

664

OPPDRAKSMELDING

Forsøk med reetablering av abbor i
forsurede innsjøer på Sørlandet
En analyse basert på fiskeutsettinger

Trygve Hesthagen

Terje Nøst

Hans M. Berger

Ann Kristin L. Schartau

Randi Saksgård

Leidulf Fløystad



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Forsøk med reetablering av abbor i
forsurede innsjøer på Sørlandet
En analyse basert på fiskeutsettinger

Trygve Hesthagen
Terje Nøst
Hans M. Berger
Ann Kristin L. Schartau
Randi Saksgård
Leidulf Fløystad

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Hesthagen, T., Nøst, T., Berger, H.M., Schartau, A.K.L., Saksgård, R. & Fløystad, L. 2000. Forsøk med reetablering av abbor i forsurede innsjøer på Sørlandet. En analyse basert på fiskeutsettinger. NINA Oppdragsmelding 664: 1-30.

Trondheim, november 2000

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1169-6

Forvaltningsområde:

Forurensning, Bevaring av naturens mangfold
Pollution, Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Torbjørn Forseth
NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13143 Reetablering av abborbestander

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Hesthagen, T., Nøst, T., Berger, H.M., Schartau, A.K.L., Saksgård, R. & Fløystad, L. 2000. Forsøk med reetablering av abbor i forsurede innsjøer på Sørlandet. En analyse basert på fiskeutsetninger. NINA Oppdragsmelding 664: 1-30

I de siste årene har det skjedd en betydelige reduksjon i konsentrasjonen av sulfat i nedbøren her landet. Det er også påvist en klar bedring av vannkvaliteten ved økt pH og høyere syre-nøytraliserende kapasitet (ANC), samtidig som innholdet av uorganisk giftig aluminium (Al_3) har avtatt. For å teste om det har vært en tilstrekkelig bedring av vannkvaliteten til at fisk kan overleve og reproducere i lokaliteter hvor den tidligere var utdødd, ble det satt ut abbor i tre små sure innsjøer i Tovdalsvassdraget, Aust-Agder (Lølandstjern, Knutetjern og Håndbekktjern). Samtidig ble en innsjø kalket før det ble satt ut abbor (Fiskevatn). Den utsatte fisken ble tatt med ruse og garn i en lavereliggende innsjø i nærheten (Gauslåtjern). Det ble prøvefisket med oversiktsgarn i to påfølgende år etter utsetting, 1998 og 1999. Prosjektet omfattet også en analyse av planktoniske og litorale krepsdyr, samt bunndyr i de aktuelle innsjøene. Ulike krepsdyrgrupper er egnet for overvåking av miljøtilstanden i innsjøer, både fordi det forekommer forsuringsfølsomme arter og fordi de har stor evne til rekolonisering. Sammen med bunndyrene er de dessuten viktige næringsorganismer for fisk. Sammensetning og mengden næringsdyr kan være viktig for reetablering av fisk under ellers marginale levevilkår, som i surt vann.

De tre ikke-kalka innsjøene var sterkt forsuret idet minimum pH og høyeste målte innhold av Al_3 varierte mellom henholdsvis 4,6-4,7 og 118-151 $\mu g/l$. Det kalka vannet hadde også en svært marginal vannkvalitet før kalking med pH = 4,8 og Al_3 = 67 $\mu g/l$. Etter kalking varierte pH og Al_3 mellom henholdsvis 5,4-6,6 og 10-15 $\mu g/l$.

Høsten 1997 og våren 1998 ble det satt ut mellom 372-548 abbor i de enkelte vannene, tilsvarende 117-177 individ per hektar. I den kalka innsjøen ble det bare satt ut fisk våren 1998. Gjennomsnittlig størrelse høsten 1997 og våren 1998 varierte mellom henholdsvis 115-136 og 150-158 mm. Gjenfangsten i de tre sure innsjøene begrenset seg til ett voksent individ i en lokalitet, Håndbekktjern. Her ble det også påvist en begrenset reproduksjon i 1999 idet prøvefiske ga 19 yngel. I den kalka innsjøen (Fiskevatn) ble det derimot gjenfanget en relativt stor andel utsatt abbor både i 1998 (n = 48) og 1999 (n = 19). Det syntes også å ha vært vellykket gyting i begge disse to årene idet prøvefiske ga henholdsvis 87 og 119 yngel, dvs. 5-6 ganger høyere enn i Håndbekktjern. Det var en signifikant lineær sammenheng mellom fangsten av yngel i september (CPUE) i de enkelte innsjøene og

vannkvaliteten i mai, både mht Al_3 ($R^2 = 0,934$, $p < 0,05$) og pH ($R^2 = 0,939$, $p < 0,05$).

Totalt for de fem lokalitetene ble det registrert 24 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps. De fleste artene er vanlig utbredt og regnes som tolerante i forhold til forsurening. Flest krepsdyrarter ble påvist i Lølandstjern med totalt 29 arter fordelt på 18 vannlopper og 11 hoppekreps. I Gauslåtjern og Håndbekktjern ble det påvist 27 arter, fordelt på 18 arter vannlopper og 9 arter hoppekreps. I Fiskevatn ble det påvist 21 arter fordelt på 14 arter vannlopper og 7 arter hoppekreps. Knutetjern, som hadde den dårligste vannkvaliteten, skilte seg ut med bare 15 arter; 8 arter vannlopper og 7 arter hoppekreps. Den moderat forsuringsfølsomme arten *Daphnia longispina* ble registrert i planktonprøver fra Gauslåtjern, Håndbekktjern og Lølandstjern. Den nært beslektede arten *D. longiremis* ble kun funnet i Gauslåtjern. Det er første gang denne arten, som primært har en østlig utbredelse, ble registrert i Tovdalsvassdraget. Forekomsten av *Daphnia* sp. i mageprøver fra Fiskevatn i 1999 indikerer en svak men positiv endring i krepsdyrsamfunnet to år etter kalking.

Undersøkelsen viste at vannkvaliteten i de innsjøene som ikke ble kalket fortsatt er for dårlig til at abbor i særlig grad kan reetableres. Begrenset reproduksjon i en innsjø i ett av de to undersøkelsesårene viste likevel at vannkvaliteten kan være noenlunde tilfredsstillende i enkelte år. Derimot var det god overlevelse og vellykket gyting hos abbor i innsjøen som ble kalket. Dette viser at kalking vil være et nødvendig tiltak for å opprettholde, og eventuelt reetablere abborbestander i de mest forsuringsrammede områdene i årene framover.

Trygve Hesthagen, Terje Nøst, Hans M. Berger, Ann Kristin L. Schartau, Randi Saksgård & Leidulf Fløystad, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Emneord: Forsuring - kalking - abbor - reetablering - næringsdyr - dyreplanktonsamfunn

Abstract

Hesthagen, T., Nøst, T., Berger, H.M., Schartau, A.K.L., Saksgård, R. & Fløystad, L. 2000. Experimental reintroduction of European perch in acidic lakes in southern Norway. NINA Oppdragsmelding 664: 1-30.

In order to test whether major reductions in acid inputs have improved water quality sufficiently for the reintroduction of fish populations, we stocked wild European perch (*Perca fluviatilis*) in three highly acidified lakes that had previously supported this species (Lølandstjern, Håndbekktjern and Knutetjern), and in one limed lake (Fiskevatn). Species composition of planktonic and littoral crustacean was used to establish the level of acidification impacts in each lake. Wild perch was obtained from a nearby lake with good water quality (Gauslåtjern).

The unlimed lakes were highly acid with minimum pH values and maximum inorganic aluminium concentrations (Al_i) during the spring and autumn of 4.6-4.7 and 118-151 $\mu g/l$, respectively. In the limed lake (Fiskevatn), corresponding values for pH ranged between 5.8 and 6.6 and that of Al_i between 5 and 19 $\mu g/l$.

The introduced fish generally ranged from 12 to 16 cm in total length, and were stocked at densities of 117-177 fish per ha. Gill-netting in two subsequent years (1998 and 1999) after the introduction yielded only a few recruits ($n = 19$) and one adult in one of the three acidified lakes in one year. However, stocked perch reproduced successfully in both years in the limed lake, and number of juvenile (0+) fish caught in 1998 and 1999 was 87 and 119, respectively. There was a significant linear relationship between the catches (CPUE) of juvenile perch in the different lakes in September and the water quality in May, both in terms of Al_i ($R^2 = 0.934$, $p < 0.05$) and pH ($R^2 = 0.939$, $p < 0.05$).

In total, 36 crustacean species (24 cladocans and 12 copepods) were found in the study lakes. Most of the species are widely distributed in southern Norway and have a wide pH-tolerance. The acid sensitive cladoceran *Daphnia longiremis* was found in Lølandstjern only, whereas *D. longispina* was found in Lølandstjern, Gauslåtjern and Håndbekktjern, indicating relatively favourable water quality. Number of species were also higher in these three lakes; 29, 27 and 27 respectively. Number of crustacean species in Fiskevatn was 21 and there were found a few individuals of *Daphnia* sp. in the fish stomachs two years after the lake was limed. Fiskevatn and Knutetjern typically had lower number of species and higher number of individuals of acid tolerant species such as the cladoceran *Alona rustica* and the copepod *Diacyclops nanus*, indicated acid conditions. Knutetjern had the lowest number of species (15) and low total abundance of zooplankton.

The water quality in many lakes in the most acidified region of southernmost Norway is probably not yet satisfactory to re-establish perch. On the other hand, stocked perch survived and reproduced successfully in two subsequent years in a limed lake. Thus, the sustainability of fish populations in this area will be dependent on liming for many years to come.

Key words: Acidification - liming - European perch, re-establishment - stockings - planktonic and littoral crustaceans

Trygve Hesthagen, Terje Nøst, Hans M. Berger, Ann Kristin L. Schartau, Randi Saksgård & Leidulf Fløystad, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway.

Forord

Denne undersøkelsen er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning (DN), og vi takker med dette for oppdraget. Vi takker også Jan Henrik Simonsen hos Fylkesmannen i Aust-Agder for bistand i forbindelse med beregning av kalkmengde i Fiskevatn, Nils Kvernes for assistanse med fangst av abbor i Gauslåtjern og innsamling av vannprøver, og grunneierne for tillatelse til å benytte de aktuelle lokalitetene som forsøksvann. Inge Johnsen, Herefoss, har stått for kalkingen av Fiskevatn. De vannkjemiske analysene er utført ved NINA's analyselaboratorium i Trondheim.

Trygve Hesthagen

Prosjektleder

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Beskrivelse av forsøkslokalitetene	7
3 Metoder	10
3.1 Vannkjemis	10
3.2 Krepsdyrprøver	10
3.3 Bunndyrprøver	10
3.4 Utsetting av abbor	10
3.5 Prøvefiske og fiskeprøver	10
4 Resultater	11
4.1 Vannkjemis	11
4.2 Planktoniske og litorale krepsdyr	11
4.3 Bunndyr	13
4.4 Fisk	13
4.4.1 Fangstutbytte og aldersfordeling	13
4.4.2 Ernæring	16
5 Diskusjon	19
6 Litteratur	20
Vedlegg 1 Vannkjemiske primærdata for de undersøkte innsjøene	22
Vedlegg 2 Krepsdyr i Lølandstjern i 1997-99	23
Vedlegg 3 Krepsdyr i Gauslåtjern i 1997-99	24
Vedlegg 4 Krepsdyr i Håndbekktjern i 1997-99	25
Vedlegg 5 Krepsdyr i Fiskevatn i 1997-99	26
Vedlegg 6 Krepsdyr i Knutetjern i 1997-99	27
Vedlegg 7 Biomasse i Lølandstjern i 1998 og 1999	28
Vedlegg 8 Biomasse i Gauslåtjern i 1998 og 1999	28
Vedlegg 9 Biomasse i Håndbekktjern i 1998 og 1999	29
Vedlegg 10 Biomasse i Fiskevatn i 1998 og 1999	29
Vedlegg 11 Biomasse i Knutetjern i 1998 og 1999 ...	30
Vedlegg 12 Forekomsten av ulike bunndyrgrupper ..	30

1 Innledning

Forsuring av overflatevann er den største trusselen mot fiskebestander i elver og innsjøer i Sør-Norge, spesielt på Sørlandet (Hesthagen et al. 1999). Aure og abbor er de to vanligste fiskeartene innen disse forsuringssområdene, og er også de med størst forsuringsskader. Tidlig på 1980-tallet var 71 % av aurebestandene og 43 % av abborbestandene i Agderfylkene gått tapt (Sevaldrud & Skogheim 1986).

