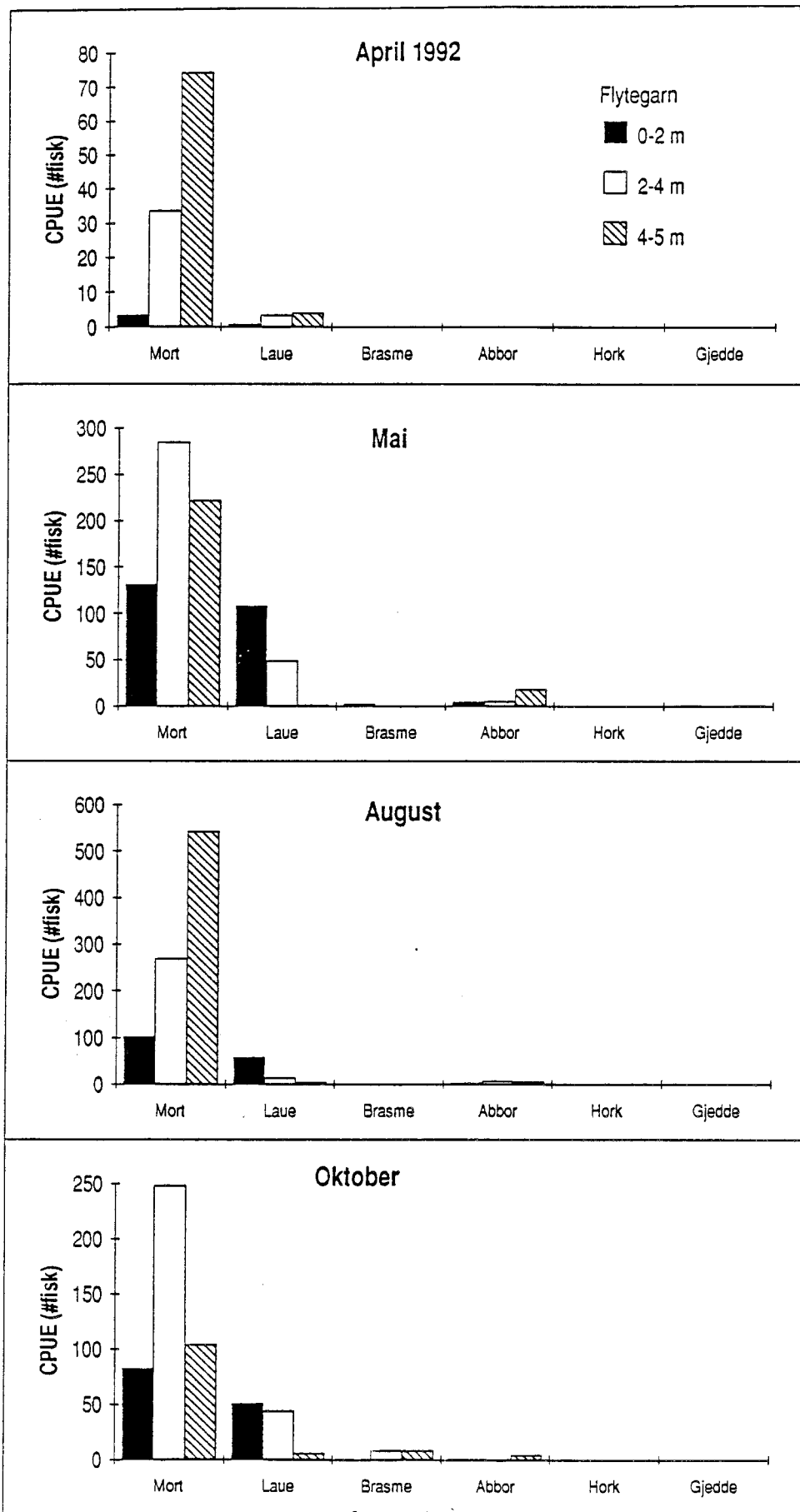
4.4.2 Forskjeller innen artene

Innen mortebestanden var det små forskjeller i habitatbruk mellom størrelsesgruppene (Figur 10). Det var en svak tendens til at det gikk relativt mer små fisk (<90 mm) langs bunnen, og mer stor fisk (>90 mm) i pelagialsona. Innen lauebestanden var det en klar atskillelse i habitatbruk mellom størrelsesgruppene i 1991 (Figur 11). Ved alle tre fiskerunder dette året ble fisk mindre enn 100 mm fanget i bunnegarn, og fisk større enn 100 mm i flytegarn. I 1992 var det ingen slik habitatsegregering mellom størrelsesgrupper av laue (Figur 11). Derimot varierte forholdet mellom innsamlingsrundene. I april var størrelsesfordelingen omtrent lik i bunn- og flytegarn. I mai og september var det mer små laue i flytegarne enn i bunnegarne, dvs. det motsatte av hva som ble observert i 1991. I august 1992 var forholdet omtrent som i 1991; små laue ble fanget i bunnegarne og stor laue i flytegarne.

