

Rapport nr. 150

Restaurering av gyteområder og prøvefiske i Bjornesfjorden 1999-2007

Bjørn T. Barlaup, Ole Rugeldal Sandven, Helge Skoglund, Sven-Erik Gabrielsen, Tore Wiers, Einar Kleiven, Gunnar Lehmann, Arne Fjellheim, Godtfred Anker Halvorsen, Anders Hobæk & Åsmund Tysse



LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE LFI-Unifob THORMØHLENSGATE 49 5006 BERGEN		TELEFON: 55 58 22 28 TELEFAX: 55 58 96 74
ISSN NR: ISSN-0801-9576	LFI-RAPPORT NR: 150	
TITTEL: Restaurering av gyteområder og prøvefiske i Bjornesfjorden 1999 - 2007	DATO: 28.05.08	
FORFATTERE: Bjørn T. Barlaup ¹ , Ole Rugeldal Sandven ¹ , Helge Skoglund ¹ , Sven-Erik Gabrielsen ¹ , Tore Wiers ¹ , Einar Kleiven ² , Gunnar Lehmann ¹ , Arne Fjellheim ¹ , Godtfred Anker Halvorsen ¹ , Anders Hobæk ³ & Åsmund Tysse ¹ LFI-Unifob, Avd. for naturvitenskap, Universitetsforskning Bergen ² NIVA Sørlandsavdelingen, ³ NIVA Vestlandsavdelingen Prosjektansvarlig: Bjørn T. Barlaup	GEOGRAFISK OMRÅDE: Buskerud	
OPPDRAKSGIVER: Statkraft	ANTALL SIDER: 72	
<p>UTDRAG: I 1959 ble Bjornesfjorden midlertidig senket for å skaffe vann til kraftveken i Numedal. Da ble flere gyteområder i innsjøen helt eller delvis ødelagt. I perioden 1999-2007 har det vært utført fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden for å gi en status for aurebestanden, og å gjennomføre og evaluere restaurering av de skadde gyteområdene ved utløpsosen av Lågaros, i Meinsbusundet og i Nøresundet. For å avbøte disse skadevirkningene har det vært gitt et pålegg om å sette ut 10.000 ensomrig settefisk eller 4.000 tosomrig settefisk. Et av målene for prosjektet har vært å vurdere behovet for å opprettholde dette pålegget sett i lys av effektene av å restaurere gyteområdene. Resultatene fra prøvefiske viser at aurebestanden i Bjornesfjorden kan karakteriseres som en middels tett bestand med gode vekstforhold. Fangstene fra prøvefiske og næringsfiske viser at andelen settefisk normalt utgjør i størrelsesorden 10 -30 % av bestanden. De viktigste gyteplassene ligger trolig på elvepartiene tilknyttet hovedløpet opp- og nedstrøms fjorden, men i tillegg benyttes også en del av de mindre innløpene. Relativt stor mellomårsvariasjon i den naturlige rekrutteringen forekommer trolig som følge av variasjon i gyte- og oppvekstforhold. Det er påvist spesielt sterke årsklasser i 1992 og 1997, i tillegg synes årsklassene fra 2002 til 2004 å være relativt sterke. Restaureringen av gyteområdene ble utført ved å legge ut gytegrus i april 2002 etterfulgt av en supplerende grusutlegging i 2006. Både på utløpsosen ved Lågaros og i Meinsbusundet er det årlig registret gyting i tiltaksgrusen (utlagt gytegrus) og restaureringen har her fungert etter hensikten. I Meinsbusundet ble det funnet en markert høyere eggoverlevelse i tiltaksgrusen sammenliknet med egg gytt i den opprinnelige grusen som har et høyt innslag av sand og derfor dårligere forhold for eggoverlevelse. I Nøresundet ble det derimot funnet lite gyting. Dette skyldes trolig at dette sundet i mindre grad var opprettholdt som gyteplass etter senkingen i 1959. Samlet viser resultatene at restaureringstiltakene har økt det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Disse positive effektene av tiltakene har endret rekrutteringssituasjonen et langt skritt i retning av naturtilstanden før senkingen. Over tid forventes det at tiltakene vil bidra betydelig til den naturlige rekrutteringen til bestanden. På bakgrunn av disse resultatene er det derfor naturlig å revurdere pålegget om å sette ut fisk i Bjornesfjorden. Basert på en forventning om at effekten av tiltakene vil være varige mener vi det er naturlig at utsettingspålegget oppheves.</p>		
EMNEORD: Midlertidig regulering, aure, gyteområder og restaurering.	SUBJECT ITEMS: regulation, brown trout, spawning areas, restoration	
FORSIDEFOTO: Søk etter gytegroper i utlagt grus etter restaureringen av gyteplassen i Meinsbusundet. Aureegg funnet i utlagt grus er vist nederst til venstre på bilde. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.		

Forord

I brev av 19.03.1999 ba Statkraft om prosjektforslag til fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden på Hardangervidda. På grunnlag av forslaget til undersøkelsesprogram ble LFI-Unifob tildelt oppdraget med å foreta undersøkelsene. Undersøkelsene ble senere utvidet til å omfatte gjennomføring og evaluering av tiltak for å restaurere tidligere gyteplasser som ble ødelagt ved senkingen av fjorden i 1959. Til sammen har derfor aktiviteten i prosjektet pågått fra 1999 til 2007. Prøvefiske ble utført to ganger, i 1999 og 2007, mens undersøkelsene av gyteplassene har pågått årlig i perioden 2002-2007.

Vi vil takke alle som har bidratt i prosjektet for et godt samarbeid. En spesiell takk til Nils Runar Sporan, Hege Jonassen, Jon Aarbakk, Rolf Jenssen og Terje Skriudalen, alle fra Statkraft, for assistanse ved planlegging og gjennomføring av feltarbeidet. Anders Vaksdal har vært behjelpelig med bl.a. overnatting og transport inn til Bjornesfjorden. Odd Enerstvedt, Knut Erik Enerstvedt og Ola Løvstuen var med på gjennomføringen av prøvefisket i 2007, og har sammen Vilhelm Håvardrud bidratt med mye lokalkunnskap om fisken og fisket i Bjornesfjorden. Fangstene fra næringsfiske er skaffet til veie og systematisert av Åsmund Tysse. Sjur Gammelsrud, Statkraft, har framskaffet skriftlige opplysninger om tidligere vurderinger som er gjort i forbindelse med inngrepene i utløpet av Bjornesfjorden.

Som sagt, vi takker alle for et godt og interessant samarbeid.

Bergen, mai 2008

Bjørn T. Barlaup

Innhold

Innhold	3
Sammendrag	4
1 Bakgrunn.....	8
1.1 Områdebeskrivelse	8
1.2 Reguleringsinngrep og utsetting av settefisk som kompenserende tiltak	9
1.3 Effekter av reguleringen på gyteområder og restaurering som avbøtende tiltak	10
2 Metoder.....	12
2.1 Prøvefiske.....	12
2.2 Elektrisk fiske, vannkjemi og prøver av bunndyr og plankton	15
2.3 Kartlegging av gyteforhold i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros.....	16
2.4 Restaurering av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros	17
2.5 Undersøkelser av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros.....	20
3 Resultater	22
3.1 Prøvefiske.....	22
3.1.1 Fangst per innsats	22
3.1.2 Lengde- og aldersfordeling, og andre bestandsmål	25
3.1.3 Næringsvalg.....	29
3.2 Gyteforholdene i Bjornesfjorden.....	30
3.2.1 Gyteforholdene før iverksetting av restaureringstiltak	30
3.2.2 Rognundersøkelser og grusutlegg	32
3.2.3 Temperatur og rognutvikling.....	40
3.3 Ungfisk.....	42
3.3.1 Tettheter av ungfisk.....	42
3.3.2 Tilvekst hos ungfisk på de ulike stasjonene	43
3.3.3 Næringsvalg hos ungfisk	44
3.4 Vannkjemi, bunndyr og plankton.....	45
3.4.1 Vannkjemi	45
3.4.2 Bunndyr	46
3.4.3 Dyreplankton og littorale krepsdyr.....	46
4 Diskusjon	49
4.1 Bestandsstatus	49
4.1.1 Tetthet, tilvekst og naturlig rekruttering	49
4.1.2 Villfisk og settefisk.....	51
4.1.3 Bestandsutvikling og fangststatistikk	53
4.2 Effekter av den midlertidige senkingen høsten 1959	56
4.3 Restaurering av gyteområdene ved Lågaros, i Meinsbusundet og Nøresundet	58
4.3.1 Forekomst av gyting i utlagt grus	58
4.3.2 Fysiske forhold på gyteområdene	60
4.3.3 Eggoverlevelse.....	62
4.3.4 Varigheten av restaureringstiltakene	63
4.4 Samlet vurdering av restaureringstiltakene, rekruttering og utsettingspålegg	63
5 Litteratur	65

Sammendrag

Høsten 1959 ble Bjornesfjorden senket midlertidig for å skaffe økt vannføring til kraftverkene i Numedal. For å avbøte disse skadevirkningene ble det gitt et pålegg om å sette ut 10.000 ensomrig settefisk eller 4.000 tosomrig settefisk.