Det blir brukt betydelige midler på kalking for å gjenskape en vannkvalitet som gjør det mulig for fisk og andre ferskvannsorganismer å leve og reprodusere (Sandøy & Romundstad 1995). Siden 1980 har det imidlertid vært en nedgang på 49-72 % i årlig konsentrasjon av sulfat i nedbøren på ulike målestasjoner på fastlandet i Norge (Aas et al. 2000). Dette har satt fokus på reversibiliteten av forsuringen (Wright et al. 1988, Henriksen et al. 1988, 1989, Christophersen et al. 1990, Wright 2000). Det er også dokumentert en bedre vannkvalitet i elver og innsjøer på Sørlandet i løpet av de siste 10-15 årene, både i form av økt pH, mindre uorganisk giftig aluminium og høyere syre-nøytraliserende kapasitet [ANC] (Skjelkvåle et al. 1998).

Skadene på aurebestander på Sørlandet har, til tross for mindre sur nedbør, økt fra 1980- til 1990-tallet. Det har imidlertid vært små endringer i bestands-status hos abbor i samme periode (SFT 1994). Det er antatt at aure er spesielt sårbar for forsuring fordi den gyter i rennende vann hvor det kan forekomme store vannkjemiske fluktuasjoner gjennom året. Spesielt kan sure episoder pga snøsmelting om våren og perioder med mye nedbør om høsten være kritiske for fisk. Derimot er det grunn til å tro at abbor reagerer raskere på en bedring i vannkvaliteten enn auren. For det første har toleransetester vist at abbor har bedre overlevelse enn aure i surt, aluminiumsholdig vann (Baker 1990). For det andre er abbor en innsjøgyter, og lever derfor i et mer stabilt vannkjemisk miljø enn arter som reproduserer i rennende vann. En liten eller ingen økning i skadeomfanget hos abbor i Aust-Agder i løpet av det siste ti-året sammenlignet med aure, synes å bekrefte forskjellen i forsuringstoleranse mellom de to artene.

Reetablering av fiskebestander kan enten skje ved utsettinger eller naturlig rekolonisering. En vellykket rekolonisering avhenger imidlertid av en rekke faktorer som vannkvalitet, artens evne til å vandre, avstanden til nærmeste restbestand, størrelsen på restbestanden(e), fysiske hindringer og forekomsten av andre arter på grunn av konkurranse og predasjon (Bergquist 1991). Naturlig rekolonisering hos abbor etter kalking er registrert både i Sverige og Norge, men bare ett tilfelle er dokumentert i hvert land (Bergquist 1991, Kleiven 1995). Manglende naturlig rekolonisering skyldes blant annet at abbor er en bunnlevende art med dårlig tilpasning til å svømme i rennende vann (Pavlov 1989).

Det vil trolig ikke skje noen rask rekolonisering hos abbor. Utsettinger vil derfor være et nødvendig tiltak i de fleste områdene hvor man ønsker reetablering av abbor.

Planktoniske og litorale krepsdyr er egnet for overvåking av miljøtilstanden i innsjøer (Schartau et al. 1997a,b, Schartau et al. 2000). Enkelte arter vurderes som survannsindikatorer, dvs at de forekommer hyppigst i lokaliteter med surt vann. Andre arter er karakterisert som forsuringfølsomme, dvs at de er gått tapt i sure innsjøer. Krepsdyrene har stor evne til rekolonisering, og man kan derfor forvente en rask respons på eventuelle vannkjemiske endringer.

Kalking av innsjøer har også vist seg å ha en positiv effekt på invertebratfaunaen (Walseng et al. 1995). Totalt antall arter og andelen av forsuringfølsomme arter øker både hos planktoniske krepsdyr og bunnlevende organismer. For en del grupper, spesielt større planktoniske arter, vil imidlertid kalkingen kunne ha indirekte negative effekter gjennom blant annet økt predasjon etter introduksjon av fisk. Undersøkelse før og etter etablering av fiskebestander vil derfor kunne gi nyttig kunnskap om etableringsprosesser hos invertebrater i kalkede innsjøer, og eventuelt i lokaliteter med naturlig forbedret vannkvalitet.

Hensikten med dette prosjektet er å teste om vannkvaliteten i noen utvalgte innsjøer på Sørlandet har bedret seg så mye i de siste årene at sjølreproduserende abborbestander kan reetableres. Det ble satt ut abbor i tre relativt sure innsjøer, mens en fjerde innsjø ble kalket. Samtidig ble planktoniske krepsdyr, litorale krepsdyr og bunndyrsamfunnet brukt til å karakterisere miljøtilstanden i alle forsøkslokalitetene fordi vi ønsket å evaluere næringsgrunlaget for den utsatte fisken.

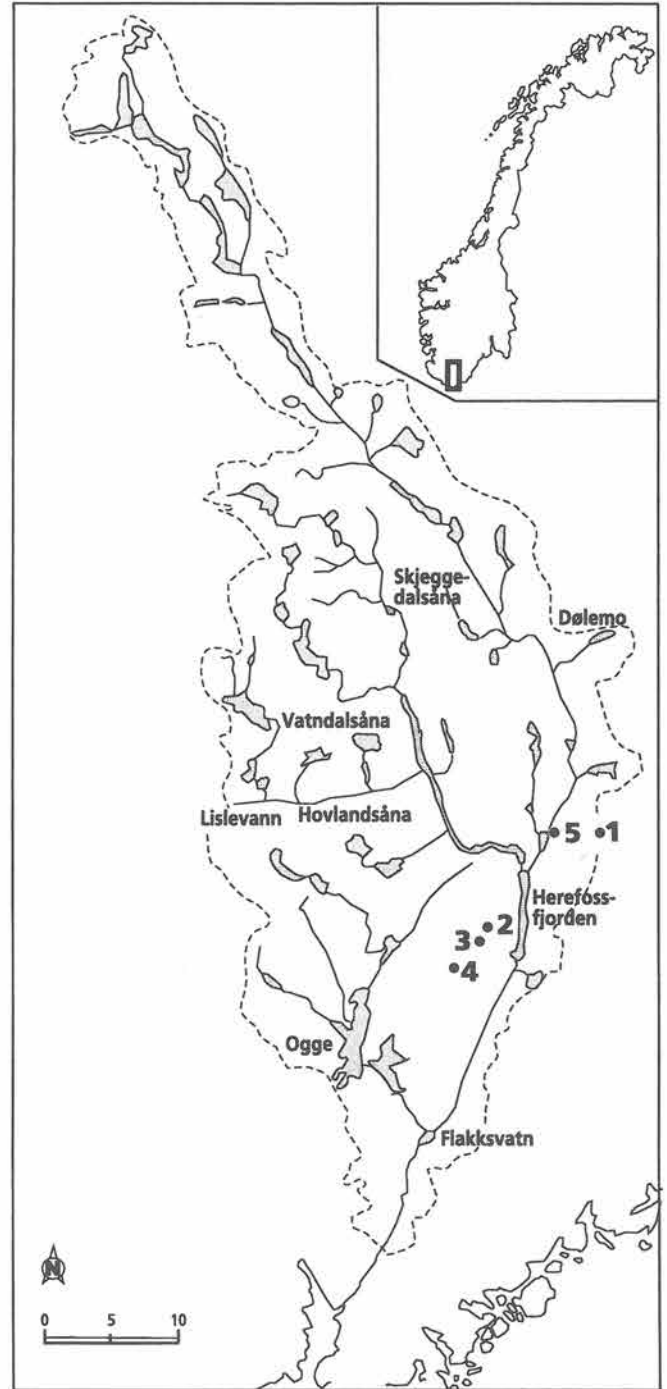
2 Beskrivelse av forsøkslokalitetene

Ved valg av forsøkslokaliteter var det flere krav som måtte oppfylles. For det første måtte det ha vært abbor i innsjøene tidligere, men at bestandene hadde dødd ut på grunn av forsuring. Det skulle heller ikke forekomme andre fiskearter i disse innsjøene i dag da dette kunne påvirke overlevelsen hos utsatt fisk, og deres avkom. Videre burde innsjøene ligge i nær samme geografiske område og høydenivå, og være omtrent like store. Det var også en fordel om de hadde noe forskjellig vannkvalitet slik at vi kunne teste sammenhengen mellom overlevelse /reproduksjon og vannkvalitet. Forsøksområdet ble begrenset til Tovdalsvassdraget i Aust-Agder, og i løpet av høsten 1997 undersøkte vi en rekke innsjøer mht fiske-status og vannkvalitet. Til slutt ble disse fire innsjøene valgt ut: Håndbekktjern, Lølandstjern, Knutetjern og Fiskevatn (**figur 1 & 2, tabell 1**). De tre første lokalitetene ligger i Birkenes kommune, mens Fiskevatn ligger i Froland kommune. Lølandstjern og Håndbekktjern ligger vest for søndre del av Herefossfjorden, mens Knutetjern er lokalisert ca 4 km lenger sør. Fiskevatn ligger øst for nordre del av Herefossfjorden.

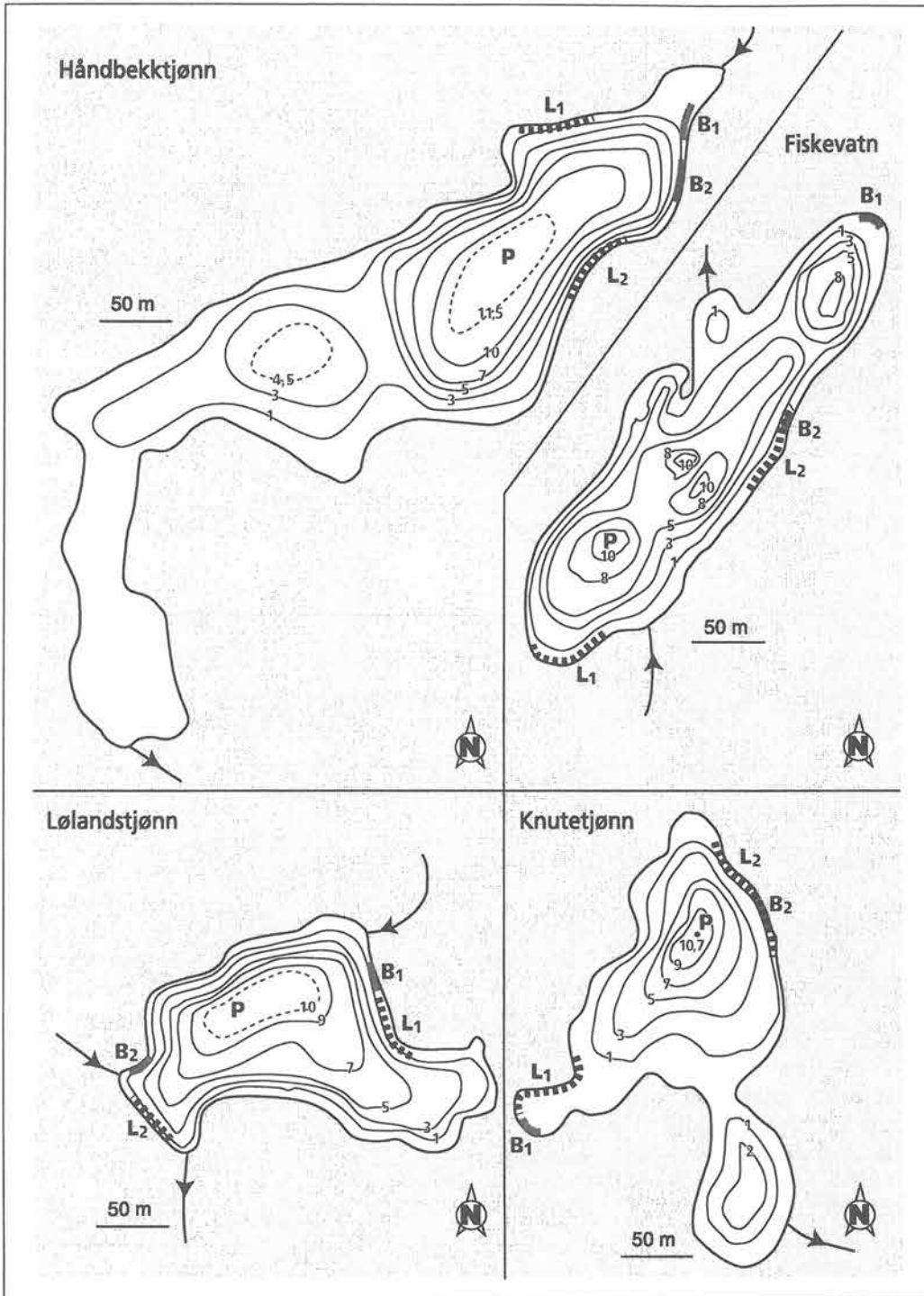
Forsøkslokalitetene varierte i størrelse mellom 2,1 og 3,5 hektar, og de ligger 210-380 meter over havet. Innsjøene hadde nær samme maksimum dyp med en variasjon mellom 10,7 og 11,8 meter (**figur 2**). Innsjøene synes å ha relativt likt temperaturregime idet temperaturen på sommeren og høsten varierte i hovedsak mellom 20 og 23°C (**figur 3**).