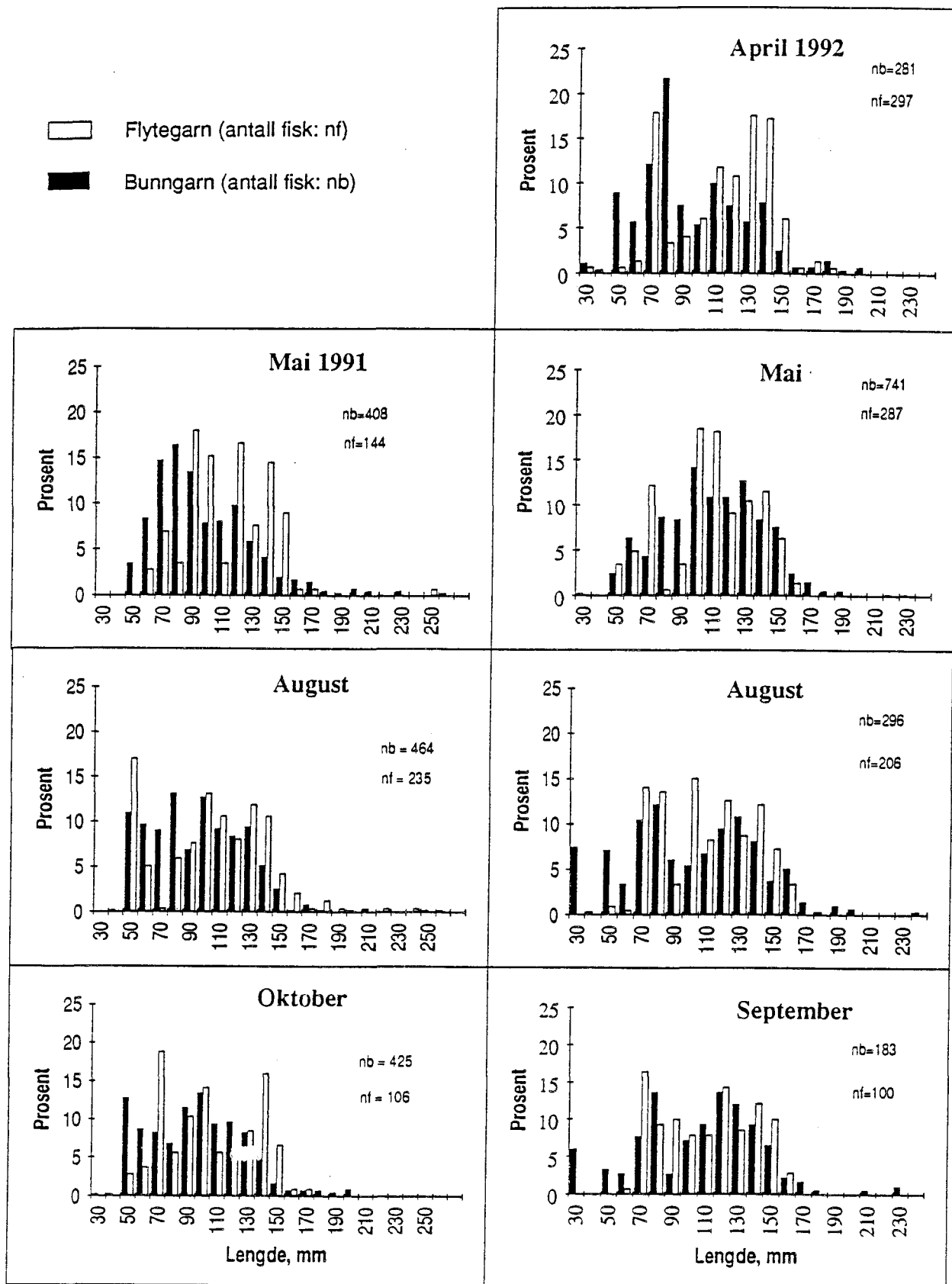
De store forskjellene i lengdefordelingen i lauebestanden i mai 1991 og 1992 tyder på at rekrutteringen til bestanden varierer mye. Lengdegruppen mindre enn ca 100 mm i mai er nesten ett år gammel laue. For 1991 og 1992 var dette altså henholdsvis årsklassene 1990 og 1991. Denne lengdegruppen utgjorde en mye mindre andel av fangstene i 1992 enn i 1991, noe som tyder på at 1991-årsklassen av laue var svakere enn 1990-årsklassen. Fangstene av mort ga ingen tilsvarende indikasjon på variasjoner i rekrutteringen. En sikkert bilde av variasjonene i rekruttering krever imidlertid materiale fra flere år.