På oppdrag fra Statkraft ble det i perioden 1999-2007 gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden. Undersøkelesene omfattet prøvefiske i 1999 (rapportert i 2000) og 2007, og restaurering av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og i utløpsosen ved Lågaros. Disse tre områdene ble helt eller delvis ødelagt av den nevnte senkingen av Bjornesfjorden i 1959. I april 2002 ble disse gyteområdene restaurert ved utlegging av egnet gytegrus, med et supplerende grusutlegg våren 2006. Tiltakene har blitt evaluert årlig i perioden 2003-2007 ved å undersøke antall gytegroper og eggoverlevelse. Målsettingen med undersøkelsene var å gi en status for aurebestanden, gjennomføre og evaluere restaureringstiltakene og å vurdere behovet for eksisterende pålegg om utsetting av settefisk.

Aldersfordeling og tilvekst

Resultatene fra prøvefiske viser at auren i Bjornesfjorden har gode vekstforhold og at bestanden er middels tett. Aurens årlige tilvekst er om lag 3-4 cm de to første leveårene og øker deretter til om lag 4,5-5,5 cm. For de fleste aurene markerer denne vekstøkningen trolig en utvandring fra elv/bekk til fjorden. Veksten stagnerer ikke med økende fiskealder og bestanden har følgelig et betydelig innslag av fisk med vekt på over et halvt kilo. Garnfangstene fra prøvefisket viser at auren først og fremst bruker områdene nær bunnen og i liten grad nytter de frie vannmassene. Av næringsdyrene dominerte skjoldkrepss og marflo som utgjorde hhv. 60 og 34 % av tørrvektinnholdet i auremagene i 1999 og tilsvarende 25 og 60 % i 2007.

Aldersanalysen viste en relativt stor variasjon i årsklassestyrken. Ved prøvefiske i 1999 dominerte 1992 årsklassen, dvs. sjuårig fisk utgjorde 37 % av totalfangsten av villfisk. Liknende variasjon i årsklassestyrke er også tidligere beskrevet for aurebestanden både i Bjornesfjorden og fra andre vann på vidda. Dette skyldes trolig mellomårsvariasjon i klimatiske forhold (temperatur og snøforhold) som er bestemmende for gytesuksess og yngelens vekstmuligheter. Målinger av vanntemperaturen i Meinsbusundet viste at en tidlig vår og raskt temperaturøkning medførte at yngelen kunne starte næringsopptaket om lag fire uker tidligere i 2004 sammenliknet med 2005. Ved prøvefiske i 2007 var det ingen eldre årsklasser som var antallsmessig dominerende, men de yngre årsklassene 2002-2004 var alle godt representert og er trolig relativt sterke årsklasser.

Villfisk og settefisk

Andelen settefisk i 1999 og 2007 utgjorde hhv. 25 % og 17 % av fangsten tatt på prøvefiske. Tilsvarende varierte andelen settefisk i næringsfisket i perioden 1996-2005 fra 56 % i 1997 til 12 % i 2001. Dette viser at settefisken har bidratt med en betydelig del av fisken i den fangbare delen av aurebestanden i fjorden. På grunn av relativt stor størrelse ved utsettingstidspunktet som tosomrig fisk, var settefisken i samtlige aldersgrupper større enn villfisken. Dette gjør at settefisken når en lengde på over 35 cm som fem- og seksåringer mens villfisken først når denne lengden som sjuåringer. Settefisken vokser seg derfor raskere inn i fangbar størrelse for næringsfiske, som drives med 45 mm garn.

Naturlig rekruttering og gyteområder

Den naturlige rekrutteringen til aurebestanden i Bjornesfjorden er summen av yngel som klekkes på en rekke forskjellige gyteområder. Lange gyte- og næringsvandring mellom innsjø og elv er et karaktertrekk ved de fleste innsjøene på Hardangervidda. Om auren i Bjornesfjorden har tilgang på gode gyte- og oppvekstmuligheter i inn- og utløpselver må en derfor forvente at disse er tatt i bruk. Dette gjenspeiles i resultatene fra det elektriske fiske hvor det ble påvist både en-, to- og tresomrig ungfisk på innløpet fra Kagelitjønn, i Langebuåni, i elva fra Sørtjønn, og ved utløpsosen ved Lågaros. De viktigste gyteplassene ligger trolig på elvepartiene tilknyttet hovedløpet opp- og nedstrøms fjorden, men i tillegg benyttes også en del av de mindre innløpene. Det ble også registrert påfallende få eller

fravær av ungfisk i flere innløp, bl.a. i innløpsbekkene øst for Langebuåni, Elsjåholbekken og deler av Krakavadbekken, hvor auren har tilgang på tilsynelatende gode gyte- og oppvekstområder. Årsaken til at det ble funnet svært få fisk på disse innløpene er trolig ugunstige fysiske forhold (f.eks. bunnfrysing og isskuring) som medfører lav egg- og yngeloverlevelse. I tillegg til gyteområdene på rennende vann gyter også auren i Meinsbusundet og et fåtalls gytegroper ble også påvist i Nøresundet. Slik innsjøgyting er ikke så vanlig forekommende blant aure og kan derfor sies å være et interessant særtrekk for aurebestanden i Bjornesfjorden.

Effekter av senkingen på aurebestanden

Den midlertidig senkingen av fjorden i 1959/1960 omfattet flere inngrep som påvirket aurebestanden i negativ retning. I det fiskebiologiske skjønnet for inngrepet ble det påpekt at senkingen ville ødelegge deler av gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros og også de kjente gyteområder i Nøresundet og Meinsbusundet. Senkingen ble gjennomført ved at det ble gravd en ca 200 m lang kanal på østsiden av utløpsosen ved Lågaros. En sammenstilling av informasjon fra før og etter inngrepet viser at kanalen, som forutsatt i reguleringsbestemmelsene, ble lagt på land på østsiden av utløpet ved normal vannføring. Gjenfyllingen av kanalen ble utført våren 1960 ved at et ca 8 m langt parti av den 200 m lange kanalen ble fylt igjen.

Plasseringen av kanalen medførte at bare en mindre del av den opprinnelige utløpsosen ble påvirket av kanaliseringen. Strandsonen på østre breidd ble erstattet med en rygg av grov masse. I tillegg er det dannet en kanal oppstrøms gjenfyllingspunktet. Basert på historisk informasjon og feltarbeidet i 1999, ble det totale gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros vurdert som moderat påvirket av senkingen. Strandsonen på østre breidd og en del av det opprinnelige gyteområdet på østsiden av osen var imidlertid gått tapt.

På gyteplassen i Meinsbusundet ble trolig det aller meste av gytegrusen fjernet høsten 1959 da sundet ved ble senket 0,7 m ved bruk av bulldozer. Undersøkelsene i august 1999 viste at det fremdeles var gyting i sundet, men at bunnforholdene med et stort innslag av sand ikke var optimale for gyting. Undersøkelser i 2002 viste den store andelen finpartikulært materiale < 1mm medførte at eggoverlevelsen var svært lav for dette gyteområdet. Nøresundet ble også senket med 0,7 m og etter befaringen av Meinsbusundet og Nøresundet i 1960 skriver fiskerikonsulent Trygve Løkensgard at sundene tidligere var ”svært gode gyteplasser, som nu er ødelagt sannsynligvis også for fremtiden”.