Abboren i Fiskevatn og Knutetjern gikk trolig tapt før 1950, mens den døde ut på 1960-tallet i de to andre lokalitetene. Det ble også opplyst at Lølandstjern og Håndbekktjern hadde hatt aure, men at den gikk tapt samtidig med abboren. Under prøvefiske ble det bortsett fra i Knutetjern fanget et fåtall aure i alle innsjøene, samt kanadisk bekkerøye i Håndbekktjern (**tabell 2**). Dette viser at enten har det vært restbestander av aure, eller så har det vært satt ut fisk i seinere år.

Fiskevatn ble valgt som kalkingssjø, og behandlingen ble foretatt i slutten av september i 1997 og 1998. Ut fra størrelse, middeldyp, avrenning og vannkvalitet, ble kalkmengden beregnet til 800 kg. Dette skulle teoretisk heve pH fra rundt 4,8 til 6,0 og innholdet av kalsium fra 0,4 til 2,2 mg/l.



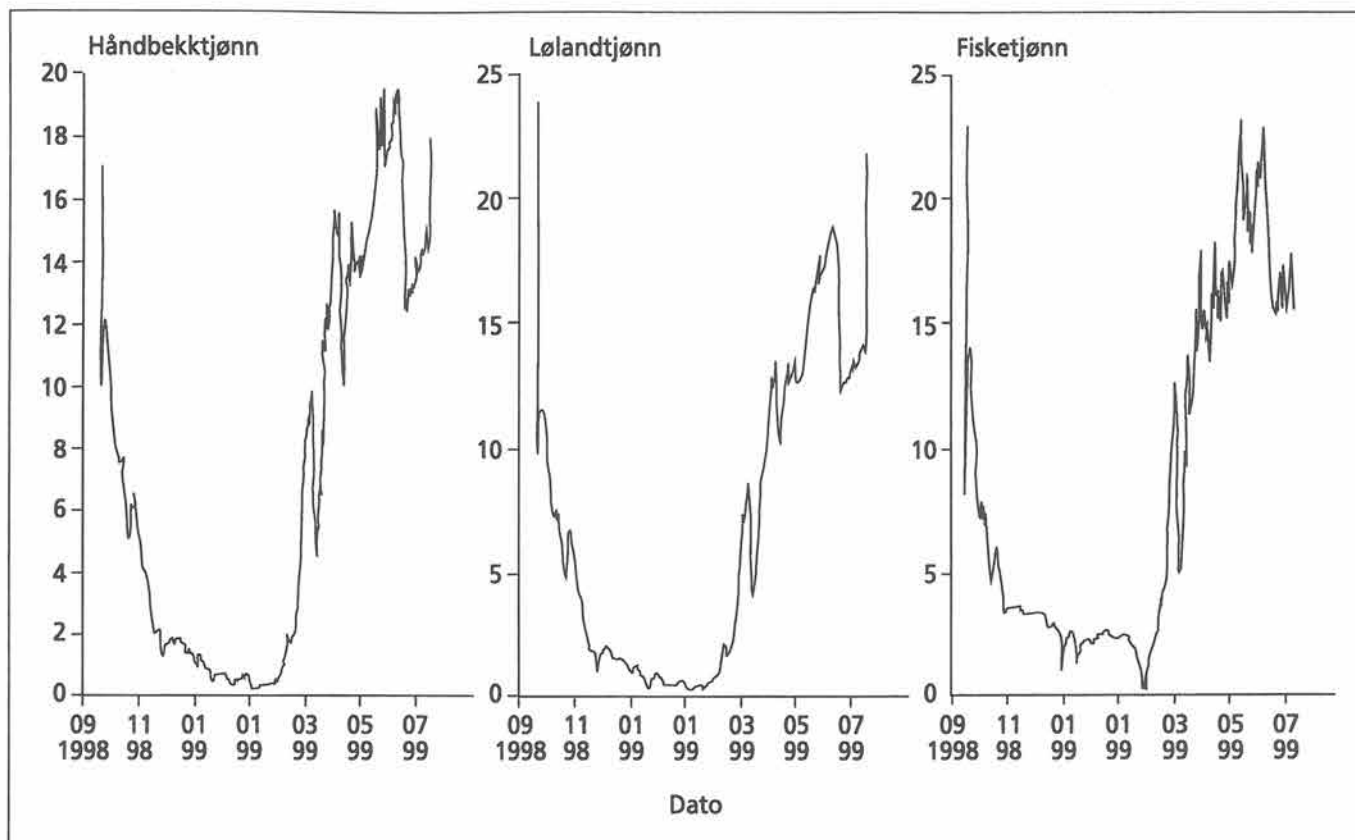
Figur 1. Skisse av Tovdalsvassdraget med nummerering av forsøkslokalitetene fra 1-5 med angivelse av UTM-referansen i parentes: 1 = Fiskevatn (659-864), 2 = Lølandstjern (574-818), 3 = Håndbekktjern (568-811), 4 = Knutetjern (543-787) og 5 = Gauslåtjern (659-865). Lokalitet 1 og 5 ligger på kartblad 1512-II, mens de øvrige er på kartblad 15111-I.



Figur 2. Skisse og dybdeintervall for de fire forsøksvannene med angivelse av sted for prøvetaking av plankton (P), litorale krepsdyr (L₁, L₂) og bunndyr (B₁, B₂). 1 = beskyttet strand, vegetasjon, 2 = eksponert strand.

Tabell 1. Høyde over havet, areal og utsetningsmengden av abbor i antall og per hektar i de fire forsøkslokalitetene i 1997 og 1998. Antall dyr som døde under transport er vist i parentes.

Innsjø	Høyde (m)	Areal (ha)	Antall utsatt i 1997	Antall utsatt i 1998	Antall utsatt totalt	Antall utsatt per ha
Håndbekktjønn	210	3,3	266 (0)	282 (4)	548	166
Lølandstjønn	220	2,1	216 (0)	156 (0)	372	177
Knutetjønn	380	2,5	180 (0)	218 (21)	398	160
Fiskevatn	294	3,5	0 (0)	410 (42)	410	117



Figur 3. Temperaturkurver fra september 1998 til ulike datoer i 1999 i tre av de fire lokalitetene hvor det ble satt ut abbor. I Knutetjern sluttet temperaturloggen å virke i februar 1999, og dataene er derfor utelatt.

Tabell 2. Antall aure og kanadisk bekkerøye fanget i de enkelte innsjøene i 1998 og 1999.

Lokalitet	Aure		Kanadisk bekkerøye	
	1998	1999	1998	1999
Håndbekktjern	2	4	0	2
Lølandstjern	5	6	0	0
Knutetjern	0	0	0	0
Fiskevatn	0	1	0	0
Gauslåtjern	4	19	0	0

3 Metoder

3.1 Vannkjemi

Det ble samlet inn 14-15 vannprøver fra høsten 1997 til høsten 1999 i alle forsøkslokalitetene. Innsamling av prøvene og analysene følger standard prosedyre og metoder ved NINA's vannkjemiske laboratorium (Nøst et al. 2000).

3.2 Krepserprøver

Det ble tatt krepserprøver i alle fem forsøkslokaliteter, og innsamlingen ble foretatt i oktober 1997, i juni, juli og september 1998 og i september 1999. Krepserundersøkelsene er basert på kvalitative håvtrekk fra pelagial- og litoralsonen, samt kvantitative prøver i pelagialen (**figur 2**). Kvalitative prøver er tatt med planktonhåv med maskevidde 90 μm og diameter 30 cm. De pelagiske håvtrekkene ble tatt på innsjøens dypeste punkt, fra bunnen og opp til vannoverflaten. De litorale prøvene er tatt på ca. 0,5 meter dyp ved at håven er trukket like over bunnen. Det ble tatt prøver fra dominerende bunnssubstrat og fra forskjellige typer vannvegetasjon. Ved den kvantitative prøvetakingen i 1998 og 1999 ble det benyttet en rørhenter med volum 5 liter og lengde 1 meter. Det ble tatt to parallelle prøver fra dybdeintervallene 0-5 og 5-10 meter. I hvert intervall ble det tatt prøver fra hver meter (5 stk), og disse prøvene ble slått sammen til ei blandprøve som representerte 25 l vannvolum.

Vannloppene (cladocerene) er artsbestemt ved hjelp av Fløssner (1972) og hoppekrepsartene ved hjelp av Sars (1918) og Kiefer (1978). Nauplier og små copepoditter er ikke artsbestemt. For de kvantitative prøvene ble det beregnet biomasse (mg tørrvekt per m^2) for de enkelte artene basert på forholdet mellom kroppsvekt og kroppslengde (Bottrell et al. 1976, Langeland 1982).

3.3 Bunndyrprøver

Det ble tatt sparkeprøver i rundt ett minutt fra strandnære områder med en rotehåver hver høst, 1997-99 (**figur 2**). Forekomsten av ulike grupper ble kvantifisert slik: 1-10%, 10-30%, 30-50 % og > 50%.

3.4 Utsetting av abbor

Utsetting av abbor ble foretatt i to perioder; høsten 1997 og våren 1998. Fisken ble tatt i Gauslåtjern (230 meter over havet), som ligger nord for Herefossfjorden (**figur 1**). Det var opprinnelig planen å fange abbor med ruser, men rusefiske i september 1997 ga lite fisk. Vi benyttet derfor i hovedsak settegarn på 12,5 og

15,5 mm til fangst av abbor. Etter hvert som fisken ble fanget, ble den satt til oppbevaring i en merd fram til utsetting. I begynnelsen av oktober 1997 ble det satt ut abbor i Lølandstjern, Håndbekktjern og Knutetjern med 1*80-266 individ i hver innsjø (**tabell 1**). På grunn av tidlig islegging ble det ikke foretatt utsetting i Fiskevatn høsten 1997. Det ble målt lengde av all utsatt fisk. Individ som var skadet eller viste tegn til svekkelse ble ikke satt ut. Ingen fisk døde i forbindelse med transporten høsten 1997 (**tabell 1**).

Neste fangstperiode av abbor med ruser og garn i Gauslåtjern var i perioden 10.-14. mai 1998, med utsetting i alle fire forsøksvannene (**tabell 1**). Utsettelsesmaterialet besto av både umoden og kjønnsmoden fisk. Blant de kjønnsmodne individene var det en overvekt av hanner, og blant hunnene hadde allerede en god del gytt. Utsettelsesmengden ble tilpasset størrelsen på hvert tjern. I Håndbekktjern, Lølandstjern og Knutetjern varierte utsettelsestettheten mellom 160-177 individ per hektar. På grunn av manglende utsettinger i Fiskevatn i 1997, ble det satt ut et større antall fisk her våren 1998, men noe færre individ per hektar (117 per hektar) enn i de andre lokalitetene fordelt på to år. Det var relativt høy dødelighet under transporten både til Lølandstjern og Fiskevatn våren 1998 med henholdsvis 8,8 og 9,3 %. All utsatt fisk i både 1997 og 1998 ble merket ved å klippe av høyre bukfinne. Den gjennomsnittlige lengden på den utsatte abbor høsten 1997 og våren 1998 i de enkelte vannene varierte mellom henholdsvis 115-136 og 150-158 mm (**tabell 3**).