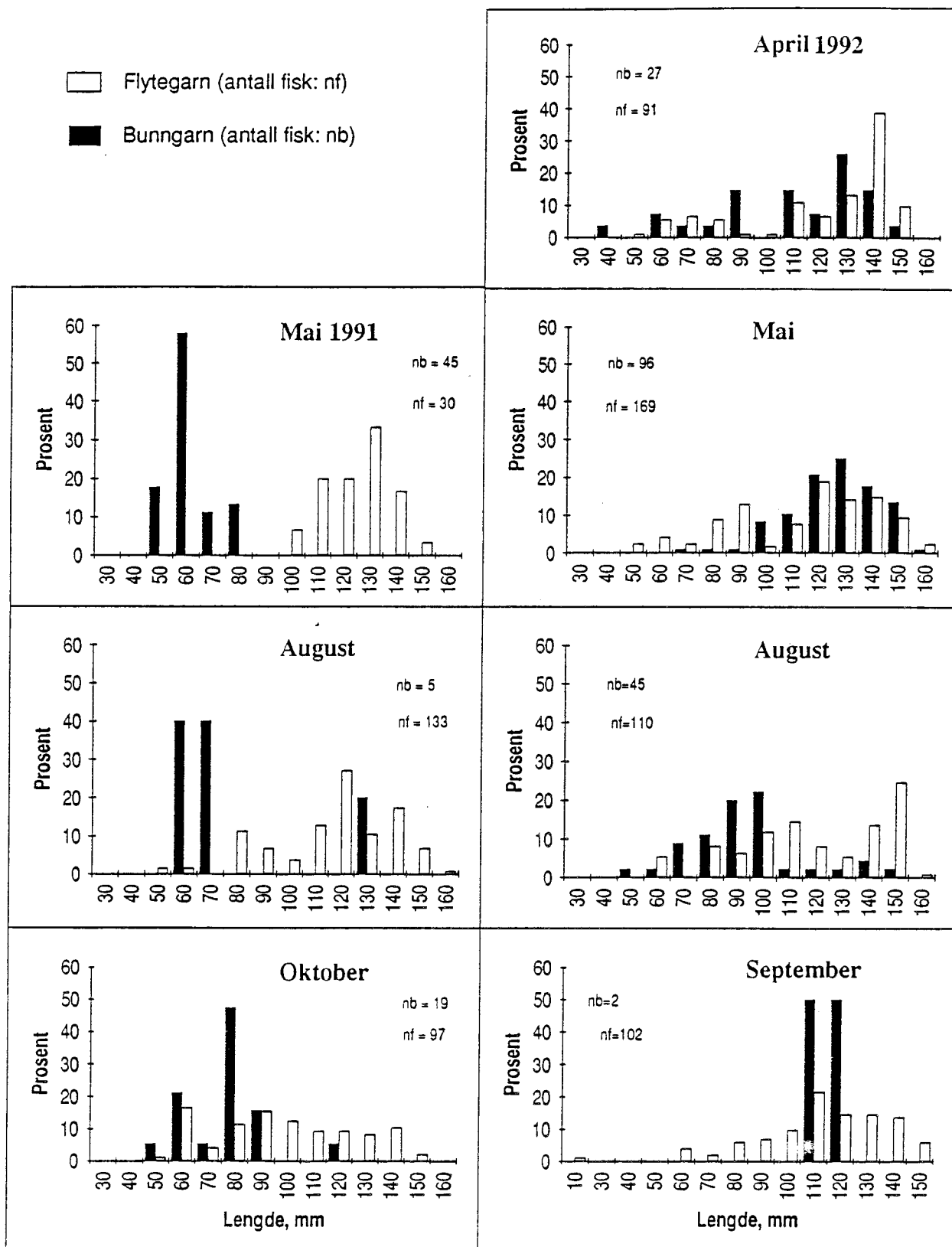
Figur 8. Fangst pr innsats (antall fisk pr 100 m² garnareal pr. 24 timer) av ulike fiskearter i bunnegarn og flytegarn i Tunevannet, 1991 og 1992.



Figur 9. Vertikal fordeling av fangstene av ulike fiskearter i flytegar, Tunevannet 1992.



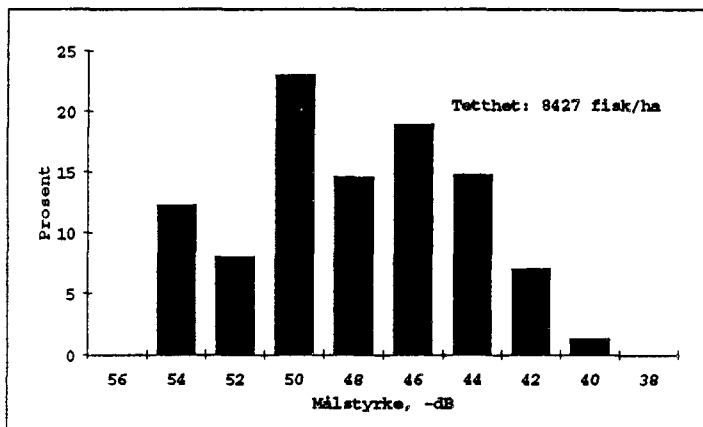
Figur 10. Lengdefordeling av mort i flytegarn og bunngarn, Tunevannet 1991 og 1992.



Figur 11. Lengdefordeling av laue i flytegarn og bunngarn, Tunevannet 1991 og 1992.

4.4.3 Bestandstetthet

Ekkoloddregistreringene i august 1991 ga en beregnet tetthet av pelagisk fisk på 8427 fisk ha⁻¹ (Figur 12). Fordelingen på ekkostyrke viser at fisk med målstyrke -50 dB er dominerende. Bjerkeng et al. (1991) har beregnet forholdet mellom fiskelengde (L, cm) og målstyrke (TS, -dB) hos mort i Gjersjøen og Årungen til $TS = 22,4 \log_{10}(L) - 70,2$. Målstyrke -50 dB tilsvarer da en lengde på ca 8 cm. Beregnet gjennomsnittslengde for fordelingen i figur 10 er 10,5 cm, som tilsvarer en vekt på 8,9 g. Biomassen av pelagisk mort i Tunevannet registrert i august 1991 kan dermed beregnes til 75,3 kg ha⁻¹. En gjennomsnittslengde på 10,5 cm stemmer godt overens med lengdefordelingen i flytegarfangstene (Figur 10).



Figur 12. Fordeling på målstyrke av pelagisk fisk registrert med ekkolodd, Tunevannet 22. august 1991.