Restaurering av gyteområdene

I år 2000 ble det bestemt at de ødelagte gyteområdene i Bjornesfjorden ved Meinsbusundet, Nøresundet og Lågaros skulle restaureres. Første utleggingen av grus ble gjennomført i april 2002. Grusen som ble benyttet var rund i formen. Kornfordelingen ble spesifisert i henhold til aurens krav til gytegrus og ble oppgitt til å variere fra ca. 0,5 til 7 cm, med det meste av grusen (≥ 80 % vektprosent) innenfor intervallet 2 til 4 cm. Grusen ble siktet, vasket og pakket i storekker (ca 800 kg) før transport inn til Bjornesfjorden. Grusen ble lagt ut ved bruk av helikopter som løftet sekken over det ønskede område samtidig som to personer i dykkerdrakt utløste sekken og fordelte grusen jevnt utover gyteområdene. Det ble lagt ut om lag 25 m^3 (29 m x 4 m) i Meinsbusundet, $6,5 \text{ m}^3$ (23 m x 4 m) i Nøresundet og 25 m^3 (29 m x 17 m) ved Lågaros. Arealene ble ikke jevnt dekket siden grusen stort sett ble liggende i om lag 1-2 m brede striper.

Både ved utleggingstidspunktet og etterundersøkelsene ble det bemerket at en del av den utlagte grusen var noe grov i forhold til de spesifikasjoner gitt i bestillingen. Samtidig viste det seg at auren i hovedsak valgte å gyte på områdene som trolig hadde den mest gunstige vannhastigheten. Basert på disse erfaringene ble det derfor tilført noe mer grus i Meinsbusundet og ved Lågaros i mai 2006. Grusen som ble lagt ut da var i hovedsak siktet i størrelseskategorien 20-40 mm. I Meinsbusundet ble det da lagt ut om lag 4,8 tonn på et 43 m^2 stort område, Ved Lågaros det ble lagt ut 5,2 tonn som dekket et område på om lag 50 m^2 . På begge plassene ble grusen lagt ut i renner på flekker som var gunstig i forhold til vannhastighet.

Evaluering av tiltakene – registrering av gytegroper og eggoverlevelse

Før tiltaksgrusen ble lagt ut våren 2002 ble det registrert 38 gytegroper i Meinsbusundet, 4 gytegroper i Nøresundet og 15 gytegroper ved Lågaros. Eggoverlevelsen var unormalt lav både i Meinsbusundet (29,6 %) og i Nøresundet (10,6 %). Prøvetaking av grusen i gytegroppene viste et høyt innhold av sand og silt som trolig var en følge av senkingen av sundet i 1959. Det høye innholdet av sand i gytegrusen reduserer oksygentilførselen til eggene og forårsaker den unormalt lave eggoverlevelsen. Ved Lågaros, hvor bunns substratet ikke var preget av sand og silt, ble eggoverlevelsen vurdert som normal (79,7 %). Der var imidlertid det tilgjengelige gyteområdet begrenset av at substratet var for grovt for gyting.

I perioden 2003-2007 ble det utført etterundersøkelser for å vurdere effekten av utleggingen av gytegrusen. Dette ble gjort ved å undersøke antallet gytegroper og sammenlikne eggoverlevelsen i naturlig grus og tiltaksgrus. Både i Meinsbusundet og ved Lågaros ble det årlig funnet gytegroper i tiltaksgrusen. Dette viser at forholdene på gyteplassene med tanke på kornfordeling av grus, vannhastighet og vanddybde var innenfor rammene som auren finner egnet for gyting. Det totale antallet groper i undersøkelsesperioden 2003-2007 varierte relativt mye for både Lågaros (7-64 gytegroper per år) og Meinsbusundet (6-24 gytegroper per år). Et forhold som trolig har bidratt til denne variasjonen er naturlige svingninger i gytebestanden som følge av variasjon i de ulike årsklassene av gytefisk.

Ved Lågaros var eggoverlevelsen normalt høy i hele perioden 2003-2007 både for naturlig grus (88,6 %, n = 53) og tiltaksgrus (85,5 %, n = 122). Derimot var forskjellen i eggoverlevelse mellom de to grustypene markert i Meinsbusundet. I naturlig grus var den gjennomsnittlige eggoverlevelsen unormalt lav (25,4 %, n = 29) grunnet et høy innslag av sand, mens eggoverlevelsen i tiltaksgrusen var normal (91,3 %, n = 51).

Nøresundet skilte seg ut ved at det ble funnet svært få groper i både naturlig grus (2 stk.) og i tiltaksgrusen (2 stk.). Dette skyldes trolig at Nøresundet ble så sterkt påvirket av senkingen at gytingen bare sporadisk ble opprettholdt i sundet.

Samlet viser resultatene at restaureringstiltakene har økt det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Eggoverlevelsen i tiltaksgrusen er høy, og på et nivå en kan forvente på gode, naturlige gyteplasser. Summen av tiltakene vil derfor gi en økt naturlig rekruttering av ungfisk til aurebestanden i Bjornesfjorden. Rogn som er gytt på alle de tre områdene vil være relativt beskyttet mot isskuring og stranding/uttørking som kan ramme andre og mer utsatte gyteområder for Bjornesauren. Ungfisk som stammer fra tiltaksgrusen vil dessuten trolig ha gunstige oppvekstforhold. Dette gjelder særlig ungfisk fra området i Meinsbusundet og Nøresundet hvor en må forvente relativt lite konkurranse fra annen ungfisk. Når fisken som stammer fra tiltaksgrusen blir sju til åtte år og kjønnsmodner, er det sannsynlig at noen vil vende tilbake til sine respektive gyteplasser ved Lågaros, i Meinsbusundet og Nøresundet for å gyte. Om denne sirkelen blir sluttet vil trolig antallet gytefisk og antall avkom over tid øke på samtlige av tiltaksområdene.

I perioden 2003-2007 har prosjektet opparbeidet erfaring med hvordan tiltaksgrusen påvirkes av de naturlige, årlige variasjoner i vannføringen. Ved inspeksjon av grusen har vi så langt ikke sett tegn på utspyling eller sedimentering av sand eller silt. Vi har merket at det har vokst alger på grusen noen steder, men ikke i et slikt omfang at det har redusert kvaliteten på gytegrusen.

Grusen som er lagt ut i Bjornesfjorden ligger på steder hvor den er relativt beskyttet mot utspyling siden flomvannet kan fordele seg over en bred profil. Selv ved store flommer forventes derfor ikke vannhastighetene å bli høy nok til å spyle ut tiltaksgrusen. Likevel kan en ikke utelukke at det i forbindelse med store flommer og isgang kan oppstå forhold som kan påvirke tiltakene negativt. For å få et erfaringsgrunnlag for at gyteaktiviteten i tiltaksgrusen opprettholdes over tid, anbefaler vi derfor at det gjennomføres en prøvetaking av de tre områdene ca 10 år etter at grusen ble lagt ut. Dette vil kunne underbygge antagelsen om at tiltakene er varige og at de vil medføre en langsiktig og permanent økning av rekrutteringen til aurebestanden i Bjornesfjorden.

Vurdering av behov for fortsatte utsettinger av aure

Pålegget om utsettinger i Bjornesfjorden var gitt for å kompensere for redusert rekruttering til bestanden som følge av senkingen i 1959/1960. Skadene som ble påført aurebestanden i forbindelse med senkingen kan deles inn i midlertidige og permanente skader, der de permanente (varige) skadene må sees som grunnlaget for utsettingspålegget som ble gitt. Gravearbeidet i utløpsosen ved Lågaros, i Meinsbusundet, og i Nøresundet medførte åpenbart en reduksjon i rekrutteringen ved at disse gyteområdene ble helt eller delvis ødelagt. Det er imidlertid vanskelig å tallfeste i hvor stor grad disse inngrepene reduserte den totale rekrutteringen til bestanden. Tar en utgangspunkt i utsettingspålegget, var senkingens negative effekt på rekrutteringen årlig anslått til å tilsvare om lag 10.000 ensomrig aure, eller om lag 4.000 tosomrig aure. I følge undersøkelsene fra prøvefiskene og næringsfiske har utsettingene normalt utgjort i størrelsesorden 10-30 % av aurebestanden i fjorden. Den resterende delen av bestanden er naturlig rekruttert fra en rekke ulike gyteområder. De viktigste gyteområdene finner en på elvestrekningen i hovedinnløpet, på utløpselva ved Lågaros, og på en del mindre innløpsbekker som Langebuåni og elva fra Sørtjønn. Selv uten avbøtende tiltak i form av utsettinger av settefisk er det derfor klart at Bjornesfjorden vil ha en selvreproduserende og livskraftig aurebestand.