Tabell 3. Gjennomsnittlig lengde med standard avvik ($\bar{x}L \pm SD$) hos utsatt abbor i forsøkslokalitetene i 1997 og 1998. N = antall fisk lengdemålt.

År	Lokalitet	$\bar{x}L \pm SD$	N
1997	Håndbekktjern	136 \pm 29	266
1998	Håndbekktjern	151 \pm 19	282
1997	Lølandstjern	115 \pm 28	216
1998	Lølandstjern	158 \pm 16	156
1997	Knutetjern	121 \pm 30	180
1998	Knutetjern	153 \pm 18	218
1998	Fiskevatn	150 \pm 16	410

3.5 Prøvefiske og fiskeprøver

Prøvefiske ble foretatt med Nordisk oversiktsgarn i slutten av september i 1998 og 1999. Disse garnene er 30 meter lange og 1,5 meter dype og består av 12 segmenter med maskevidder fra 5 til 55 mm (Appelberg et al. 1995). Garnene ble satt i følgende dybdeintervaller: 0-3 m, 3-6 og 6-12 m med henholdsvis 3, 2 og 1 garn i hvert dybdeintervall, bortsett fra at det bare ble satt 2

garn på 0-3 m dyp i Fiskevatn i 1999. Fangstutbyttet ble uttrykt som antall individ fanget per 100 m² garnareal per natt (CPUE). I tillegg til de fem forsøkslokalitetene ble Risvatnet som ligger ca 1 km nedstrøms Håndbekktjern prøvfisket høsten 1998. Bakgrunnen for dette var at lokale fiskere rapporterte om merket abbor i tjernet. Det ble tatt lengde, vekt, kjønn og stadium av all fisk som ble fanget ved prøvfiske. Ørestein (otolitt) og gjellelokk ble benyttet ved aldersanalysen. I Gauslåtjern ble det i 1999 fanget 21 abbor som ikke ble aldersbestemt. Lengden på disse individene varierte mellom 105 og 122 mm. Aldersbestemmelse av 36 abbor i samme størrelsesintervall viste at de var ett år gamle, og det var ingen overlapp i størrelse med individ fra andre aldersgrupper. Alderen på de 21 individene som ikke ble aldersbestemt ble derfor satt til ett år.

4 Resultater

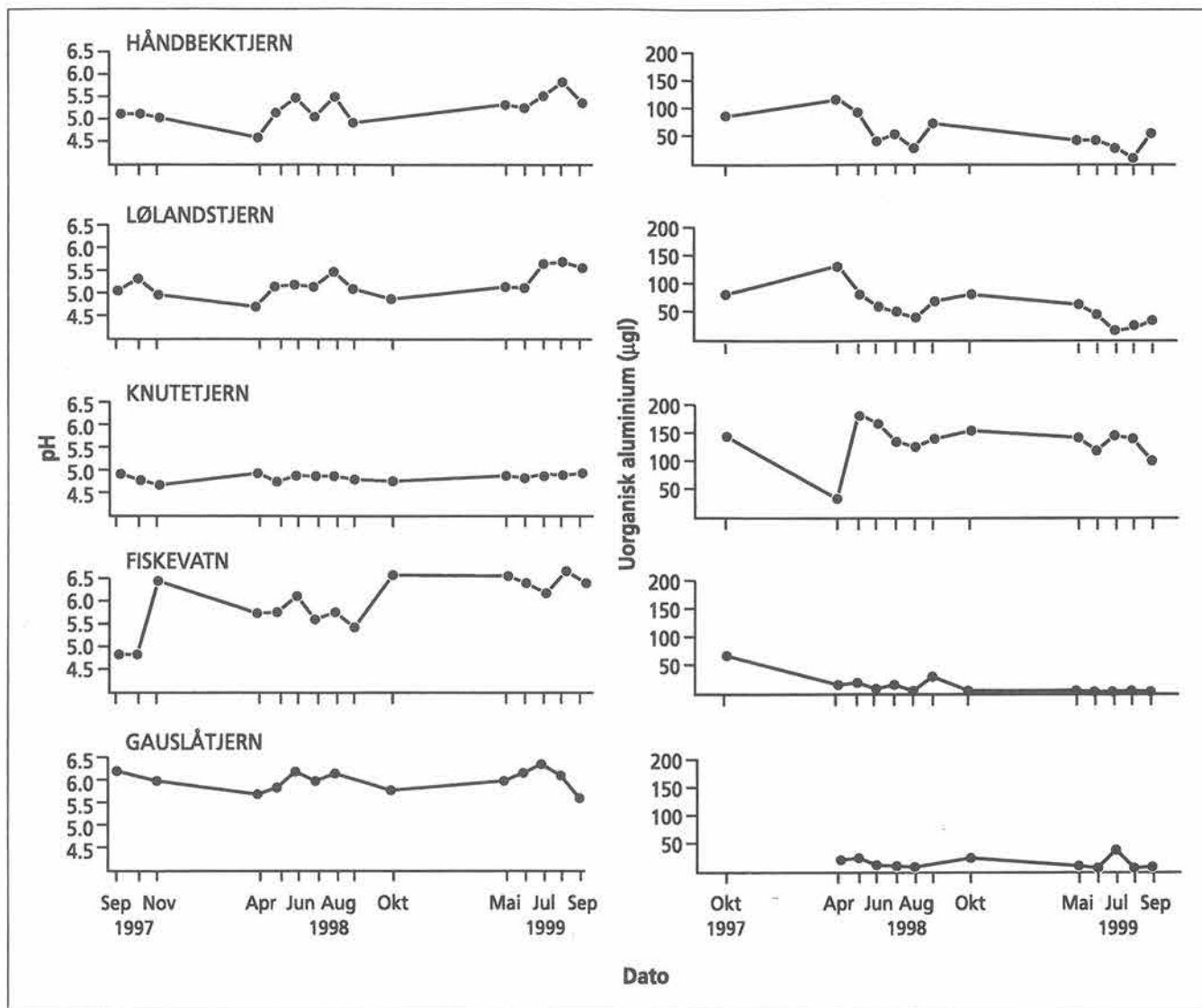
4.1 Vannkjemi

Alle de tre innsjøene som ikke ble kalket var sterkt forsuret (Håndbekktjern, Lølandstjern og Knutetjern). Minimums-verdier for pH og uorganisk labilt aluminium (Al_i) varierte mellom henholdsvis 4,59-4,68 og 118-178 µg/L (**figur 4, vedlegg 1**). I Håndbekktjern og Lølandstjern var vannkvaliteten dårligst på vårparten, i motsetning til på høsten i Knutetjern. Av disse tre innsjøene hadde Knutetjern den mest kritiske vann-kvaliteten med det høyeste innholdet av Al_i. Denne lokaliteten hadde også null alkalitet og de laveste konsentrasjonene av kalsium med et gjennomsnitt på 0,35 mg/l. Den syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var lav med et gjennomsnitt på -28,50 µekv/l (**tabell 4**). Til sammenligning var gjennomsnittlig alkalitet og kalsium i Håndbekktjern og Lølandstjern henholdsvis 15,26 og 17,72 µekv/l og 1,08 og 1,19 mg/l. Også Fiskevatn var kronisk sur før kalking med pH og Al_i på henholdsvis 4,83 og 67 µg/l, målt i september/oktober 1997. Etter kalking var pH og Al_i henholdsvis 5,42-6,67 og 2-30 µg/l. Gauslåtjern hadde en god vannkvalitet, illustrert ved pH (5,58-6,33), Al_i (5-35 µg/l) og ANC (20-55 µekv/l). Alle innsjøene var relativt humøse med gjennomsnittlige TOC verdier på 4,85-5,78 mg/l bortsett fra i Knutetjern (1,71 mg/l). Dette gjenspeiles også av siktedypet som varierte mellom 2,5 og 3,5 m bortsett fra i Knutetjern med 5,0 m. Innholdet av fosfor var lavt i alle innsjøene med 4,2-14,1 µg/l, de høyeste verdiene hadde Lølandstjern (**tabell 5**). Innholdet av jern var derimot relativt høyt med konsentrasjoner fra 154 til 370 µg/l.

4.2 Planktoniske og litorale krepsdyr

Totalt for de fem lokalitetene ble det registrert 24 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps (**vedlegg 2-6**). De fleste artene er vanlig utbredt og er indifferente i forhold til pH, dvs de forekommer i både sure og ikke-sure innsjøer. Typiske survannsindikatorer som for eksempel vannloppene *Alona rustica* og *Acantholeberis curvirostris* samt den cyclopoide hoppekrepsen *Diacyclops nanus* ble registrert. Også arter som indikerer en noe bedre vannkvalitet, som for eksempel vannloppene *Daphnia longispina* og *D. longiremis*, ble påvist.

Flest krepsdyrarter ble påvist i Lølandstjern med totalt 29 arter fordelt på 18 vannlopper og 11 hoppekreps (**tabell 6**). Artsutvalget varierte mellom 12 og 23 arter på de ulike prøvetidspunktene, med høyest antall i oktober 1997 og lavest i juni 1998. Den moderat forsuringsfølsomme arten *D. longispina* var tilstede i samtlige prøver: Det indikerer en relativt gunstig vannkvalitet i Lølandstjern. Arten var også den dominerende vannloppen med størst forekomst i dybdenivået 5-10 m



Figur 4. pH og konsentrasjonen av uorganisk aluminium (Al) målt i ulike perioder i de fem forsøkslokalitetene, 1997-99.

Tabell 4. Gjennomsnittlig verdi ± standard avvik for noen vannkjemiske variabler i forsøkslokalitetene, 1997-99. Resultatene er basert på 11-15 prøver fra hver innsjø bortsett fra for TOC med enten 8 eller 9 prøver.

Lake	pH	Alkalitet µekv/l	Turbiditet FTU	TOC mg/l	Ca mg/l	Sulfat mg/l	Silisium mg/l	Ali µg/l	ANC µekv/l
Håndbekktjern	5,25 ± 0,32	15,26 ± 8,80	1,40 ± 0,40	5,34 ± 1,10	1,08 ± 0,18	3,36 ± 0,38	0,94 ± 0,33	57,88 ± 30,79	8,22 ± 12,51
Lølandstjern	5,21 ± 0,30	17,72 ± 12,03	1,47 ± 0,51	5,78 ± 1,39	1,19 ± 0,22	3,58 ± 0,37	1,11 ± 0,30	60,91 ± 28,52	9,78 ± 17,38
Knutetjern	4,81 ± 0,08	0,00 ± 0,00	1,20 ± 0,64	1,71 ± 0,50	0,35 ± 0,15	2,85 ± 0,40	0,38 ± 0,33	138,34 ± 20,79	-28,50 ± 8,55
Fiskevatn	6,13 ± 0,42	72,92 ± 44,46	1,39 ± 0,71	4,99 ± 0,91	2,04 ± 0,83	2,87 ± 0,41	0,56 ± 0,52	9,38 ± 8,60	60,74 ± 43,56
Gauslåtjern	5,98 ± 0,22	39,02 ± 6,79	0,98 ± 0,37	4,85 ± 0,72	1,58 ± 0,11	3,78 ± 0,39	1,18 ± 0,29	13,66 ± 9,73	35,99 ± 10,19

Tabell 5. Konsentrasjonen av fosfor (Tot-P) og jern (Fe56) i forsøkslokalitetene målt ved hjelp av massepektrofotometer. Rsd angir måleusikkerheten i % *2.

Lokalitet	Fosfor i µg/l		Jern i µg/l	
	Tot-P	Rsd	Fe56	Rsd
Håndbekktjern	10,1	3,4	318,3	4,3
Lølandstjern	14,1	5,4	364,9	5,6
Knutetjern	6,5	2,5	43,0	3,8
Fiskevatn	3,6	4,1	315,9	2,8
Gauslåtjern	4,2	3,2	158,7	4,3

(vedlegg 7). Total planktonbiomasse varierte fra 400 til 900 mg/m² for perioden juni til september 1998. Prøven fra september 1999 viste en biomasse på 1150 mg/m², og av dette utgjorde vannlopper 35-40 % (figur 5). Calanoide hoppekreps, hovedsakelig *Eudiaptomus gracilis*, utgjorde gjennomgående hoveddelen av planktonbiomassen.