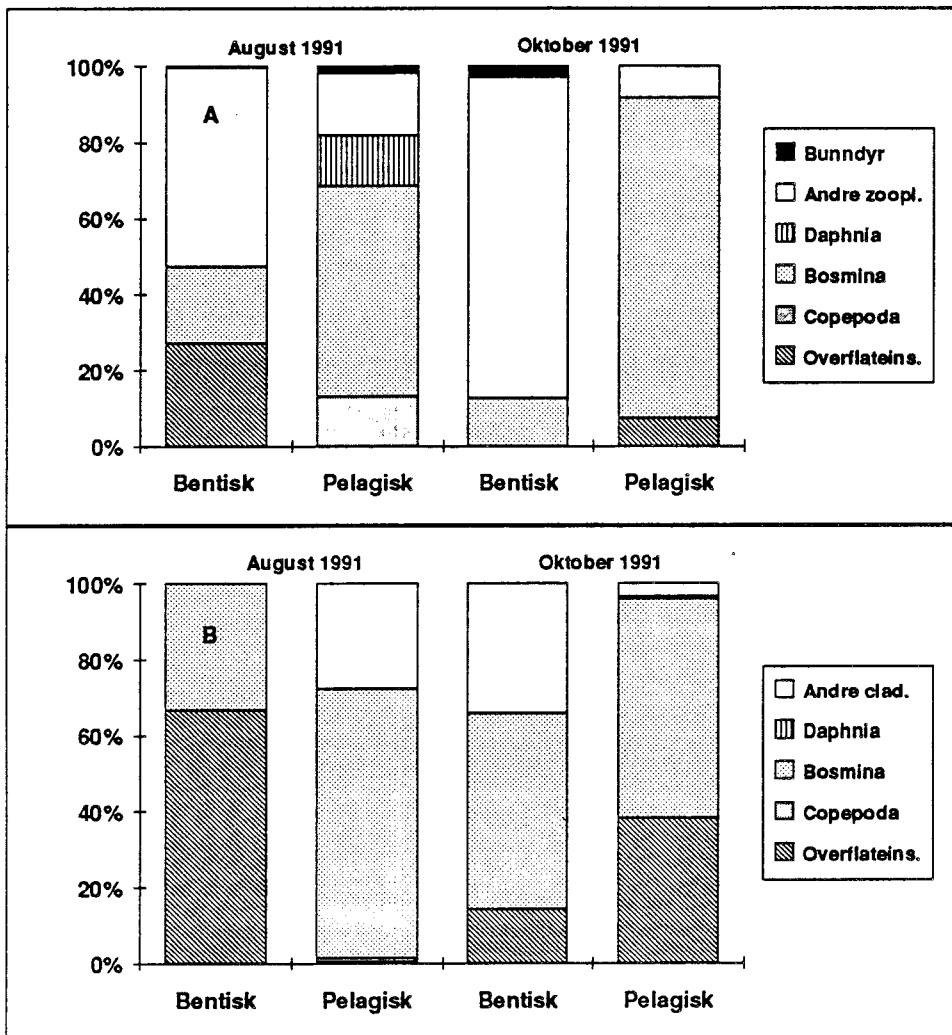
4.4.4 Ernæring

Avhengig av fisketetthet, fiskestørrelse og fiskeart kan planktonspisende fisk fjerne store mengder av større dyreplanktonarter. Dette har stor betydning for artssammensetningen, størrelsen på individene og for dyreplanktonets evne til å beite alger. Bestandstettheten av planktonspisende fisk er stor i Tunevannet. Mageprøver er analysert for mort og laue fanget i 1991. Identifisert mageinnhold hos bunnlevende mort ble dominert av *Bosmina* og andre krepsdyr, som f.eks. *Chydorus* (Figur 13). I august tok mort i dette habitatet også en del overflateinsekter. Hos pelagisk mort dominerte *Bosmina* kraftig. I august var det også en del *Daphnia* i magene til pelagisk mort. Hos laue var også *Bosmina* et svært viktig byttedyr, sammen med en del

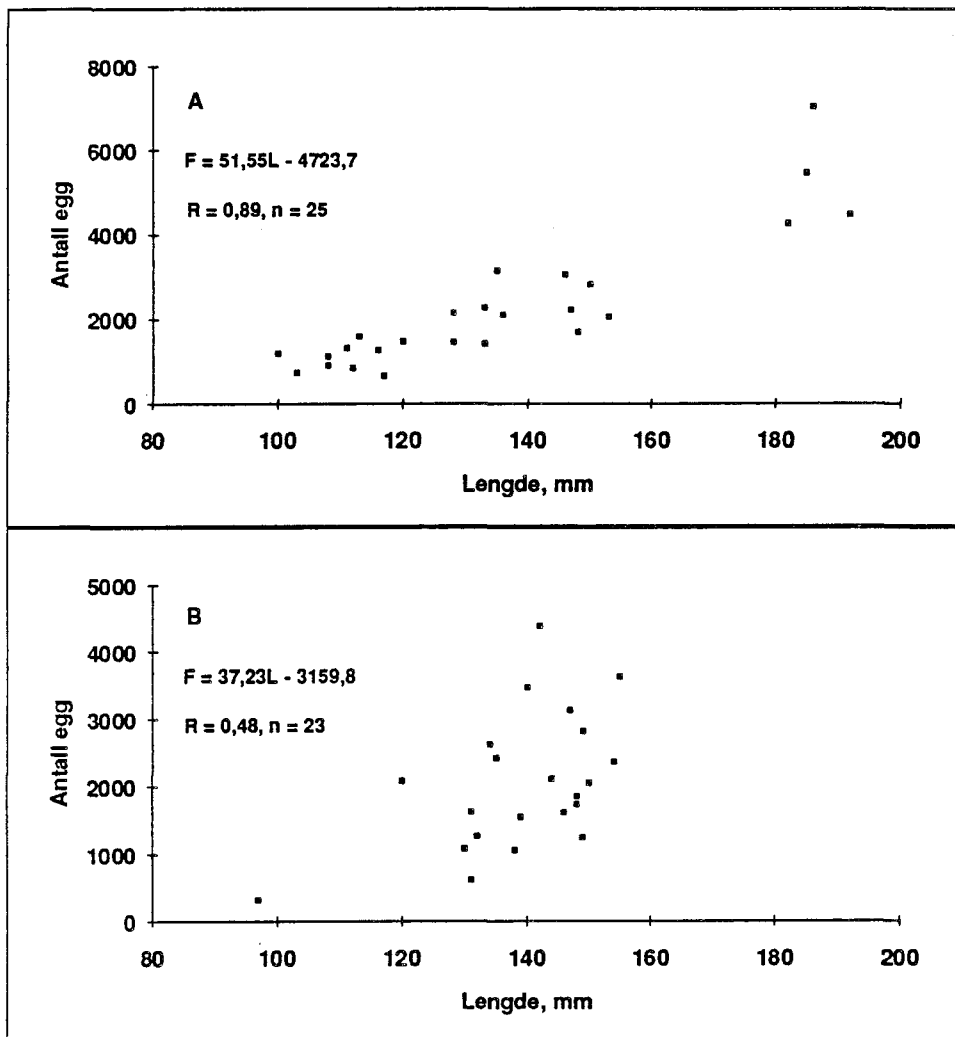
andre cladocerer (særlig Chydoridae). Overflateinsekter betyr også mye i lauas ernæring.