Restaureringstiltakene i Meinsbusundet, Nøresundet og Lågaros har økt tilgangen på egnet gytehabitat betydelig. Evalueringen av tiltakene viser at auren har tatt i bruk tiltaksgrusen lagt ut i Meinsbusundet og i Lågaros, men i mindre grad i Nøresundet. Resultatene viser at eggoverlevelsen er normalt høy for groper gytt i tiltaksgrusen. I Meinsbusundet er eggoverlevelsen i tiltaksgrusen betydelig høyere enn i den naturlige grusen siden senkingen medførte et økt innslag av sand i den opprinnelige gytegrusen.

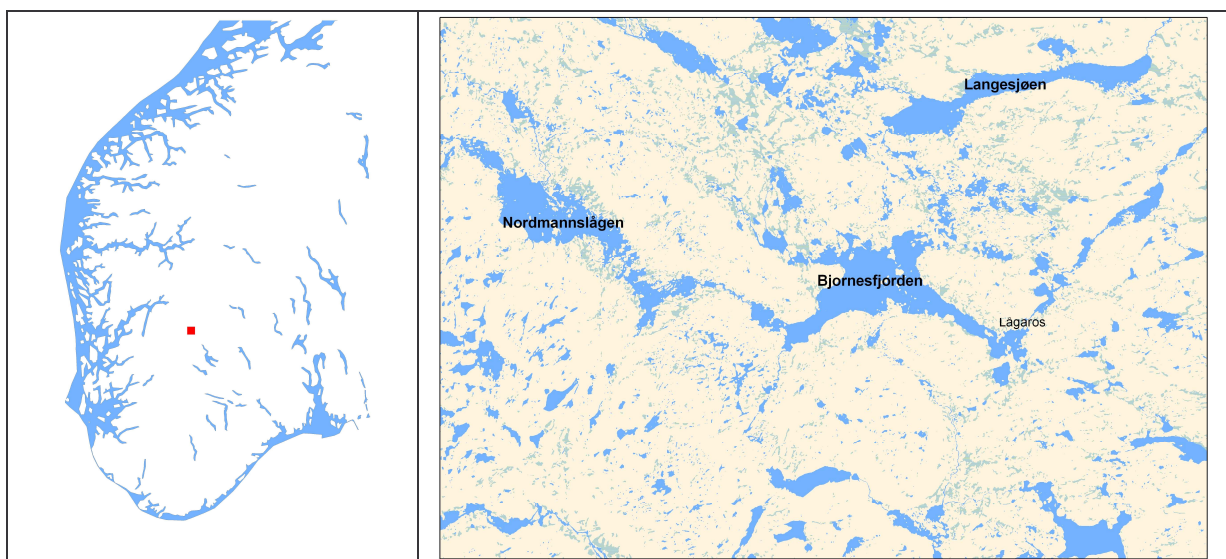
Samlet viser resultatene at restaureringstiltakene har økt det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Disse positive effektene av tiltakene har endret rekrutteringssituasjonen et langt skritt i retning av naturtilstanden før senkingen. Over tid forventes det at tiltakene vil bidra betydelig til den naturlige rekrutteringen til bestanden. På bakgrunn av disse resultatene er det derfor naturlig å revurdere pålegget om å sette ut fisk i Bjornesfjorden. Basert på en forventning om at effekten av tiltakene vil være varige mener vi det er naturlig at utsettingspålegget oppheves

1 Bakgrunn

Høsten 1999 gjennomførte LFI-Unifob fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden (Barlaup m.fl. 2000). Undersøkelsene ble gjort på oppdrag fra Statkraft med referanse til et pålegg fra Direktoratet for naturforvaltning. Hensikten med undersøkelsene var å vurdere behovet for pålegg om settefisk, vurdere rekrutteringsforholdene, kvantifisere skade på fiskebestanden som følge av inngrepet ved utløpet av Bjornesfjorden i 1959, og å vurdere mulige tiltak for å restaurere utløpet. Undersøkelsene omfattet prøvefiske med garn, elektrisk fiske og prøvetaking av bunndyr, dyreplankton og vannkjemi. I tillegg ble det dykket for å lokalisere eventuelle gyteområder i selve innsjøen. Resultatene fra disse undersøkelsene ga grunnlag for å anbefale restaurering av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros. Dette var tidligere gyteområder som ble helt eller delvis ødelagt ved senkingen av Bjornesfjorden i 1959. Restaureringsarbeidet ble gjennomført i 2002 ved tilførsel av gytegrus. Disse tiltakene er deretter årlig evaluert gjennom registrering av gytegroper og eggoverlevelse i perioden 2003-2007. Tiltakene ble justert ved tilførsel av noe mer og finere grus i 2006. Høsten 2007 ble det igjen gjennomført et prøvefiske for å angi bestandsstatus, gi en helhetsvurdering av restaureringstiltakene, og på denne bakgrunn vurdere pålegget om utsetninger av fisk. I denne rapporten gis en samlet presentasjon og vurdering av resultatene fra undersøkelsesperioden 1999 til 2007.

1.1 Områdebeskrivelse

Bjornesfjorden ligger 1223 moh. på Hardangervidda i Nore og Uvdal kommune i Buskerud og utgjør en av de større innsjøene i nedslagsfeltet til Numedalslågen (kartblad 1415-2 og 3 i M711-serien) (**Figur 1**). Bjornesfjorden har et areal på 17 km² og et nedslagsfelt på 315 km². Den største innløpselva er Lågen, som kommer fra Nordmannslågen i vest og renner gjennom Laken og Kagelitjønn før den renner inn i Bjornesfjorden. Andre større innløpselver er elva fra Eriksbudalen, som renner inn i fjorden fra nordvest gjennom Krakavadtjønn, Langebuåni som renner inn fra sørvest, og elvene som renner inn fra Sørtjønn og Vegarhovdtjønn (øst for Sørtjønn) i sørøst. Gjennom den 12 km lange og inntil 4 km brede fjorden renner Lågen ut i sørøstenden ved Lågaros. Bjornesfjorden er en grunn fjord med mange øyer, mindre holmer og skjær. Størsteparten av fjorden er grunnere enn 6 m og maksimumsdypet er trolig 11 m (Huitfeldt-Kaas 1911). Bjornesfjorden er privat med 9 deleiere (Tysse & Garnås 1990).



Figur 1. Oversiktskart over Bjornesfjorden.

Berggrunnen i nedslagsfeltet er variert (Sigmond m.fl. 1984). Selve fjorden er omgitt av berggrunn bestående av fin til middels kornet granitt, mens den vestre delen av nedslagsfeltet inneholder fyltitt og glimmerskifer, og mindre innslag av kvartsitt og sandstein. Berggrunnsforholdene i den vestre delen av nedbørfeltet består derfor av lettløselige bergarter som har en god bufferevne mot sur nedbør. Det er svært sparsomt løsmassedecke rundt Bjornesfjorden, men noen sandforekomster finnes i områdene vest for Meinsbusundet, som setter preg på bunnforholdene i området. Vegetasjonen hører til den subalpine sone og er dominert av lav, lyng, og vierkratt i forsinkingene.

Bjornesfjorden er en av flere innsjøer på Hardangervidda der det svært tidlig ble gjort fiskebiologiske undersøkelser, og flere av disse har blitt stående som klassikere i norsk fiskelitteratur. De sentrale aktørene var fiskeribiologene H.W. Huitfeldt-Kaas, K. Dahl og I.D. Sømme (bl.a. Huitfeldt-Kaas 1911, 1927, 1934, Dahl 1917, Sømme 1931, 1934, 1935 og Dahl & Sømme 1939). Videre er skrifter med opplysninger om fiske og historikk knytt til Hardangervidda formidlet bl.a. av Olafson (1929), Hellemo (1933), Dahl (1944), Sønstebo (1946) og Cappelen (1964).