I både Gauslåtjern og Håndbekktjern ble det påvist 27 arter, og i begge lokalitetene fordelte de seg med 18 arter vannlopper og 9 arter hoppekreps (tabell 6). Disse to lokalitetene har 12 arter vannlopper og 6 arter hoppekreps felles. Artsutvalget på de ulike prøvetidspunktene varierte mellom 15 og 21 i Gauslåtjern og 12 og 20 i Håndbekktjern (vedlegg 3 & 4). Høyest artsutvalg ble påvist i henholdsvis oktober 1997 og september 1999. *D. longispina* ble registrert i både i Gauslåtjern og i Håndbekktjern, men artens mengdeandel var betydelig større i Håndbekktjern både i litoralen og i pelagialen (vedlegg 8 & 9). Gauslåtjern hadde relativt store mengder av en annen men mindre daphnide, *D. longiremis*. Beregnet planktonbiomasse i Gauslåtjern og Håndbekktjern varierte fra rundt 300 til 1.100 mg/m² med størst variasjonsbredde i Gauslåtjern (figur 5). Vannlopper utgjorde mer enn 70 % av planktonbiomassen i Gauslåtjern med *Holopedium gibberum* som dominerende art og med hovedtyngde i dybdenivået 5-10 m (vedlegg 8). Av øvrige arter var hoppekrepsen *Cyclops scutifer* den mest vanlige i Gauslåtjern. I Håndbekktjern dominerte calanoide hoppekreps (*E. gracilis*) i planktonet. I september 1999 var imidlertid innslaget av *D. longispina* betydelig, særlig på 5-10 m dyp (vedlegg 9).

I Fiskevatn ble det påvist 21 krepsdyrarter fordelt på 14 vannlopper og 7 hoppekreps. Artsutvalget varierte mellom 11 og 16 på de ulike prøvedatoene (vedlegg 5). At *Daphnia* spp. manglet i planktonprøvene, samt at forsursindikatorerne *A. rustica*, *A. curvirostris* og *D. nanus* forekom, indikerer forsurspåvirkning. *C. scutifer*, som er en vanlig forekommende art i de fleste typer innsjøer, ble ikke registrert. Planktonbiomassen varierte mellom 250 og 400 mg/m², stort sett med dominans av vannloppene *Bosmina longispina*, *H. gibberum* og

Diaphanosoma brachyurum. Det har ikke skjedd noen klare endringer i artssammensetning av verken planktoniske eller litorale krepsdyr i Fiskevatn i perioden 1997-99. Derimot var mengdefordelingen i planktonet i september 1998 og 1999 ulik. I september 1998 utgjorde calanoide hoppekreps (*E. gracilis*) nær 70 % av biomassen, mens vannlopper (*B. longispina*) utgjorde 85 % i september 1999 (figur 5, vedlegg 10). *Daphnia* sp. ble registrert i mageprøver fra abbor i 1999.

Knutetjern skilte seg ut med klart færrest antall krepsdyrarter (15), fordelt på 8 vannlopper og 7 hoppekreps (tabell 6). Artsutvalget varierte mellom 5 og 10 på de ulike prøvedatoer (vedlegg 6). Ingen daphnider ble registrert, mens survannindikatorerne *A. rustica* og *D. nanus* var til stede. *C. scutifer* ble ikke registrert i Knutetjern. Planktonet var dominert av *E. gracilis*, mens vannloppene *B. longispina* og *D. brachyurum* utgjorde en vesentlig del av biomassen da planktonmengden var størst i juli 1998 (vedlegg 11). Planktonbiomassen var generelt lav til moderat og varierte mellom 55 og 580 mg/m² (figur 5). Antall arter krepsdyr, artssammensetning og totale mengden planktonkreps i Knutetjern er typisk for sterkt forsurede innsjøer.

4.3 Bunndyr

Bunndyrsamfunnet karakteriseres ved få og dominerende forsuringstolerante grupper (vedlegg 12). De fire mest vanlige gruppene var øyenstikkere (Odonata), fjærmygg (Chironomidae), vårflyer (Trichoptera) og buksvømmere (Corixidae). Buksvømmere, som utgjorde en dominerende andel både i de tre sure innsjøene og i den kalka lokaliteten, ble imidlertid ikke påvist i innsjøen med best vannkvalitet (Gauslåtjern). Av forsursfølsomme grupper ble det påvist små mengder muslinger i Håndbekktjern (1998 og 1999) og Lølandstjern (1999), samt snegl i Gauslåtjern (1997).

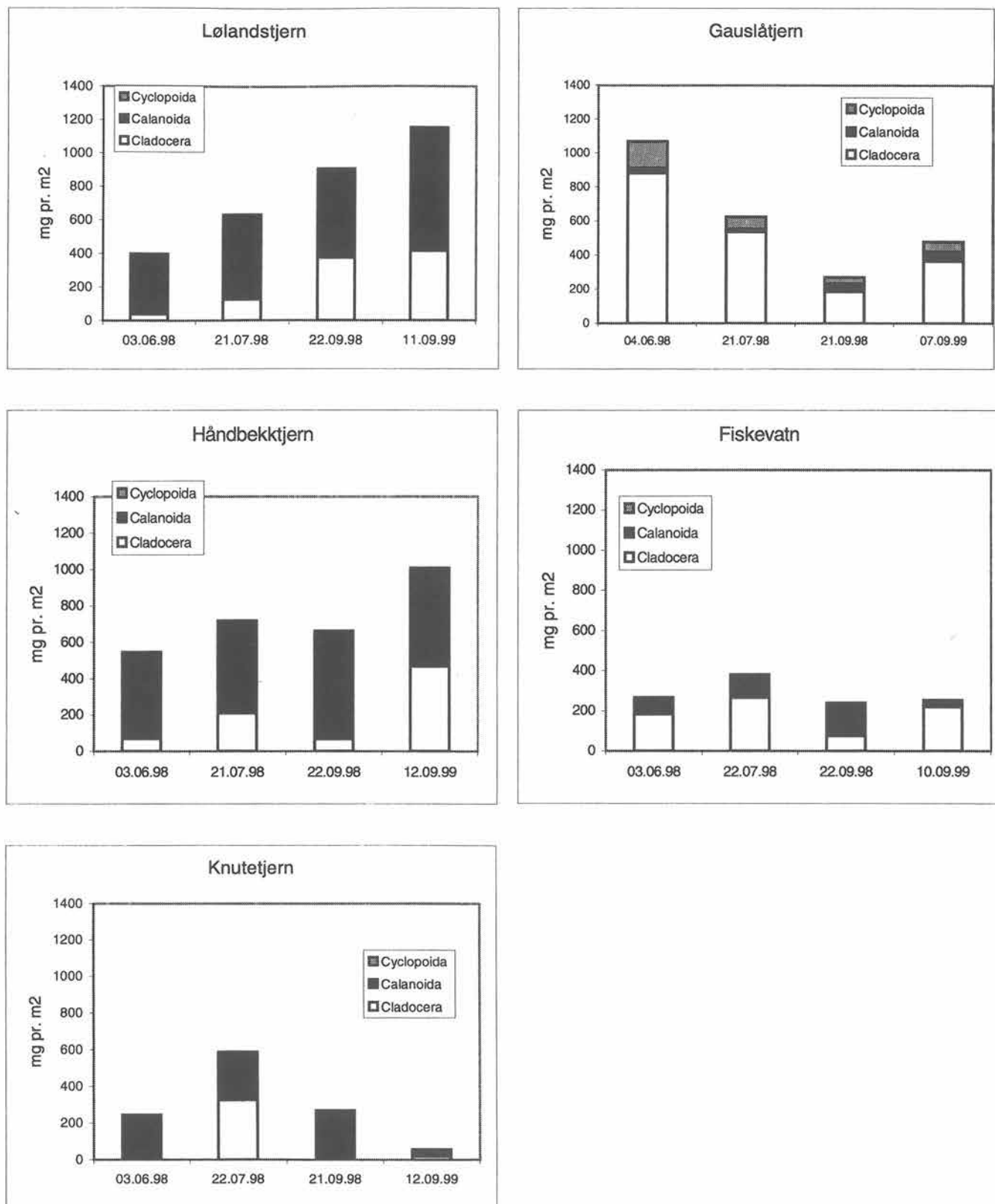
4.4 Fisk

4.4.1 Fangstutbytte og aldersfordeling

Blant de tre ikke-kalka innsjøene ble det bare gjenfanget en utsatt abbor; nemlig i Håndbekktjern i 1998 (tabell 7). I denne innsjøen reproduserte den utsatte abboren våren 1999 idet det ble fanget 18 yngel ved prøvofiske samme høst (CPUE = 6,7). Det var følgelig negativt resultat både med hensyn til overlevelse av utsatt fisk og reproduksjon i både Lølandstjern og Knutetjern. I den kalka lokaliteten (Fiskevatn) var fangstutbyttet av utsatt abbor i 1998 og 1999 henholdsvis 49 og 19 individ, tilsvarende CPUE på 18,1 og 8,4. I denne innsjøen hadde abboren gytt både våren 1998 og 1999, og det ble fanget henholdsvis 87 (CPUE = 32,2) og 119 yngel (CPUE = 52,9) i de to årene. Det totale fangstutbyttet av abbor i Fiskevatn uttrykt i CPUE i 1998 og 1999 var

Tabell 6. Krepssdyrarter basert på planktoniske og litorale prøver i de fem forsøksinnsjøene, 1997-99.

Lokalitet	Lølandstjern	Gauslåtjern	Håndbekktjern	Fiskevatn	Knutetjern
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	X
Sida crystallina	x	x	x	x	x
Polyphemus pediculus	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x
Acroperus harpae	x	x	x	X	x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Eurycerus lamellatus	x	x	x	x	
Holopedium gibberum	x	x	x	x	
Chydorus sphaericus	x	x	x	x	
Scapholeberis mucronata	x	x	x	x	
Alona guttata	x		x		x
Alona rustica	x	x		x	x
Alona affinis	x	x			
Ceriodaphnia quadrangula	x	x		x	
Daphnia longispina	x	x	x		
Daphnia longiremis		x			
Peracantha truncata	x	x	x		
Acantholeberis curvirostris	x		x	x	
Alonella exisa	x		x	x	
Alonella nana			x		
Leptodora kindtii		x			
Bythotrephes longimanus		x			
Graptoleberis testudinaria			x		
Simocephalus vetula			x		
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Macrocyclops albidus	x	x	x	x	x
Megacyclops viridis	x	x	x	x	x
Eucyclops serrulatus	x	x	x	x	x
Cyclops scutifer	x	x	x		
Hetercope saliens	x		x	x	
Mesocyclops leuckarti	x	x			x
Megacyclops gigas	x	x			
Eucyclops denticulatus	x		x		
Acanthocyclops capillatus		x			
Acanthocyclops robustus			x	x	
Acanthocyclops sp.	x	x	x	x	x
Diacyclops nanus	x		x	x	x
Antall vannlopper	18	18	18	14	8
Antall hoppekreps	11	9	9	7	7
Antall arter krepssdyr totalt	29	27	27	21	15



Figur 5. Biomasse (mg tørrvekt per m²) av planktoniske krepdyr i de ulike lokaliteter i 1998 og 1999, med fordeling på hovedgruppene vannlopper (Cladocera), calanoide hoppekreps (Calanoida) og cyclopoide hoppekreps (Cyclopoida).

Tabell 7. Fangstutbyttet per 100 m² garnareal (CPUE) og antall abbor fanget i de enkelte innsjøene (N) i 1998 og 1999.