4.4.5 Fekunditet

Hos mort og laue fanget før gyting i april 1992 ble vekt og antall egg i gonader hos kjønnsmodne hunner registrert. Dette er en parameter som kan forventes å endre seg dersom predasjonen på mort og laue øker. Hos begge arter er det signifikant sammenheng mellom fiskelengde og antall egg (Figur 14). Årsaken til en lavere korrelasjonskoeffesient for laue er trolig at materialet av denne arten omfattet et forholdsvis lite lengdeintervall.



Figur 13. Sammensetning av mageinnholdet hos mort (A) og laue (B) fra Tunevannet, august og oktober 1991. Uidentifisert materiale i magene er ikke tatt med.



Figur 14. Fekunditet (antall egg pr fisk) hos gytemodne hunner av mort (A) og laue (B) fanget i Tunevannet, april 1992.

5 Konklusjon og anbefalinger

Tunevannet er en typisk næringsrik innsjø, karakterisert ved lavt siktedyp og høyt innhold av fosfor, nitrogen og klorofyll *a*. Ved sammenstilling av de vannkjemiske analyseresultatene må Tunevannet betraktes som moderat til markert forurenset med næringssalter og organisk stoff, dvs. at vannkvaliteten viser et moderat til markert avvik fra forventet naturtilstand (SFT 1992). På grunn av innsjøens moderate dyp og vannets lange oppholdstid gir selv en relativt moderat næringssaltbelastning et ganske kraftig utslag i algeblomst (Bjørndalen et al. 1985).

Målsettingen er å bedre vannkvaliteten i Tunevannet og forhindre periodevis oppblomstringer av blågrønnalger samtidig som en ønsker å gjøre Tunevannet til en attraktiv fiskeplass for lokalbefolkningen.

Primærproduksjonen i en innsjø vil være begrenset av tilgjengelige næringssalter, først og fremst fosfor og nitrogen. Det snakkes om en indre og en ytre næringssalttilførsel. Den ytre næringssalttilførselen kan reduseres gjennom ulike rensetiltak, særlig innenfor kommunal- og landbrukssektoren. Med indre næringssalttilførsel menes her frigjøring fra sedimentene til de overforliggende vannmassene. Fisk som beveger seg mellom bunnområdene og pelagialen vil kunne aksellerere denne prosessen ved at de beiter i de bunnære områdene og ekskreserer i de frie vannmasser. Derfor kan en ikke forvente at reduksjon i ytre tilførsler umiddelbart vil medføre forbedret vannkvalitet i innsjøer som har vært utsatt for eutrofiering over lang tid. Dette gjelder spesielt hvis den biologiske selvrensningsevnen er lav.

Med en innsjø selvrensning menes prosesser som binder opp næringssalter og hindrer uønsket algeutvikling. På bakgrunn av de biologiske forholdene i Tunevannet (siktedyp, algesamfunnets artssammensetning, dyreplanktonets artssammensetning og størrelsesfordeling, mengdeforholdet planteplankton:dyreplankton, fiskesamfunnets artssammensetning samt biomassen av pelagiske fiskearter) må selvrensningsevnen betraktes som lav til moderat (Olsen et al. 1989).

Alle praktisk gjennomførbare tiltak for å redusere tilførsler av næringssalter fra nedbørsfeltet til innsjøen anses å være utført. For å lede innsjøen tilbake til ønsket tilstand er det derfor nødvendig å gjennomføre restaureringstiltak som reduserer den indre tilførselen/omsetningen av næringssalter. Sanni (1989) summerer opp aktuelle tiltak i forbindelse med strategi for restaurering av eutrofe innsjøer. Hvilken angrepsmåte som velges er

avhengig av innsjøens størrelse samt de fysiske-, kjemiske- og biologiske forholdene forøvring. Fjerning eller overdekking av sedimentet vil utvilsomt være det mest sikre og permanente tiltaket mot indre næringssalttilførsel. Med mindre det er snakk om en liten innsjø er dette imidlertid kostbart og praktisk ugjennomførbart. Bindingskapasiteten til sedimentene kan økes for å redusere mobiliseringen av næringssalter. Dette anses først og fremst å være et problem i innsjøer med periodevis oksygenreduksjon i dyplagene. Under stagnasjonsperiodene vil hypolimnion fungere som en fosforfelle og i løpet av sirkulasjonsperioden føres store mengder løste fosfor-forbindelser tilbake til de mer produktive vannlagene. I Tunevannet sørger sterk vindpåvirkning for god oksygentilførsel og stadig omrøring av vannmassene. Det forventes derfor at det vesentligste av næringssaltene, som ikke allerede er tatt opp i organismene, er sedimentbundet. Deler av dette vil imidlertid frigjøres gjennom beiteaktiviteten til bunnlevende fisk, som f.eks. mort.

Dersom fosfortilførselene er akseptable, men ubalanse og dårlig selvrensningsevne gjør at det likevel blir for stor algevekst, vil "topp-ned" tiltak kunne være aktuelt for å redusere tilførselen/omsetningen av næringssalter gjennom å redusere bestandene av mort og laue. Dette kan i prinsippet utføres på to ulike måter: 1) Ved fjerning av fisk gjennom utfisking eller giftbehandling, 2) Ved utsetting av predatorfisk.