I senere tid er Bjornesfjorden undersøkt fiskebiologisk av Tysse & Garnås (1990), L'Abée-Lund & Sægrov (1991) og Tysse m.fl. (1998). I tillegg ble det gjort fiskebiologiske vurderinger i forbindelse med senkningen av Bjornesfjorden i 1959 (Løkensgard 1959, 1960, 1970a, 1970b og Jensen, 1960).

1.2 Reguleringsinngrep og utsetting av settefisk som kompensierende tiltak

I henhold til lov av 30.10.1959 om midlertidig vassdragsregulering gav Industridepartementet den 02.11.1959 Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen tillatelse til å iverksette midlertidig senking av Bjornesfjorden, Langesjøen, Store Krækkjavatn og Lille Krækkjavatn i Numedalslågen. Det ble gitt tillatelse til å senke Bjornesfjorden med 1 m, til kote 1221,2. Senkingen av Bjornesfjorden besto i å grave og sprengte en 200 m lang senkingskanal på østsiden av utløpsosen ved Lågaros. I reguleringsbestemmelsene ble det forutsatt at kanalen skulle legges på land ved normal vannstand (Anonym 1961).

Arbeidet med reguleringen var allerede påbegynt den 18.10.1959 og senkingen begynte den 13.11.1959. Det ble beregnet at senkingen av fjorden med 1 m ville medføre at 1,59 km² av det opprinnelige innsjøarealet ble tørrlagt. I praksis viste det seg at fjorden ble senket 0,8 m og det ble anslått at et areal på om lag 1,5 km² ble tørrlagt (Anonym 1961).

I følge reguleringsbestemmelsene skulle den midlertidige senkingen som startet i november 1959 opphøre etter vårflommen i 1960 ved at kanalen ble fylt igjen. Gjenfyllingen ble utført ved at 8 m av den 200 m lange kanalen ble gravd igjen. NVE utførte høsten 1960 en inspeksjon hvor det ble konstatert at kanalen var tettet som planlagt. I denne fyllingen ble det lagt ned et 6 m langt stålrør med diameter på 1,5 m med dobbelt bjelkestengsel. Røret ble lagt ned for å ”muliggjøre en forenkling av de arbeider som en ny midlertidig regulering måtte nødvendiggjøre” (Anonym 1961), men i ettertid viste det seg at det ikke ble aktuelt med noen ny midlertidig senking. Røret har derfor ikke blitt brukt til å tappe vann.

Senkingen av Bjornesfjorden innebar også at Meinsbusundet og Nøresundet ble senket med ca 0,7 m. I begge sundene ble arbeidet utført ved bruk av bulldozer og det er åpenbart at arbeidet førte til at det ble fjernet gytegrus fra sundene. Senkingen bidro sannsynligvis til at bunnssubstratet på gyteområdene ble forskjøvet mot mer finpartikulært materiale.

I de midlertidige reguleringsbestemmelsene for Bjornesfjorden ble det fastslått at regulanten skulle bidra med kompensierende tiltak i form av fiskeutsettinger. Ved skjønnen som ble avholdt for å fastsette kompensierende tiltak fremmet rettighetshaverne krav om at det skulle settes ut fisk fra stedegen stamme. De fiskerisakkyndige støttet dette synet. Ved avgjørelse i skjønnsnemnda 15. januar 1961 ble dette kravet delvis tatt til følge ved at regulanten ble pålagt å dekke grunneiernes utgifter til anskaffelse og utsetting av yngel og/eller settefisk av stedegen stamme. Vassdragsvesenet anket denne kjennelsen til Høyesterett, på bakgrunn av at skjønnsnemnda saknet en ”rettslig adgang til å pålegge

regulanten å sette ut fisk av stedegen stamme, og for så vidt det var fastsatt felles erstatning.”. Vassdragsvesenet fikk medhold i dette i Høyesterett 19. mai 1962 og det ble nye skjønnsforhandlinger. Ved behandling i det nye skjønnen 23. november 1962 ble det fokusert på spørsmålene om de forskjellige settefisktypenes ”egenart og kvalitet, og deres brukbarhet og lønnsomhet i de vassdrag det gjelder”. Ved behandlingen ble det lagt avgjørende vekt på uttalelsene fra de fiskerisakkyndige som støttet kravet om bruk av stedegen stamme. På denne bakgrunn fattet skjønnsnemnda en endelig beslutning om at Vassdragsvesenet skulle bekoste utsetting av stedegen stamme, med årlig utsetting av 9.000 ensomrig settefisk i Bjornesfjorden. Beslutningen om å bruke stedegen stamme gjaldt også Langesjøen, Skjærshølen, Gjeitsjøen og Gjeitvatnet som også ble påvirket av senkingsarbeidet høsten 1959. For alle innsjøene ble det med stedegen stamme ment; ”Som stedegen yngel eller settefisk ble av nemnda reknet yngel eller settefisk som skriver seg fra vassdragene ovenfor Djupestubbens utløp i Lågen, dog slik at ingen grunneier eller rettighetshaver skulle ha anledning til å kreve yngel eller settefisk fra det vann hvor han er fiskeberettiget.”

Det skulle vise seg å bli meget vanskelig å skaffe til veie rogn fra stedegen stamme (Flack & Moe 1971). ”Et flertall av de saksøkte grunneiere nektet å godkjenne Vassdragsvesnets plan og opplegg for den nødvendige rognfangst og insisterte på selv å forestå dette arbeidet mot en nærmere avtalt godtgjørelse fra Vassdragsvesnet.” Etter mislykkede forsøk i 1963 og 1964, lyktes det høsten 1965 å skaffe til veie ca. 3.000 rogn av den riktige stammen. Rogna ble lagt inn på Reinsvoll og resultatet ble ”noen hundre stamfisk”.

På grunn av manglende utsetninger fra 1964 - 1970 tok Vassdragsvesnet initiativ til at det for disse årene ble utbetalt pengeerstatninger for de aktuelle takstnummrene (Flack & Moe 1971). Bare for fem takstnummer ble tilbudet godtatt, og nytt tilleggs skjønn måtte derfor holdes.

I 1970 endret Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske pålegget til fra 9.000 til 10.000 ensomrig settefisk i Bjornesfjorden. Grunnet problemer med å skaffe stedegen settefisk ble det ikke satt ut fisk i Bjornesfjorden før i 1971, da det ble satt 5.100 ensomrig settefisk fra stedegen stamme. I perioden 1973-1990 ble det årlig satt ut om lag 10.000 ensomrig settefisk, med unntak av 1972 og 1988 da det ikke ble satt ut fisk (Tysse & Garnås 1990). Likeledes ble det satt ut om lag 10.000 settefisk i 1991. Etter anbefalinger basert på fiskebiologiske undersøkelser utført i Bjornesfjorden i 1989 (Tysse & Garnås 1990), endret Direktoratet for naturforvaltning (DN) pålegget fra 10.000 ensomrig settefisk til 4.000 tosomrig settefisk fra og med 1992. Det ble da anbefalt at all settefisk skulle merkes med finnekipping for senere å kunne evaluere utsetningspålegget. Antallet settefisk satt i ut Bjornesfjorden i perioden 1992- 2005 er vist i **Tabell 3**. I 2006 og 2007 ble det ikke satt ut fisk. Dette skyldes at Direktoratet for naturforvaltning, i brev til Numedalslaugens Brugseierforening datert 29.09.2004, vedtok en midlertidig stans i utsettingene fra og med 2006 på grunn av innføring av kultiveringssoner.