År	Lokalitet	0-3 m dyp		3-6 m dyp		6-12 m dyp		Totalt	
		CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N
1998	Håndbekktjern	0,7	1	0	0	0	0	0,4	1
1999		13,3	18	0	0	0	0	6,7	18
1998	Lølandstjern	0	0	0	0	0	0	0	0
1999		0	0	0	0	0	0	0	0
1998	Knutetjern	0	0	0	0	0	0	0	0
1999		0	0	0	0	0	0	0	0
1998	Fiskevatn	85,2	115	22,2	20	2,2	1	50,3	136
1999		157,8	142	13,3	12	0	0	68,4	154
1998	Gauslåtjern	74,1	100	1,1	1	0	0	37,4	101
1999		57,0	77	8,9	8	0	0	31,5	85

henholdsvis 50,3 og 68,4. I 1999 ble det fanget 14 ettåringer, dvs individ fra 1998-årsklassen.

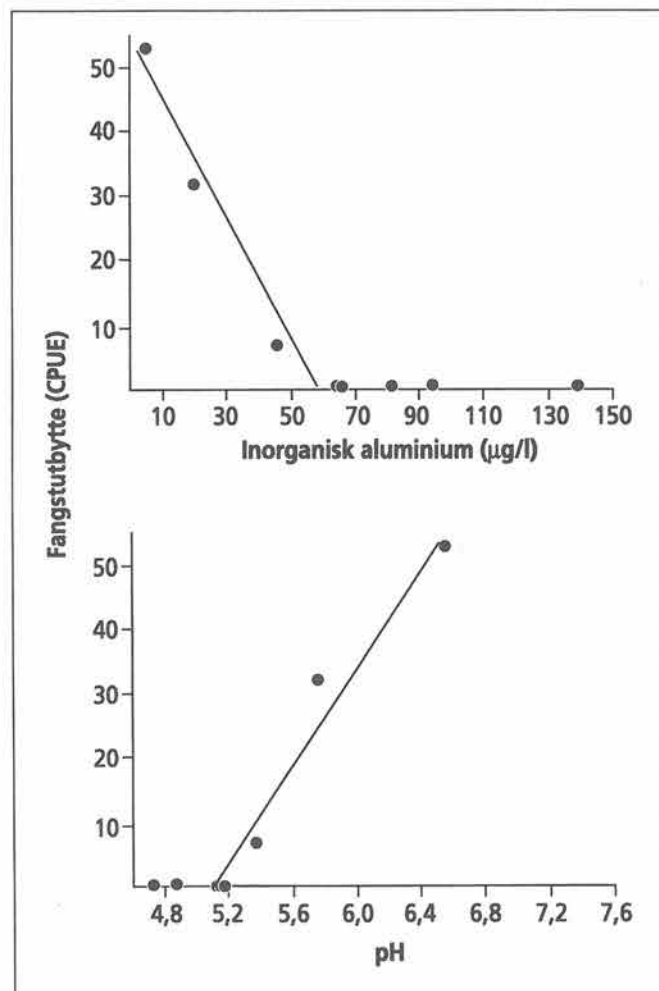
Det var en signifikant lineær sammenheng mellom fangsten av yngel i september (CPUE) i de enkelte innsjøene og vannkvaliteten i mai, både mht Al_i ($F_{1,2}=43,38$, $R^2=0,934$, $p<0,05$) og pH ($F_{1,2}=47,42$, $R^2=0,939$, $p<0,05$) (figur 6). Vannkvaliteten i mai ble valgt fordi vi antar at abborren klekker i den måneden. Teoretisk skjer det er en total reproduksjonssvikt hos abbor når pH er < 5,15 og Al_i > 60 µg/l.

Fangstutbyttet av abbor i Gauslåtjern var lavere enn i Fiskevatn både i 1998 (CPUE = 37,4) og 1999 (CPUE = 31,5). Dette skyldes at Gauslåtjern hadde et betydelig mindre innslag av rekrutter enn Fiskevatn (tabell 8). I 1999 ble det ikke fanget årsyngel i Gauslåtjern. Derimot var innslaget av ettåringer relativt stort (n = 57).

Prøvefiske i Risvatn høsten 1998 ga 8 abbor. Alle individene var finneklippet på samme måte som de som var satt ut i Håndbekktjern oppstrøms Risvatn. Dette tyder på at disse individene har vandret nedover fra Håndbekktjern.

4.4.2 Ernæring

I Gauslåtjern hadde abborren spist flere grupper næringsdyr enn fisken i de andre lokalitetene. Myggpupper og gelékreps (*H. gibberum*) utgjorde det meste av dietten, mens abborren i de andre lokalitetene hadde spist svært lite eller ingen av disse næringsdyrene (tabell 9). Dette var også tilfelle ved en tilsvarende sammenligning av dietten hos aure (tabell 10). *Daphnia* spp. ble bare registrert i mager hos abbor og aure i Gauslåtjern, og hos abbor i Fiskevatn. Det ble for øvrig ikke registrert noen daphnider i planktonprøvene fra Fiskevatn.



Figur 6. Sammenhengen mellom fangstutbytte av abbor yngel (CPUE) i de enkelte innsjøene og uorganisk aluminium (Al_i) og pH i mai måned. Sammenhengen kan beskrives med disse to ligningene: $CPUE = 52,984 - 0,897 Al_i$ og $CPUE = -192,92 + 37,82 pH$. Regresjonene baserer seg på fire punkter: tre punkter med CPUE > 0 og ett punkt med CPUE = 0 og når vannkvaliteten var gunstigst.

Tabell 8. Gjennomsnittlig lengde \pm standard avvik hos abbor i ulike aldersgrupper i Håndbekktjern, Fiskevatn og Gauslåtjern i 1998 og 1999. Antall fisk i parentes.

Alder	Håndbekktjern		Fiskevatn		Gauslåtjern	
	1998	1999	1998	1999	1998	1999
0+		89 \pm 6 (18)	70 \pm 5(87)	94 \pm 12 (119)	76 \pm 9 (19)	
1+				161 \pm 15 (14)	135 \pm 9 (32)	122 \pm 7 (57)
2+			168 \pm 12 (3)		136 \pm 9 (11)	153 \pm 9 (8)
3+			181 \pm 12 (13)	178 \pm 0 (1)	168 \pm 19 (20)	166 \pm 7 (4)
4+			186 \pm 7 (8)	190 \pm 13 (5)	165 \pm 0 (1)	179 \pm 8 (5)
5+			172 \pm 19 (2)	210 \pm 0 (1)	175 \pm 17 (5)	189 \pm 0 (1)
6+			193 \pm 9 (5)	229 \pm 0 (1)	163 \pm 11 (3)	162 \pm 0 (1)
7+	217 \pm 0 (1)		182 \pm 10 (9)	210 \pm 17 (3)	162 \pm 12 (6)	173 \pm 4 (3)
8+			200 \pm 17 (7)	208 \pm 19 (7)	173 \pm 15 (4)	173 \pm 5 (2)
9+			194 \pm 0 (1)	213 \pm 0 (1)		181 \pm 9 (4)
10+			182 \pm 0 (1)	233 \pm 30 (2)		

Tabell 9. Sammensetning av dietten hos abbor i Ristjern, Håndbekktjern, Gauslåtjern, Fiskevatn og Lølandstjern høsten 1998 og 1999. l = larver, p = pupper, ad = adulte. Antall mager analysert er angitt nederst.

Næringsdyr	Ristjern	Håndbekktjern		Gauslåtjern	Fiskevatn		Lølandstjern
	1998	1998	1999	1999	1998	1999	1998
Overflateinsekter							46,1
Mygg, p.	13,5			21,2	1,5	1,4	7,5
Fjærmygg, l.			0,5	7,2	0,8	3,4	
Svevemygg, l.		93,1		1,5			
Vårflue, l.			15,8	2,4	4,0	15,5	26,8
Døgnflue, l.	0,1		7,7		0,1	0,4	2,6
Mudderflue, l.				10,0	16,5	27,0	
Øyenstikker, l.	86,4	6,1	11,7	5,0	51,1	7,6	8,4
Buksvømmer, ad.		0,8			1,0		7,2
Div. bunndyr			0,7				1,4
<i>Daphnia</i> sp.				6,1		+	
<i>B. longispina</i>			0,1	4,8	5,4	20,6	
<i>S. crystallina</i>			52,3			+	
<i>H. gibberum</i>				30,7		4,4	
Linsekreps			8,8	4,9	10,3	4,0	
Hoppekreps				0,2	9,2	12,2	
Div. dyreplankton			2,4	6,0	0,1	3,5	
Antall mager	2	2	13	20	20	20	4

Av bunndyr var svevemygg og larver av vårfluer, mudderfluer og øyenstikkere de viktigste næringsdyrene for fisken i de undersøkte vannene. Larver av øyenstikkere utgjorde en relativt stor andel av dietten hos abbor i alle lokalitetene. Denne gruppen var også

svært vanlig i bunndyrprøvene (**vedlegg 12**). Buksvømmere utgjorde lite av dietten hos både abbor og aure på høsten da prøvene ble samlet inn. En kan ikke utelukke at denne gruppen har større betydning som næringsdyr i andre perioder av året.

Tabell 10. Sammensetning av dietten hos aure i Håndbekktjern, Gauslåtjern, Fiskevatn og Lølandstjern i 1998 og 1999. l = larver, p = pupper, ad = adulte. Antal mager analysert er angitt nederst.

Næringsdyr	Håndbekktjern	Gauslåtjern	Fiskevatn		Lølandstjern
	1999	1999	1998	1999	1999
Overflateinsekter		19,8			
Mygg, p.	0,4	44,4			68,9
Fjærmygg, l.	2,3	0,3			
Svevemygg, l.	97,2	13,1			12,8
Vårflue, l.		10,4	25,6	100	18,3
Døgnflue, l.					
Mudderflue, l.					
Øyestikker, l.			45,7		
Buksvømmer, ad.					
Div. bunndyr					
<i>Daphnia</i> sp.	0,1	6,1			
<i>B. longispina</i>		+	18,4		
<i>B. longimanus</i>		2,0			
<i>H. gibberum</i>		1,7			
Linsekreps		2,1	3,5		
Hoppekreps			6,4		
Div. dyreplankton			0,3		
Antall mager	3	14	4	1	2

5 Diskusjon

Vannkvaliteten i innsjøer på Sørlandet synes fortsatt å være for dårlig til at abbor kan reetableres i noen særlig grad. I de ikke-kalka forsøkslokalitetene var laveste pH og høyeste innhold av uorganisk aluminium (Al_i) henholdsvis rundt 4,6-4,7 og 118-178 µg/l.

Blant de tre sure innsjøene ble det bare påvist rekruttering hos abbor i Håndbekktjern. Reproduksjon ble imidlertid bare registrert i 1999, altså ikke i 1998. Det har trolig vært relativt høy dødelighet blant yngelen i 1999, for antall individ som ble fanget ved prøvofiske var 5-7 ganger lavere enn i den kalka lokaliteten (Fiskevatn). At abboten reproduserte i Håndbekktjern i 1999 og ikke i 1998 har trolig sammenheng med variasjoner i vannkvaliteten, idet minimum pH og maksimum Al_i i mai 1998 og 1999 var henholdsvis 5,15 og 94 µg/l, og 5,36 og 46 µg/l. I Fiskevatn var pH og Al_i på samme tid henholdsvis 5,76 og 19 µg/l, og 6,57 og 5 µg/l.

Vi fant en signifikant sammenheng mellom rekrutteringsstyrken hos abbor i de enkelte innsjøene og vannkvaliteten på våren. Teoretisk skjer det en total reproduksjonssvikt hos abbor når pH er < 5,15 og Al_i > 60 µg/l på våren. Manglende tilslag og reproduksjon hos den utsatte abboten er derfor i overensstemmelse med eksperimentelle forsøk som viser høy dødelighet hos egg og yngel like etter klekking ved pH under 5,0-5,5 (Runn et al. 1977).

En del av den utsatte abboten i Håndbekktjern ble gjenfanget i Risvatn, som ligger ca 1 km lenger nede i vassdraget. Denne utvandringen skyldes trolig en unnvikelsesadferd i forhold til surt vann, et fenomen som er registrert hos flere fiskearter. Eksempelvis er det vist at blant to årsklasser av bekkerøye i en kalket innsjø i Adirondacks, USA, vandret henholdsvis 50 og 65 % ut etter ett raskt pH-fall fra 6,5 til 5,0 (Gloss et al. 1989).