Fullstendig fjerning av en bestand fra en innsjø ved utfisking regnes oftest som urealistisk. Giftbehandling er en mindre selektiv metode enn utfisking og vil, i tillegg til å fjerne de aktuelle fiskebestandene, også kunne slå ut øvrige bestander av fisk og andre ferskvannslevende organismer. Det har i tillegg kommet strenge restriksjoner på bruk av rotenon som tidligere har vært benyttet til dette formålet.

Ved utsetting av predatorfisk søker en å holde bestanden av zooplanktonspisende fisk nede. Eksempler på predatorfisk som kan fungere i denne sammenheng er ørret, gjørs og stor abbor. Det er imidlertid strenge retningslinjer for hva som kan tillates av fiskeutsettinger og vanligvis vil kun utsetting av arter som er stedeegne for vassdraget kunne tillates.

Gjørs er primært pelagisk og søker etter bytte i åpent vann. Den foretrekker steingrunn ned mot 5-10 m (Rundberg 1977) og turbid vann. I mange av de grunne og eutrofe innsjøene i bl.a. Tyskland og Nederland er gjørs en vanlig fiskeart, og den finnes dessuten naturlig i Glommavassdraget.

Forventede effekter av introduksjon av predatorfisk kan gå over to trinn. Den første umiddelbare

responsen er en endring i adferden hos byttefisk for å unngå predatorer. Den andre og mer langvarige effekten vil være endringer i arter og størrelsesgrupper som ikke predateres. Fra Gjersjøen har man god erfaring med utsetting av gjørs som predatorfisk (Brabrand & Faafeng 1993). Tettheten av mort, spesielt ungfisk, ble dramatisk redusert fra 12 000 - 15 000 fisk/ha før utsetting til 250 fisk/ha etter utsetting. I littoralen var tettheten av fisk uforandret, men det skjedde en endring i dominansforholdet fra mort (>95 %) til abbor (>50 %). Før utsetting fungerte pelagialen som et refugium for yngel av mort og ved introduksjon av gjørs ble ungfisken presset inn mot littoralen der den ble utsatt for predasjon av f.eks. abbor og gjedde. Endringen i tilstedeværelsen av pelagisk mort var umiddelbar i Gjersjøen og antagelig ikke et direkte resultat av predasjon fra gjørs. Antall gjørs som ble satt ut var også svært lavt (ca. 20). Nyere studier viser at alarmstoffer og kjemisk kommunikasjon kan være involvert i regulering av fluktadferd hos fisk. Dette er bl.a. rapportert hos krøkle (*Osmerus eperlanus*) ved introduksjon av predator-gjørs (Gliwicz & Jachner 1992).

Biomanipulering gir, i motsetning til tiltak som går ut på å redusere næringssalttilførslene, svært kort responstid idet det beitende zooplanktonet tar seg

opp på mindre enn et år fra tiltaket er gjennomført. Imidlertid kan det i en overgangsperiode oppstå tildels kraftige algeoppblomstringer, gjerne av kiselalger og grønnalger. I Gjersjøen skjedde det kun små endringer i zooplanktonsamfunnet etter utsetting av gjørs (Brabrand & Faafeng 1993). Større mort og dessuten brasme og sørv var mindre tilgjengelig som byttefisk og bidro til at zooplanktonet fremdeles ble holdt nede. Grimm (1989) og Benndorf (1990) konkluderer med at det er umulig å øke tettheten av predatorfisk til et slikt nivå at tilstrekkelige mengder av større zooplanktonarter sikres. McQueen (1990) sammenligner en rekke ulike biomanipuleringsforsøk med varierende effekter. Generelt var effekten av biomanipulering i grunne innsjøer og dammer mer forutsigbar enn tilsvarende tiltak i dype innsjøer. Langvarige endringer i planteplanktonbiomassen kan imidlertid kun forventes ved sterk kontroll av fiskesamfunnet.

En vellykket biomanipulering av fiskebestanden i Tunevannet vil være avhengig av at predasjonstrykket på den planktonspisende fisken opprettholdes på et jevn, høyt nivå. Det anbefales derfor å følge tilstanden i Tunevannet ved overvåking under tiltaksperioden. Dette for å kunne evaluere og eventuelt endre planen for tiltak underveis.