1.3 Effekter av reguleringen på gyteområder og restaurering som avbøtende tiltak

Gyteområdene ved henholdsvis Meinsbusundet, Nøresundet og på utløpet av Bjornesfjorden ved Lågaros ble varig ødelagt i forbindelse med den midlertidig senking av vannstanden i fjorden fra høsten 1959 til våren 1960. Senkingen innebar blant annet at Meinsbusundet og Nøresundet ble senket ca. 0,7 m ved bruk av bulldoser, noe som medførte at det opprinnelige bunnsstratet i sundene ble gravd opp. Etter befaringen av sundene i 1960 skriver fiskerikonsulent Trygve Løkensgard at sundene tidligere var ”svært gode gyteplasser, som nu er ødelagt sannsynligvis også for fremtiden” (Løkensgard 1960). I det fiskebiologiske skjønnen for inngrepet ble det videre påpekt at senkingen ville komme til å ødelegge deler av det kjente gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros. Ved fiskebiologiske undersøkelser i 1999 ble det funnet flere gytegroper i Meinsbusundet, men gropene inneholdt mye døde egg (Barlaup m.fl. 2000). Det ble gjort nye undersøkelser sommeren 2000 for å bedre kartlegge gytegroper og få et mål på eggoverlevelsen på gyteplassene i Meinsbusundet og Nøresundet. Det ble da funnet svært høy eggdødelighet i gytegroperne (82,5 % dødelighet). Dette ble

forklart med at det høye innslaget med sand og silt i gytegroperne trolig medførte oksygensvikt for eggene.

På denne bakgrunnen ble det iverksatt et restaureringsarbeid av disse gyteplassene i 2002 ved at gytegrus ble lagt ut på de aktuelle områdene. I årene etter grusutlegget ble det gjort undersøkelser av antall gytegroper og eggoverlevelsen i tiltaksgrus og i naturlig forekommende grus/sand på områdene. Resultatene fra dette arbeidet ga igjen grunnlag for at det ble utført en justering av tiltakene ved supplerende utlegging av gytegrus i april 2006.

2 Metoder

2.1 Prøvefiske

I 1999 og 2007 ble det utført prøvefiske i Bjornesfjorden i henhold til standard for prøvefiske gitt av Direktoratet for naturforvaltning (Hindar m.fl. 1996). Det ble utført som stratifisert fiske, dvs. fiske på ulike dybdeintervall med "Nordiske garn". Hvert garn er 30 x 1,5 m med maskevidder fra 5 til 55 mm som kan fange alle størrelseskategorier av fisk. Det ble fisket på tre garnstasjoner (**Figur 2**); stasjon 1 fra Elsjåholet og vestover, stasjon 2 ved Olabu og langs landet vestover, stasjon 3 i bassenget nordvest av Meinsbusundet (Meinsbu) (**Tabell 1**). Dypene det ble fisket på var 0-3 m, 3-6 m og fra 6-12 m. I tillegg ble det på de samme garnstasjonene fisket med to flytegarn (0-5 m i 1999 og 0-6 m i 2007) med de samme maskevidder som bunnarna. Garnstasjonene ble i hovedsak lagt til områdene som ble prøvefisket i 1989 (Tysse & Garnås 1990). Dette ble gjort for å få et best mulig sammenlikningsgrunnlag ved vurdering av bestandsutviklingen. Antall garn og dybdefordelingen av garna på den enkelte garnstasjon er vist i **Tabell 1** både for 1999 og 2007. På hver stasjon ble garna satt om kvelden og tatt opp om morgenen slik at de fisket i om lag 12 timer.

For å sammenligne fangstene mellom ulike år ble fangst per innsats beregnet (CPUE). CPUE ble beregnet som antall fisk fanget per 100 m² garnareal for "Nordiske garn". Ved beregning av fangst per innsats for Meinsbusundet i 2007 ble tre garn i sona 0-3 m og to garn i sona 3-6 m tatt vekk som følge av at disse garna tvinnet seg og ikke fanget fisk i det hele tatt.

Tabell 1. Antall garn brukt under prøvefisket i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007 fordelt på dyp.

Stasjon	År	Bunn garn 0-3 m	Bunn garn 3-6 m	Bunn garn 6-12m	Flytegarn
Elsjøholet	1999	7	7	7	2
	2007	7	7	6	2
Olabu	1999	7	7	7	2
	2007	7	4	4	2
Meinsbusundet	1999	9	10	2	2
	2007	7	7	6	2

Etter at fisken var tatt ut av garna ble den først undersøkt for merkekoder i form av en eller flere klipte finner. Deretter ble følgende mål tatt fra hver enkelt fisk; fiskens lengde (til nærmeste mm), vekt (til nærmeste gram), kjønnsmodningsgrad, fettstatus (på skala fra 0 til 3), kjøttfarge og eventuelle synlige parasitter. Skjell og otolitter (ørestein) fra hver fisk ble tatt med for aldersanalyse. Mageinnholdet ble gruppert etter en skala fra 0-5, konservert i etanol og senere analysert i laboratoriet. Ved vurdering av mageinnholdet ble de ulike byttedyrsartene/gruppene gitt en tørrvekt som er rapportert for arter funnet i Øvre Heimdalsvatn (Lien 1978) (**Tabell 2**). Tørrvekten av skjoldkrepss og marflo varierer mye med lengdene på dyrene (L'Abée-Lund & Sægrov 1991). Basert på at det hovedsakelig ble funnet store individer ved prøvefisket i august ble disse artene gitt en konstant vekt.

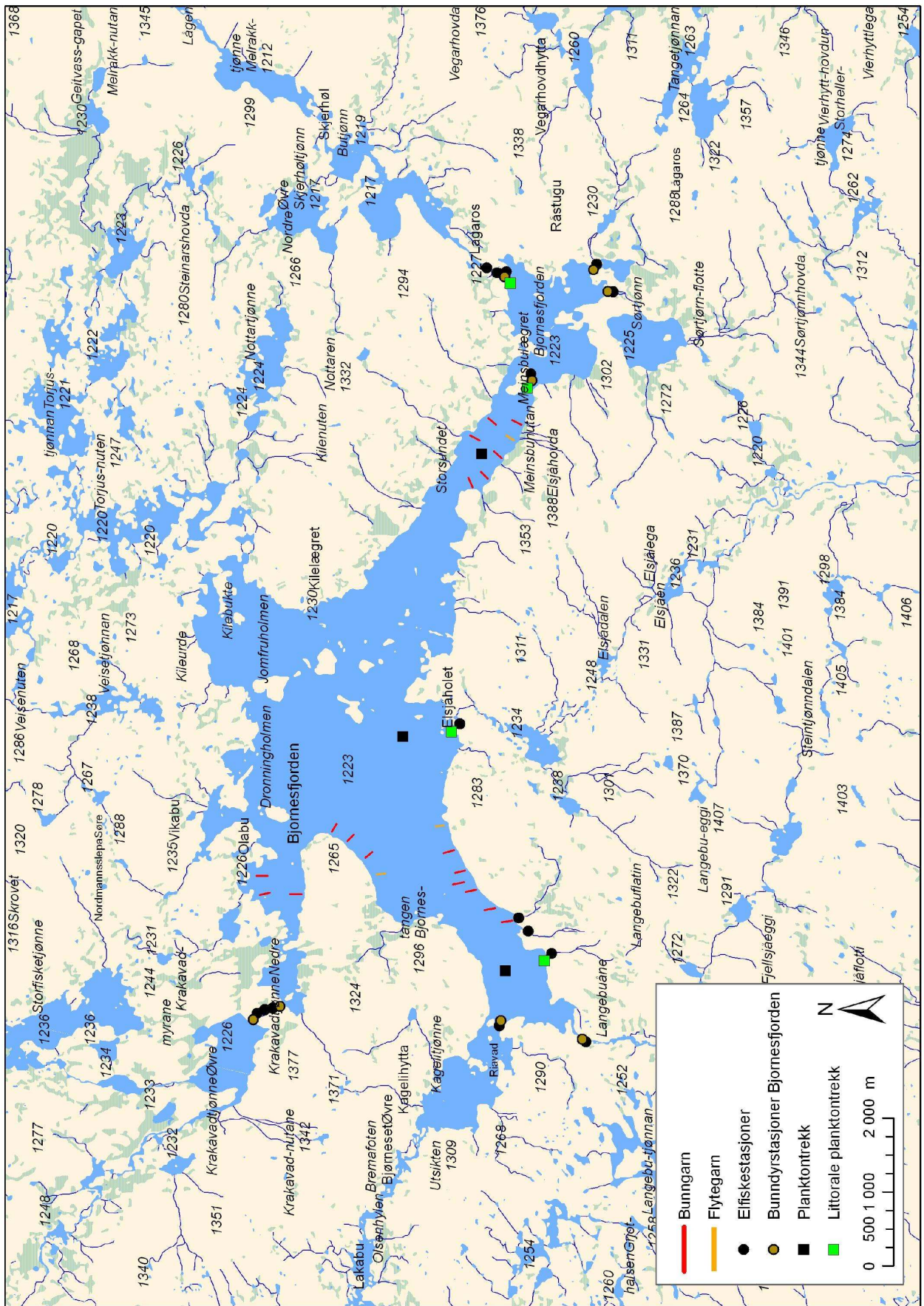


Odd Enerstvedt på veg ut for å trekke garn. Foto: LFI-Unifob v/Arne Fjellheim.