Reetablering av abbor i forsursingsområder vil i de fleste tilfeller måtte skje ved utsettinger fordi fysiske hindringer stopper naturlig innvandring. Det er imidlertid også eksempler på naturlig innvandring etter en bedring av vannkvaliteten. I Herefossfjorden i Tovdalsvassdraget ble det antatt at abboten ble borte rundt 1975, men den begynte å etablere seg i innsjøen 10 år seinere (Kleiven 1997). Dette skyldes enten at det var en restbestand av abbor i innsjøen eller at den har vandret inn fra andre innsjøer i vassdraget. Etableringen av abbor i Herefossfjorden har trolig sammenheng med at vannkvaliteten i Tovdalsvassdraget har bedret seg i løpet av de siste 15-20 årene (SFT 1999). Tovdalsvassdraget er nå kalket, og det har vært en kraftig økning i flere abborbestander her (Nøst 2000).

Forsøkene med å reetablere abbor var altså for det meste mislykket i de innsjøene som inngikk i dette prosjektet. Det må likevel presiseres at disse lokalitetene hadde en marginal vannkvalitet. En kan derfor ikke utelukke at det finnes innsjøer med tapte abborbestander som har en så bra vannkvalitet at reetablering allerede kan være mulig. Dette kan gjelde innsjøer hvor abboten har gått tapt relativt nylig.

Totalt ble det registrert 36 arter av planktoniske og litorale krepsdyr i de fem undersøkte innsjøene. Antall arter varierte mellom 15 og 29 for enkeltlokaliteter. Variasjoner i antall arter kan foruten forsuringssituasjonen, blant annet skyldes forskjeller i vannvegetasjonens utforming (litorale krepsdyr), innsjøens areal og fiskepredasjon (Schartau et al. 1997a). Geografisk beliggenhet synes imidlertid å være av underordnet betydning da lokalitetene ligger innenfor samme vassdrag og innenfor en begrenset høydegradient. Basert på dominansforhold og sammensetning av arter ble det registrert varierende grad av forsuringsskader i de undersøkte innsjøene. For uten to arter *Daphnia* (*D. longispina* og *D. longiremis*) er de registrerte artene enten arter som finnes i de fleste typer innsjøer og som regnes som forsuringstolerante (eks. *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Alonopsis elongata*, *Eudiaptomus gracilis*) eller arter som er typisk for sure innsjøer og som synes å bli begunstiget av mindre konkurranse fra andre arter (*Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica*, *Diacyclops nanus*). Ingen av de litorale artene som ble registrert er spesielt pH-sensitive.

D. longispina ble registrert i Gauslåtjern, Lølandstjern og Håndbekktjern og var dominerende vannloppe i de to sistnevnte lokalitetene. Arten er relativt sensitiv for predasjon og vil sjelden dominere i planktonet dersom innsjøen har en tett bestand av planktonspisende fisk (eks. mort, sik, røye). *D. longiremis*, som kun ble registrert i Gauslåtjern, er en mindre art og derfor mer tolerant for fiskepredasjon. Det er første gang denne arten, som primært har en østlig utbredelse, er registrert i Tovdalsvassdraget (se Schartau et al. 1997b). Daphnidene finnes vanligvis i lave tettheter og/eller kun sporadisk når pH < 5,0 og tilstedeværelse av *Daphnia* spp., vil som oftest indikere god vannkvalitet (Schartau et al. 1997a, Schartau et al. 2000). Humus har imidlertid en positiv effekt på artsantallet i sure innsjøer (Hobæk & Raddum 1980, Schartau et al. 1997a). Det er også vist at *Daphnia* spp. kan overleve i sure innsjøer (pH < 5,0), gitt at humusinnholdet er tilstrekkelig høyt. De undersøkte innsjøene er alle, med unntak av Knutetjern, svært humuspåvirket. At dette krepsdyret ble funnet i mageprøver hos fisk og ikke i planktonprøvene i Fiskevatn, tyder på at arten er i ferd med å rekolonisere denne lokaliteten. Det er sannsynligvis et resultat av bedre vannkvalitet etter kalking.

E. gracilis var dominerende hoppekreps i samtlige innsjøer; i Gauslåtjern sammen med *C. scutifer*. Det er tidligere vist av *C. scutifer*, som er en planktonisk art

med vid utbredelse, har redusert fekunditet i surt vann og vanligvis finnes kun ved lave tettheter når pH < 4,8 (Sandøy & Nilssen 1987). Arten ble kun registrert i Gauslåtjern (dominerende) og i Håndbekktjern (små mengder).

Med unntak av referansesjøen (Gauslåtjern) må de undersøkte lokalitetene betraktes som moderat til meget sterkt forsuringsskadet. Mest forsuringsskadet er Knutetjern og Fiskevatn, men to år etter kalking er det svake indikasjoner på positive endringer i sistnevnte innsjø.

Blant bunndyrene var buksvømmere, svevemygg og larver av vårfluer, mudderfluer og øyestikkere viktige næringsdyr for fisken i de undersøkte vannene. Buksvømmere ble ikke påvist i dietten hos verken aure eller abbor i Gauslåtjern. Svevemygg- og mudderfluelarver er forsuringstolerante grupper, men er følsomme for fiskepredasjon (Walseng et al. 1995). Larver av øyestikkere var også svært vanlige i bunndyrprøvene. Stor tetthet av øyestikkere er vanlig i sure innsjøer ettersom de ikke påvirkes negativt av lav pH (Kroglund 1992). Buksvømmere kan bli påvirket indirekte på en positiv måte ved en forsuring ved at fisk forsvinner og predasjonspresset blir borte (Kroglund 1992). Dette er trolig årsaken til at denne gruppen ikke ble påvist i Gauslåtjern, som har stedege bestander av aure og abbor, i tillegg til ål.

Vi konkluderer med at mange innsjøer på Sørlandet fortsatt er for sure til at abbor kan overleve og reprodusere. Det er derfor nødvendig å kalke for å opprettholde abbor-bestander i de mest forsuringsskadede områdene av landet. Kalking og introduksjon av abbor i mindre vann vil raskt gi høstbare bestander. Det vil trolig også bli behov for kalking i lang tid framover. Modellberegninger basert på vannkvaliteten i Tovdalsvassdraget viser at gitt de reduksjoner i svovel og nitrogen som er forventet i løpet av de neste årene, vil det likevel ta nærmere 50 år før dagens krav til kalking er redusert med 65 % (Wright 2000).

Nærmere 1.000 abborbestander her i landet er tapt som følge av forsuring (Hesthagen et al. 1999). Følgelig står vi framfor et omfattende reetableringsarbeid når vannkvaliteten blir tilfredsstillende.

6 Litteratur

- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, Raitaniemi, J. & Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. - *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 401-406.
- Baker, J. 1990. Effects of acidification on fish. - s. 136-184 i: State of science and state of technology: Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. SOS/t Report No 13. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, DC.
- Bergquist, B.C. 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. - *Nordic J. Freshw. Res.* 66: 50-62.
- Christophersen, N., Neal, C. & Mulder, J. 1990. Reversal of stream acidification at the Birkenes catchment, southern Norway: predictions based on potential ANC changes. - *J. Hydrol.* 116: 77-84.
- Gloss, S.P., Schofield, C.L., Spateholts, R.L. & Plonski, B.A. 1989. Survival, growth, reproduction, and diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) stocked into lakes after liming to mitigate acidity. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 277-286.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. & Brakke, D.F. 1988. Lake acidification in Norway: present and predicted chemical status. - *Ambio* 17: 259-266.
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B.O., Traaen, T.S. & Sevaldrud, I.H. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. - *Ambio* 18: 314-321.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. - *Ambio* 28: 112-117.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. - Rapport IR 75/80, SNSF-prosjektet. 132 s.
- Kleiven, E. 1995. Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. - s. 108-117 i Romuldstad, A.J., red. Overvåking av større prosjekter. Årsrapport 1993. DN-Notat 1995-2.
- Kleiven, E. 1997. Tap og rekolonisering av ulike fiskearter i Herefossfjorden, Tovdalsvassdraget, i perioda 1970-1996. - NIVA- Rapp.3724-97: 1-21.
- Kroglund, F. 1992. Bunndyrundersøkelser i Fjorda I: Kalking i vann og vassdrag. - FoU-årsrapport 1990. DN-notat 1992-4:106-111.
- Nøst, T. 2000. Tovdalsvassdraget. Innlandsfisk. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 1999. - DN-notat 2000-2: 110-113.
- Nøst, T., Schartau, A.K., & Daverdin, R.H. 2000. Kjemisk overvåking av norske vassdrag – Elveserien 1999. - NINA Oppdragsmelding 655: 1-48.
- Pavlov, D.S. 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. - *FAO Fish. Tech. Rep.* 308 s.

- Runn, R., Johansson, N. & Milbrink, G. 1977. Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis* L. - *Zoon* 5: 115-125.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 76: 236-255.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. - *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 997-1002.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Halvorsen, G., Faafeng, B., Løvik, J.E., Nøst, T., Solheim, A.L. & Walseng, B. 1997a. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr - naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. - NINA Temahefte 14: 1-58.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A. & Walseng, B. 1997b. Forventede effekter av kalking på planktoniske og litorale krepsdyr. - s. 77-85 i Aagaard, K. & Framstad, E., red. Kalking og effekter på akvatiske invertebrater. Referat fra consencus-møte i Selbu 7.-8. januar 1997. DN-utredning 1997-5..
- Schartau, A.K.L., Walseng, B., Nøst T. & Halvorsen, G. 2000. Freshwater crustaceans as monitors of long-range transported air pollutants. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27 (I trykk).
- Sevaldrud, I.H. & Skogheim, O.K. 1986. Changes in fish populations in southernmost Norway during the last decade. - *Water, Air and Soil Pollut.* 30: 381-386.
- SFT 1994 (Statens forurensningstilsyn). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. - Statlig program for forurensningsovervåking, Rapp. 583/94.
- SFT 1999 (Statens forurensningstilsyn). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. - Statlig program for forurensningsovervåking, Årsrapport – Effekter 1998. Rapp. 781/99: 1-240.
- Skjelkvåle, B. L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification; results from national surveys of lakewater chemistry 1986-1997. - *Hydrol. and Earth System Sci.* 2: 555-562.
- Wright, R.F. 2000. Use of the dynamic model MAGIC to predict recovery following implementation of the Oslo and Gothenburg protocols. - *Water, Air and Soil Pollut.* (I trykk).
- Wright, R.F., Lotse, E. & Semb, A. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. - *Nature* 334: 670-675.
- Walseng, B., Raddum, G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge - Invertebrater. - DN-Utredning 1995-6: 1-65.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T. & Manø, S. 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel. - Statlig program for forurensnings-overvåking, Rapp. 797/00: 1-146.

Vedlegg 2

Planktoniske og litorale krepsdyr i Lølandstjern i 1997-99.

Dato	07.10.97	03.06.98	21.07.98	22.09.98	11.09.99
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	x
Sida crystallina	x		x		x
Holopedium gibberum		x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula	x	x	x	x	
Daphnia longispina	x	x	x	x	x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris	x				
Polyphemus pediculus			x	x	
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x
Acroperus harpae	x		x	x	x
Alona guttata	x			x	
Alona rustica	x				
Alona affinis	x				x
Eurycercus lamellatus	x		x		x
Peracantha truncata	x				x
Alonella exisa	x	x	x	x	x
Chydorus sphaericus	x	x	x	x	x
Scapholeberis mucronata				x	x
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Hetercope saliens	x	x	x	x	x
Cyclops scutifer			x	x	x
Mesocyclops leuckarti				x	
Macrocyclops albidus	x				x
Megacyclops viridis	x		x		x
Megacyclops gigas			x	x	
Eucyclops denticulatus	x				
Eucyclops serrulatus	x	x	x	x	x
Acanthocyclops sp.	x	x	x		
Diacyclops nanus	x			x	x
Antall arter vannlopper	15	8	12	12	13
Antall arter hoppekreps	8	4	7	7	7
Antall arter krepsdyr totalt	23	12	19	19	20

Vedlegg 3

Forekomst av planktoniske og litorale krepsdyr i Gauslåtjern i 1997-99.