6 Litteratur

- Benndorf, J. 1990. Objectives and unsolved problems in ecotechnology and biomanipulation: a preface. - *Limnologica* 19: 5-8.
- Bjerkeng, B., R. Borgstrøm, Å. Brabrand og B. Faafeng 1991. Fish size distribution and total fish biomass estimated by hydroacoustical methods: a statistical approach. - *Fish. Res.* 11: 41-73.
- Bjørndalen, K., Hauger, T., Vallner, P. & Warendorph, H. 1985. Tunevannet - 1984. En vannfaglig vurdering. - Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Østfold. Rapport nr. 4, 15 s.
- Brabrand, Å. & Faafeng, B. 1993. Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. - *Oecologia* 95: 38-46.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. - *Science* 150: 28-35.
- Dehn, M. von 1930. Untersuchungen über die Verdauung bei Daphnien. - *Zeitschrift für vergleichende Physiologie* 13: 334-358.
- Gliwicz, Z.M. & Jachner, A. 1992. Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? - *Arch. Hydrobiol.* 124: 385-410.
- Grimm, M.P. 1989. Northern pike (*Esox lusius* L) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. - *Hydrobiologica Bull.* 23: 59-65.
- Lampert, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. - *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.* 21: 483-490.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. - *Holarct. Ecol.* 5: 273-310.
- Lefèvre, M. 1950. *Aphanizomenon gracile* Lemm. Cyanophyte defavorable au zooplancton. - *Annales de la station centrale de hydrobiologie appliquée* 3: 205-208.
- Lørvstad, Ø. 1991. Vannkvalitetsklassifisering - Begrensede faktorer og fosforets tilgjengelighet for blågrønnalger i innsjøer. - SFT-dokument nr. 91:11, 78 s.
- McQueen, D.J. 1990. Manipulating lake community structure: where do we go from here? - *Freshwater Biology* 23: 613-620.
- Olsen, Y., Brabrand, Å., Källqvist, T., Lyche, A., Reinertsen, H. & Vadstein, O. 1989. NTNFs Program for eutrofieringsforskning. Kriterier og prosedyrer for bestemmelse av biologisk selvrensningsevne i innsjøer. ISBN 82-7224-297-4, 30 s.
- Persson, L. 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and a roach *Rutilus rutilus* population. - *Oikos* 41: 126-132.
- Persson, L. 1987. Competition-induced switch in young of the year perch, *Perca fluviatilis*: an experimental test of resource limitation. - *Env. Biol. Fish.* 19: 235-239.
- Persson, L. & Greenberg, L.A. 1990. Juvenile competition bottlenecks: The perch (*Perca fluviatilis*) - roach (*Rutilus rutilus*) interaction. - *Ecology* 71: 44-56.
- Rundberg, H. 1977. Trends in harvests of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), northern pike (*Esox lusius*) and associated environmental changes in Lakes Mälaren and Hjälmaren, 1914-17. - *J. Fish. Res. Board. Can.* 34: 1720-1724.

Sanni, S. 1989. NTNFs Program for eutrofieringsforskning. Strategier for restaurering av eutrofe innsjøer. ISBN 82-7224-298-2, 46 s.

Statens forurensningstilsyn 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann - Kortversjon. - SFT-veiledning nr 92:06, 31 s.

Appendix 1. Vannkjemiske data fra Tunevannet 1991-92. Gjennomsnitt, min-verdi, max-verdi og standardavvik er beregnet for blandprøvene (0-4 m). Gr: Grønn/Grønnlig, Gu: Gul.

Dato	Dyp m	Farge	Sikt m	Temp °C	Oks mg/l	Oks-% %	Turb FTU	Pt-farge mg Pt/l	Kond µS/cm	pH	Alk µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	Si µg/l
30.04.91	0-4	Gr	1,5	7,0	12,0	102,0		7										390
22.05.91	0-4	Gr	2,1	11,6	10,9	102,2		4										180
04.06.91	0-4	Gr	2,0	13,3	10,3	101,0		7										130
25.06.91	0-4	Grå	1,5	14,9	10,1	101,2		9										220
16.07.91	0-4	Gr	2,1	19,0	8,5	94,3		7										560
06.08.91	0-4	Gr	1,8	21,0	8,5	97,9		7										340
27.08.91	0-4	Gr	2,0	18,5	9,3	101,3		5										410
17.09.91	0-4	Gr	1,8	14,2	8,5	85,2		8										450
02.10.91	0-4	Gr/Gu	1,8	12,8	8,5	81,5		4										310
02.06.92	0-4	Gr	1,5					6										130
23.06.92	0-4	Gr/Gu	2,1					8										225
13.07.92	0-4	Gr	2,0					8										180
03.08.92	0-4	Gr	1,5					7										355
19.08.92	0						1,6	6	108,1	238	7,23	5,97	2,65	8,70	1,84	18,11	10,80	370
19.08.92	1						1,3	6	108,2	238	7,55	5,76	2,65	8,71	1,88	18,11	10,90	400
25.08.92	0-4	Gr	2,0					6										375
13.09.92	0-4	Gr/Gu	2,5					7										340
16.09.92	0						1,8	7	106,2	248	7,22	5,14	2,47	8,85	1,92	10,06	16,10	370
16.09.92	10						1,8	7	106,6	248	7,22	5,18	2,51	9,00	1,89	10,50	15,80	360
Snitt			1,9	14,7	9,6	96,3		7										306
Min			1,5	7,0	8,5	81,5		4										130
Max			2,5	21,0	12,0	102,2		9										560
St.dev.			0,3	4,3	1,3	7,8		1										125

Appendix 1. Fortsetter.

Dato	Dyp m	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	NH4 µg/l	Tot-P µg/l	TLP µg/l	LRP µg/l	SS mg/l	Gløderest mg/l	Glødetap mg/l	TC mg/l	IC mg/l	TOC mg/l	Klf.a µg/l
30.04.91	0-4	550	135		26,0	7,3	1,8	4,4	2,1	2,3			6,00	6,5
22.05.91	0-4	415	17		21,1	8,3	2,3	3,6	1,4	2,2			6,10	8,4
04.06.91	0-4	435	10		36,1	5,2	1,0	4,4	1,6	2,8			7,10	4,4
25.06.91	0-4	655	10		32,6	7,2	1,0	3,7	1,4	2,3			6,80	6,7
16.07.91	0-4	620	10		39,7	9,7	1,0	4,1	1,6	2,5			5,10	5,8
06.08.91	0-4	570	10		28,9	7,3	1,0	5,5	2,7	2,8			4,90	11,8
27.08.91	0-4	445	10		22,9	11,2	1,0	3,3	1,0	2,3			5,40	9,4
17.09.91	0-4	400	10		23,3	12,7	1,1	2,2	0,6	1,6			4,90	5,7
02.10.91	0-4	390	10		23,8	9,6	2,2	3,6	1,4	2,2			5,50	0,1
02.06.92	0-4	480 <	5		21,1	6,1	1,6	2,8	0,3	2,5			6,60	10,1
23.06.92	0-4	570 <	5 <	10	24,6	7,1	1,1	2,8	1,2	1,6			5,60	5,2
13.07.92	0-4	620	14 <	10	36,1	4,9	1,2	6,0	2,2	3,8			6,20	33,4
03.08.92	0-4	490 <	5 <	10	32,3	4,9 <	1,0	6,0	2,4	3,6			5,40	11,6
19.08.92	0										7,30	2,92	4,38	
19.08.92	1										8,23	2,88	5,36	
25.08.92	0-4	410 <	5		22,2	3,8 <	1,0	3,4	1,3	2,1			5,90	6,8
13.09.92	0-4	450	10		21,7	6,8 <	1,0	3,4	0,9	2,5			5,40	10,0
16.09.92	0		15								8,02	2,96	5,06	
16.09.92	10		25								7,18	2,88	4,30	
Snitt		500	18 <	10	27,5	7,5	1,3	3,9	1,5	2,5			5,79	9,1
Min		390 <	5 <	10	21,1	3,8 <	1,0	2,2	0,3	1,6			4,90	0,1
Max		655	135 <	10	39,7	12,7	2,3	6,0	2,7	3,8			7,10	33,4
St.dev.		90	33	0	6,3	2,5	0,5	1,1	0,7	0,6			0,67	7,4