Tabell 2. Tørrvekter av de ulike byttedyrene brukt ved analyser av mageinnholdet til auren i Bjornesfjorden i 2007. Tørrvektene er i hovedsak basert på verdiene fra Lien (1978), men det er gjort tilpassinger i forhold tørrvekten for noen av artene/gruppene, bl.a. skjoldkreps og marflo.

Byttedyr Norske navn	Latinske navn	Tørrvekt (mg)
Skjoldkreps	<i>Lepidurus articus</i>	18
Marflo	<i>Gammarus lacustris</i>	2,7
Linsekreps	<i>Eurycercus lammellatus</i>	0,3
Vannloppe	<i>Daphnia sp</i>	0,03
	<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,12
Alm. damsnegl	<i>Lymnaea peregra</i>	3,7
Ertemuslinge	<i>Pisidium sp</i>	1,9
Fåbørstemark	<i>Oligochaeta</i>	14,3
Døgnfluer	<i>Ephemeroptera l.</i>	2,1
Steinfluer	<i>Plecoptera l.</i>	1,25
Vårfluer	<i>Trichoptera l.</i>	5
Fjærmygg	<i>Chironomidae l.</i>	0,5
Knott	<i>Simuliidae l.</i>	0,8
Biller	<i>Coleoptera l.</i>	7
Stankelbein	<i>Tipuliidae</i>	10
Terrestriske insekt	<i>Hymenoptera</i>	8,7

Under aldersbestemmelsen ble innslaget av merket/umerket fisk kontrollert ved å se på vekstmønsteret første året i skjellene og øresteinene. Den merkete fisken stammer fra utsettinger i perioden 1992-2005 (**Tabell 3**). Det er ikke satt ut fisk etter 2005 som følge av det tidligere nevnte vedtak fra DN om midlertidig stans i utsettingene fra og med 2006. For gjennomgang av utsettinger i perioden 1971-1991 henvises det til omtale i **kapittel 1.2**.



Figur 2. Kart over garn- og elfiskestasjoner samt områder hvor det ble gjennomført planktontrekk i august 2007.

Tabell 3. Antall settefisk satt ut i Bjornesfjorden i perioden 1992-2005. All fisk satt ut i denne perioden er tosomrig fisk med unntak av 1997 da det også ble satt ut ensomrig fisk (data fra Rolf Jenssen og Trond Bakkene, Statkraft). Etter 2005 er det ikke satt ut fisk i Bjornesfjorden.

År	Antall fisk satt ut	Type fisk	Gjennomsnittlig vekt (g)	Gjennomsnittlig lengde (cm)	Merkekode
1992	3729	Tosomrig	30		Klipt fettfinne+bukfinne
1993	4103	Tosomrig	49,5		Klipt fettfinne
1994	4350	Tosomrig	51,3	16,2	Klipt venstre buk
1995	4581	Tosomrig	66,6	17,4	Klipt høyre bukfinne
1996	0				
1997	2260	Tosomrig	40		Klipt gattfinne
1997	6960	Ensomrig	5		
1998	4500	Tosomrig	50-150		Klipt fettfinne
1999	3934	Tosomrig			Klipt gattfinne
2000	10200	Tosomrig			Klipt venstre bukfinne
2001	11000	Tosomrig			Klipt høyre bukfinne
2002	2300	Tosomrig			Klipt fettfinne
2003	3000	Tosomrig			Klipt fettfinne+gattfinne
2004	4350	Tosomrig			Klipt fettfinne
2005	5000	Tosomrig	48		

2.2 Elektrisk fiske, vannkjemi og prøver av bunndyr og plankton

Flere av innløpselvene og -bakkene til Bjornesfjorden ble undersøkt med tanke på rekrutteringsforhold for aure. I hver undersøkte lokalitet ble minst en stasjon med egnet oppvekstforhold for ungfisk valgt ut. Tetthetene av ungfisk på stasjonen ble kvantifisert etter tre omganger med elektrisk fiske i henhold til metode beskrevet av Bohlin et al. (1989). I tillegg ble flere stasjoner fisket kvalitativt ved at de ble fisket over en gang. Dette ble gjort i tilfeller hvor det ikke ble påvist fisk eller bare påvist fisk i lavt antall. Lokaliseringen og areal av stasjonene framgår av **Figur 2** og **Tabell 8**. Fisk samlet inn ved elektrisk fiske ble analysert på samme måte som beskrevet for fisk tatt ved prøvofiske i fjorden. I tillegg ble det tatt gjelleprøver for kvantitativ analyse av aluminium fra et utvalg av fisken fra stasjonene ved utløpet av Kagelitjønn, Langebuåni, utløp fra Sørtjønn og utløpsosen ved Lågaros i 1999. Gjelleanalysene ble utført ved Laboratorium for Analytisk Kjemi v/NLH-Ås.

Ved vurdering av bunndyrsamfunnet ble det benyttet samme metodikk som i dag benyttes i de nasjonale overvåkingsprogrammer for sur nedbør og kalking. Systemet er utarbeidet på basis av forsuringstoleranse hos de ulike grupper og arter av invertebrater med en forsuringssammenheng ved hjelp av invertebratfaunaen. Forsuringssammenhengene er beregnet etter Fjellheim & Raddum (1990). Verdien 1 viser et bunndyrsamfunn som ikke er forsuringsskadet, mens verdien 0 viser et sterkt skadet samfunn. Det ble tatt bunndyrprøver på til sammen åtte lokaliteter (**Figur 2**).

For analyser av dyreplanktonet i fjorden ble det tatt vertikale hovtrekk fra 5 m dyp. Hovtrekkene ble tatt i vest i fjorden mot innløpet fra Kagelitjønn, midtfjords ved Elsjåtangen og i øst mot Meinsbusundet (**Figur 2**). Planktonhoven har en diameter på 27 cm og 60 µm maskevidde. Prøvene ble fiksert på etanol og senere analysert under lupe. Prøvene av dyreplankton ble talt opp ved å ta ut fire delprøver på 5 ml fra et total volum på 100 ml. I tillegg ble hele prøven gjennomgått for å registrere fåtallige arter. Bare en av to parallelle prøver ble talt opp. I tillegg ble det tatt fire littorale håvtrekk som ble utført ved å kast ute en håv fra land og dra den inn igjen (**Figur 2**). De littorale håvtrekkene ble gjennomgått i sin helhet. Det ble imidlertid ikke gjort noe forsøk på å telle opp artene i disse, da de inneholder mye rusk (planterester, detritus og skinnkast av insekter). For disse registreringene er likevel artsinventaret det mest informative.

2.3 Kartlegging av gyteforhold i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros

For å kartlegge dybde, strøm- og bunnforholdene på områder i Meinsbusundet og ved utløpet av Bjornesfjorden ble det dykket med snorkel. På alle områdene ble det foretatt oppmålinger fra land og ved dykking for å vurdere det tilgjengelige gytearealet (se omtale i **kapittel 1.2.**). I 2007 ble det i tillegg målt opp transekter for vanddyb og vannhastighet. Vannhastighet ble målt ved bruk av Valeport vannhastighetsmåler. Ved dykkingen ble det undersøkt om forholdene var egnet eller uegnet for gyting av aure. Disse vurderingene er basert på kjennskap til gytebiologien hos auren og de krav den stiller til vanddyb, vannhastighet og bunnssubstrat når den skal gyte (Hobbs 1937, Jones & Ball 1954, Ottaway et al. 1981, Shirvell & Dungey 1983, Witzel & MacCrimmon 1983, Crisp & Carling 1989, Barlaup et al. 1994). Ved funn av gytegroper ble vanddyb målt som avstanden fra vannoverflaten ned til substratoverflaten. Rogn fra hver grop ble samlet inn ved hjelp av en spesialkonstruert spade og hov (se bilde). I tillegg ble gravedypet for den enkelte grop målt som avstanden fra substratoverflaten og ned til rogn. I 1999, før restaureringstiltaket, ble det samlet inn substratprøver fra 12 gytegroper i Meinsbusundet ved hjelp av spade og hov med maskevidde 250 μm .