Dato	06.10.97	04.06.98	21.07.98	21.09.98	07.09.99
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	x
Sida crystallina	x				x
Holopedium gibberum	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula	x				
Daphnia longispina		x	x	x	x
Daphnia longiremis	x	x	x	x	x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Polyphemus pediculus	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x
Acroperus harpae	x		x	x	x
Alona rustica	x	x			
Alona affinis	x		x	x	x
Eurycercus lamellatus	x		x		x
Peracantha truncata	x			x	
Chydorus sphaericus	x	x	x	x	x
Bythotrephes longimanus		x	x		
Scapholeberis mucronata			x		
Leptodora kindtii			x		
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Cyclops scutifer	x	x	x	x	x
Mesocyclops leuckarti	x	x	x	x	x
Macrocyclus albidus	x			x	x
Megacyclops viridis	x		x		
Megacyclops gigas				x	
Eucyclops serrulatus	x	x	x		
Acanthocyclops capillatus	x				x
Acanthocyclops sp.		x	x	x	x
Antall vannlopper	14	10	14	11	12
Antall hoppekreps	7	5	6	6	5
Antall arter krepsdyr totalt	21	15	20	17	17

Vedlegg 4

Planktoniske og litorale krepsdyr i Håndbekktjern i 1997-99.					
Dato	05.10.97	03.06.98	21.07.98	22.09.98	12.09.99
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum		x	x	x	x
Sida crystallina	x		x	x	x
Holopedium gibberum	x	x	x		x
Daphnia longispina	x	x	x	x	x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris	x				x
Polyphemus pediculus		x	x		
Alonopsis elongata		x	x	x	x
Acroperus harpae	x				x
Alona guttata				x	x
Eurycercus lamellatus					x
Peracantha truncata					x
Alonella exisa	x		x	x	x
Alonella nana	x			x	
Chydorus sphaericus			x	x	x
Scapholeberis mucronata				x	
Graptoleberis testudinaria				x	
Simocephalus vetulus					x
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Heterocope saliens	x	x	x		x
Cyclops scutifer			x		
Macrocylops albidus	x				x
Megacyclops viridis			x		
Eucyclops denticulatus	x				
Eucyclops serrulatus	x	x	x		x
Acanthocyclops robustus		x			
Acanthocyclops sp.	x	x	x		x
Diacyclops nanus	x				x
Antall vannlopper	8	6	9	11	14
Antall hoppekreps	7	4	6	1	6
Antall arter krepsdyr totalt	15	10	15	12	20

Vedlegg 5

Planktoniske og litorale krepsdyr i Fiskevatn i 1997-99.

Dato	06.10.97	04.06.98	22.07.98	22.09.98	10.09.99
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	x
Sida crystallina	x		x		
Holopedium gibberum	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula					x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris			x		x
Polyphemus pediculus		x	x		
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x
Acroperus harpae	x		x	x	x
Alona rustica		x			
Eurycercus lamellatus					x
Alonella exisa	x		x	x	x
Chydorus sphaericus	x	x	x	x	x
Scapholeberis mucronata			x		
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Heterocope saliens	x	x	x	x	x
Macrocyclops albidus	x				x
Megacyclops viridis				x	
Eucyclops serrulatus		x	x	x	x
Acanthocyclops robustus	x				
Acanthocyclops sp.		x	x	x	x
Diacyclops nanus				x	x
Cyclops copepoditter sp.					x
Antall vannlopper	8	7	11	7	10
Antall hoppekreps	4	4	4	6	6
Antall arter krepsdyr totalt	12	11	15	13	16

Vedlegg 6

Planktoniske og litorale krepsdyr i Knutetjern i 1997-99.

Dato	15.10.97	03.06.98	22.07.98	21.09.98	12.09.99
Cladocera					
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	x
Sida crystallina	x				x
Bosmina longispina	x	x	x	x	x
Polyphemus pediculus			x		
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x
Acroperus harpae	x				x
Alona guttata	x		x	x	
Alona rustica	x				
Copepoda					
Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x
Mesocyclops leuckarti	x				
Macrocyclus albidus			x		
Megacyclus viridis				x	
Eucyclops serrulatus			x		
Acanthocyclops sp.		x			
Diacyclops nanus	x			x	x
Cyclops copepoditter sp.					x
Antall vannlopper	7	3	5	4	5
Antall hoppekreps	3	2	3	3	2
Antall arter krepsdyr totalt	10	5	8	7	7

Vedlegg 7

Biomasse (mg tørrvekt per m³) i dybdenivåene 0-5 m og 5-10 m i Lølandstjern i 1998 og 1999.

Dato	03.06.98	03.06.98	21.07.98	21.07.98	22.09.98	22.09.98	11.09.99	11.09.99
Dyp	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m
Diaphanosoma brachyurum			0,15	0,02	0,07	0,07	0,30	
Holopedium gibberum	0,20		0,32	0,08			0,10	
Ceriodaphnia quadrangula			0,04	0,02				
Daphnia longispina (O.F.M.)	2,42	4,44	7,28	11,20	11,85	54,50	18,41	58,63
Bosmina longispina Leydig	0,50	0,48	4,64	1,41	4,98	3,40	2,75	2,91
Diaptomus nauplier	1,40	0,46	0,54	0,25	0,00		0,58	0,06
Eudiaptomus gracilis (cop. + adult)	44,78	16,66	64,74	31,48	79,51	26,78	93,33	54,20
Heterocope saliens (cop. + adult)	6,80	1,20	2,99	0,75	0,24			
Cyclops nauplier	0,01	0,07	0,04	0,04	0,00			0,00
Cyclops copepoditter sp.	0,07	0,21	0,40	0,24	0,06			0,03

Vedlegg 8

Biomasse (mg tørrvekt per m³) i dybdenivåene 0-5 m og 5-10 m i Gauslåtjern i 1998 og 1999.

Dato	04.06.98	04.06.98	21.07.98	21.07.98	21.09.98	21.09.98	07.09.99	07.09.99
Dyp	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m
Diaphanosoma brachyurum	5,76	1,00	8,01	4,38	0,85	0,17	2,13	0,21
Holopedium gibberum	126,32	53,35	102,95	18,28	23,39	14,28	70,57	11,59
Daphnia longispina	0,94		2,26	0,57	0,40	0,67	0,63	0,50
Daphnia longiremis		9,60	0,32	1,70	0,81	4,01	0,23	7,63
Bosmina longispina	20,87	9,72	3,17	4,21	0,55	0,58	0,78	1,02
Bythotrephes longimanus	1,40		0,32	0,11				
Leptodora kindtii			1,07					
Diaptomus nauplier	0,04	0,13	0,01	0,02		0,02	0,05	
Eudiaptomus gracilis (cop. + adult)	2,52	3,98	0,77	2,86	6,98	3,62	8,94	4,44
Cyclops nauplier	0,01	0,02	0,13	0,22	1,02	0,42	0,17	0,29
Cyclops copepoditter sp.	0,16	0,05	0,13	0,10	0,87	0,66	2,21	0,67
Cyclops scutifer (cop. + adult)	20,87	13,79	6,25	7,97	3,74	1,02	1,93	6,28
Mesocyclops leuckarti (cop. + adult)	0,51	0,11	0,14		0,14	0,02	2,42	0,50

Vedlegg 9

Biomasse (mg tørrvekt per m³) i dybdenivåene 0-5 m og 5-10 m i Håndbekktjern i 1998 og 1999.

Dato	03.06.98	03.06.98	21.07.98	21.07.98	22.09.98	22.09.98	12.09.99	12.09.99
Dyp	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m
Diaphanosoma brachyurum	0,29		0,13		0,06		0,18	
Holopedium gibberum	8,61	1,07	17,44	15,09	1,30		0,34	
Daphnia longispina	0,34	1,68	1,68	6,89	1,46	8,95	7,00	80,87
Bosmina longispina	1,39	0,33	0,79	0,18	0,88	0,68	1,42	0,17
Sida crystallina							1,07	1,07
Eurycercus lamellatus							0,67	0,67
Diaptomus nauplier	0,85	0,30	0,72	0,50	0,01	0,00	0,45	0,02
Eudiaptomus gracilis (cop. + adult)	62,71	22,81	42,17	36,60	79,65	38,10	74,34	31,56
Heterocope saliens (cop. + adult)	7,35	1,35	16,73	4,26	1,33		1,97	
Cyclops nauplier	0,01	0,06	0,10	0,02		0,00		0,00
Cyclops copepoditter sp.	0,12	0,08	0,08	0,04		0,03		0,03
Cyclops scutifer (cop. + adult)			0,05	0,16		0,20		

Vedlegg 10

Biomasse (mg tørrvekt per m³) i dybdenivåene 0-5 m og 5-10 m i Fiskevatn i 1998 og 1999.

Dato	03.06.98	03.06.98	22.07.98	22.07.98	22.09.98	22.09.98	10.09.99	10.09.99
Dyp	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m
Diaphanosoma brachyurum	11,01	1,06	14,44	2,92	0,05		0,05	
Holopedium gibberum	8,89	0,95	20,89	4,29	1,89		1,28	0,46
Ceriodaphnia quadrangula							0,23	0,13
Bosmina longispina	10,71	4,10	7,08	3,56	8,01	5,22	24,99	16,83
Diaptomus nauplier	0,29	0,72	0,56	0,11	0,12	0,03	0,02	0,01
Eudiaptomus gracilis (cop. + adult)	7,60	4,87	11,98	5,31	24,24	7,80	3,23	2,76
Heterocope saliens (cop. + adult)	3,33		4,00	1,00	0,29			
Cyclops nauplier		0,02	0,02	0,01	0,00	0,00	0,03	0,01
Cyclops copepoditter sp.					0,02	0,02	0,38	0,18

Vedlegg 11

Biomasse (mg tørrvekt per m³) i dybdenivåene 0-5 m og 5-10 m i Knutetjern i 1998 og 1999.

Dato	03.06.98	03.06.98	22.07.98	22.07.98	21.09.98	21.09.98	12.09.99	12.09.99
Dyp	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m	0-5m	5-10m
Diaphanosoma brachyurum	0,16	0,13	31,31	13,11	1,48	0,05		0,05
Bosmina longispina	0,85	0,14	14,20	6,63	1,77	0,06	2,66	1,24
Diaptomus nauplier	0,97	0,72	0,08	0,68	0,41	0,13	0,20	0,22
Eudiaptomus gracilis (cop. + adult)	31,35	14,57	16,68	35,11	32,93	17,23	3,71	3,12
Cyclops nauplier	0,02	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
Cyclops copepoditter sp.					0,03		0,07	0,05

Vedlegg 12

Forekomsten av ulike bunndyrgrupper i Lølandstjern (L), Gauslåtjern (G), Håndbekktjern (H), Fiskevatn (F) og Knutetjern (K) i høstprøver fra 1997-99. Forekomstene er kvantifisert slik: x = 1-10 %, xx = 10-30 %, xxx = 30-50 %, og xxxx = > 50 %.

År	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	
Lokalitet	L	L	L	G	G	G	H	H	H	F	F	F	K	K	K	
Rundormer (Nematoda)		x	x													
Stankelbein larve (Tipulidae)								x								
Fåbørstemark (Oligochaeta)				xxxx			x			xx						
Muslinger (Bivalvia)			x					x	xx							
Snegler (Gastropoda)				x												
Øyestikkere (Odonata)	xx	xxx	x		x	xx	x	x	xx	xx	xx	xxx	xx	xxx		
Døgnfluer (Ephemeroptera)	x						xxx	x		xx			x			
Steinfluer (Plecoptera)					x			x								
Fjærmygg (Chironomidae)	xx	xxx	x	xx	xxxx	xx	x		x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xxx
Sviknott (Ceratopogonidae)				x												
Vårfluer (Trichoptera)	xxx	xxx	xxxx	x	xx	xxxx	xx	xxx	xxx	xx	xx	xxx	xx	x	x	
Buksvømmere (Corixidae)	xxx	xxx	x				xxx	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	xxx	xxxx	
Biller larve (Coleoptera)		x		x	xx	x	x	x								xx
Biller adult (Coleoptera)	x															xx
Antall grupper	6	6	6	6	5	4	7	8	5	6	4	4	5	4	5	
Antall dyr per minutt spark	54	45	29	63	130	41	82	67	17	9	11	21	33	85	150	

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1169-6

664

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**