Appendix 2. Fytoplankton biomasse (g våtvekt/m³), Tunevannet 1991-92. Verdiene er beregnet fra blandprøver (0-4 m).

Klasser/Arter	1991								1992					
	30.04	22.05	04.06	25.06	16.07	06.08	27.08	17.09	02.06	23.06	13.07	03.08	25.08	13.09
BLÅGRØNN ALGER:	0,64	0,80	0,50	2,40	2,40	3,37	5,60	2,40		1,60	2,03	9,91	1,20	2,42
Anabena solitaria							0,01	0,01						
Anabena flos-aqua														
Aphanizomenon flos-aqua						0,17	0,10					0,03		
Aphanothece clathrata	0,64	0,80	0,50	2,40	2,40	3,20	4,80	2,40		1,60	1,60	0,40		0,02
Gomphoshaeria lacustris											0,02			
Gomphoshaeria naegeliana											0,38			
Limnothrix sp.						0,70	0,59	0,59				9,48	1,20	
Merismopedia tenuissima											0,03			
Microcystis sp.						+	0,01	0,01						
Synechococcus sp.														2,40
KISELALGER:	0,20	0,45	0,01					0,16						0,20
Melosira sp.	0,20	0,45	0,01					0,16						0,20
DINOFLAGELLATER:						0,21	0,36				0,68	0,39	0,96	
Ceratium hirudinella						0,21	0,36				0,68	0,39	0,96	
GRØNNALGER	0,48			0,05	0,01									
Chlorococcales sp.	0,48			0,05	0,01									
GULLALGER:									3,20		1,60			
Synura sp.											1,60			
Uroglena americana									3,20					
ANDRE:			1,18			0,24	0,18	0,53		0,96	0,08	0,24	0,30	0,30
TOTAL ALGEBIOMASSE:	1,32	1,25	1,69	2,45	1,41	3,82	6,14	3,70	3,20	2,56	4,39	10,54	2,46	2,92

Appendix 3. Zooplankton-tetthet (antall/l) i Tunevannet 1991-92 bestemt fra blandprøver (0-4 m). I 1992 ble det beregnet gjennomsnittlige tettheter av 3 paralleller. Mesocyclops og Thermocyclops er ikke forsøkt adskilt. Rotatoriene er kun sporadisk telt og ikke inkl. i totaltettheten. P: pelagisk, PL: planktonlittoral, L: littoral.

	Levevis	1991							1992						
		30.04	22.05	25.06	06.08	27.08	02.10	12.11	07.04	27.05	23.06	03.08	18.08	30.09	
CLADOCERA															
Daphnia cucullata	P	2,90	2,10	12,50	23,50	3,90	6,35	4,13	0,73	0,95	44,73	0,32		0,02	
Diaphanosoma brachyurum	P		0,05	1,90	32,50	6,75	0,65	0,03		0,05	11,10	7,18	2,35	0,33	
Bosmina longispina	PL	10,18	62,00	0,95	0,50	1,55	3,30	0,30	1,92	5,20	0,23			0,55	
Bosmina longirostris	PL														
Bosmina coregoni gibberia	PL	3,67	20,00	4,65	1,90	1,90	8,60	5,27	3,32	5,55	11,35	6,92	4,13	10,62	
Polyphemus pediculus	PL														
Leptodora kindti	PL			0,15		0,05				0,05	0,55	0,08	0,12	0,02	
Chydorus spaericus	L	0,10		0,05	0,90	17,45	0,55	0,07		0,07	0,03	11,60	4,38	0,13	
COPEPODA															
Eudiaptomus gracilis	P	14,60	47,50	13,50	31,50	10,50	28,00	13,60	8,87	8,85	78,75	30,97	6,90	13,05	
Mesocyclops leuckarti	P	15,50	48,50	29,50	28,00	20,50	30,50	2,95	5,62	2,10	32,27	15,97	18,03	28,77	
Thermocyclops oithonoides	P														
Cyclopoide nauplier		0,90	5,50	7,50	0,50	4,00	4,50	0,02	0,40	1,58	4,17	4,78	7,45	1,32	
Calanoide nauplier		6,50	20,50	20,00	4,00	10,00	25,00	1,77	11,55	8,95	36,50	8,08	23,18	9,45	
ROTATORIA															
Asplanchna priodonta			3,80	1,90											
Filinia sp.				82,00	5,50	10,00	36,00								
ANTALL INDIVIDER TOTALT:		54,35	206,15	90,70	123,30	76,60	107,45	28,14	32,41	33,35	219,68	85,90	66,54	64,26	

256

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0434-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00