Flere studier av laksefisk har vist at det er en klar sammenheng mellom eggoverlevelsen og sammensetningen av gytegrusen. Det er særlig de finere fraksjonene som sand og silt som kan påvirke eggoverlevelsen i negativ retning ved å redusere oksygentilførselen til eggene. På denne bakgrunn ble substratprøvene levert inn for siktanalyse i henhold til Wentworth skalaen, dvs. prøvens vekt ble fraksjonert ved bruk av følgende siktstørrelser; mindre enn 0,125 mm, 0,125 mm, 0,25 mm, 0,5 mm, 1 mm, 2 mm, 4 mm, 8 mm, 16 mm, 32 mm, 64 mm og 128 mm. Flere metoder ble brukt for å karakterisere substratet fra gytegroper. Vektprosenten av materiale mindre enn 1 mm ble brukt for å vurdere andelen finpartikulært materiale i den enkelte gytegrop. Videre ble den geometriske gjennomsnittsstørrelse (D_g) målt for den enkelte grop. Dette målet er definert som;

$$D_g = (d_1^{w_1} x d_2^{w_2} \dots x d_n^{w_n}),$$

der d = midtpunkt diameteren for partikler hold igjen av en gitt sikt og

w = vektfraksjonen (som desimal) av partikler hold igjen av en gitt sil.

D_g er direkte proporsjonal med substratprøvens porestørrelse og permeabilitet. I tillegg ble sorteringskoeffisienten (S_o) beregnet for prøvene. Denne er definert som kvadratrotten av partikkelstørrelsen fra prøvens 75 persentil delt på kvadratrotten av partikkelstørrelsen funnet ved prøvens 25 persentil. Sorteringskoeffisienten beskriver hvordan partiklene i prøven er fordelt og er inverst proporsjonal med prøvens permeabilitet. Fredle-indeksen (F_i) er gitt som prøvens geometriske gjennomsnitt delt på sorteringskoeffisienten (Lotspeich & Everest 1981);

$$F_i = D_g/S_o.$$

Tilsvarende målinger av gytegrus fra litteraturen og fra de to innsjøene Vegår og Store Hovvatn i Aust-Agder ble brukt som sammenlikningsgrunnlag ved vurderingene av gytegrusen fra Meinsbusundet.

Tidspunkt for klekking og tidspunkt for når 50 % av yngelen er kommet opp for første næringsopptak, ble beregnet ved å bruke modeller som beskriver utviklingshastighet hos aure som en funksjon av temperatur. Utviklingen ble beregnet ved å bruke temperatur fra logger som ble lagt ut ved gyteplassen i Meinsbusundet. Det ble benyttet døgnmiddeltemperatur fra temperaturloggerne som registrerte temperaturen annenhver time. Modellen som ble brukt for beregning av utvikling var ligning 1b gitt av Crisp (1981 og 1988).

2.4 Restaurering av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros

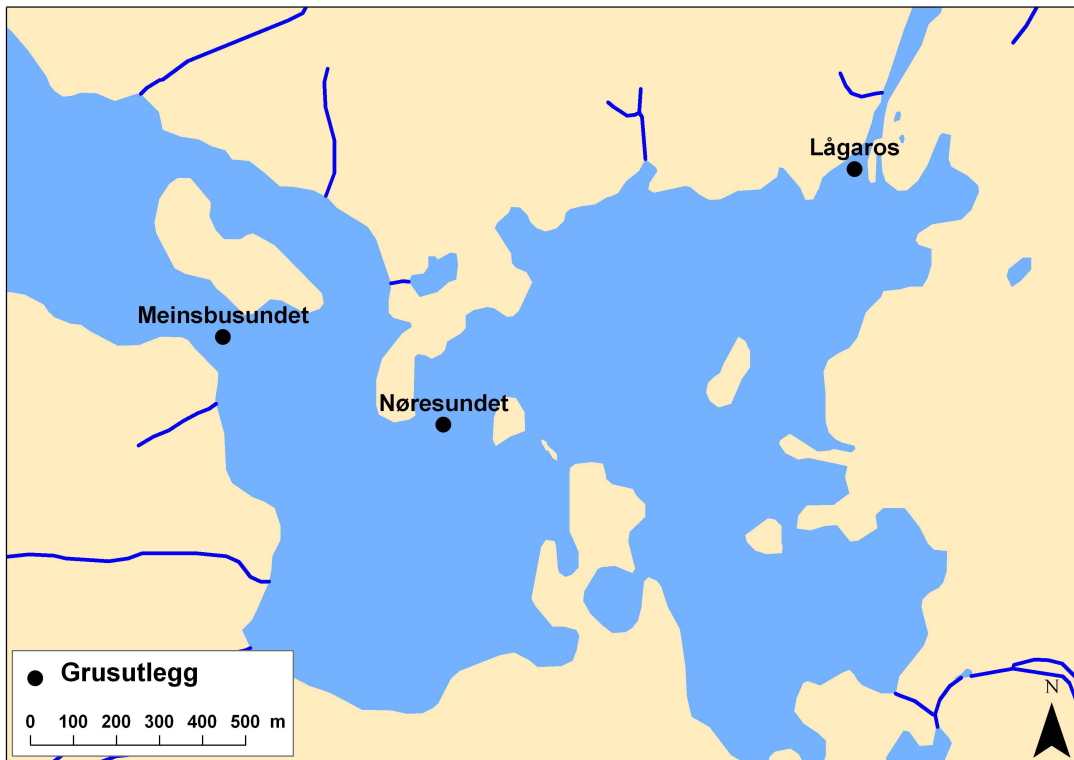
Basert på de fiskebiologiske undersøkelsene gjennomført i 1999 (Barlaup m.fl. 2000) ble det foreslått å restaurere gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros (**Figur 3**). Det ble da foreslått å legge ut 50-150 m² med gytegrus i Meinsbusundet og ved Lågaros i et 15 cm tykt lag. Nøresundet hadde ikke blitt undersøkt på dette tidspunktet, men historisk informasjon og likheten med Meinsbusundet tilsa at dette også var et område som sannsynligvis var egnet for restaurering.

I 2001 startet klargjøringen av restaureringsprosjektet. Kornfordelingen på grusen ble spesifisert i henhold til aurens krav om gytegrus og ble oppgitt til å variere fra ca. 0,5 til 7 cm, med det meste av grusen ($\geq 80\%$) innenfor intervallet 2 til 4 cm. Grusen ble tatt ut fra grustak i Simadalen i Eidfjord, og deretter siktet, vasket og pakket i storsekker. Hver sekk veide om lag 800 kg. Grussekkene ble kjørt med bil inn til Tinnhølen høsten 2001 og deretter fraktet med beltebil inn til Bjornesfjorden vinteren 2002.



Beltevogner ble brukt til å frakte grussekkene fra Tinnhølen og inn til Bjornesfjorden. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Utleggingen av grus ble gjennomført i løpet av den første uka av april 2002. På dette tidspunktet var fjorden islagt, men det var isfritt på alle de tre utleggingsområdene. Grusen ble lagt ut ved bruk av helikopter som løftet sekken over det ønskede område samtidig som to personer i dykkerdrakt utløste sekken og fordelte grusen jevnt utover gyteområdene. Det ble lagt ut 40 sekker ved Meinsbusundet, 13 sekker ved Nøresundet og 40 sekker ved utløpet på Lågaros. Med 800 kg i hver sekk ble det dermed lagt ut om lag 32 tonn i Meinsbusundet, 10,4 tonn i Nøresundet og 32 tonn ved Lågaros. Ut fra en forventet egenvekt på grusen på 1,6 ble det lagt ut henholdsvis 25 m³, 6,5 m³ og 25 m³ med grus i Meinsbusundet, Nøresundet og Lågaros.



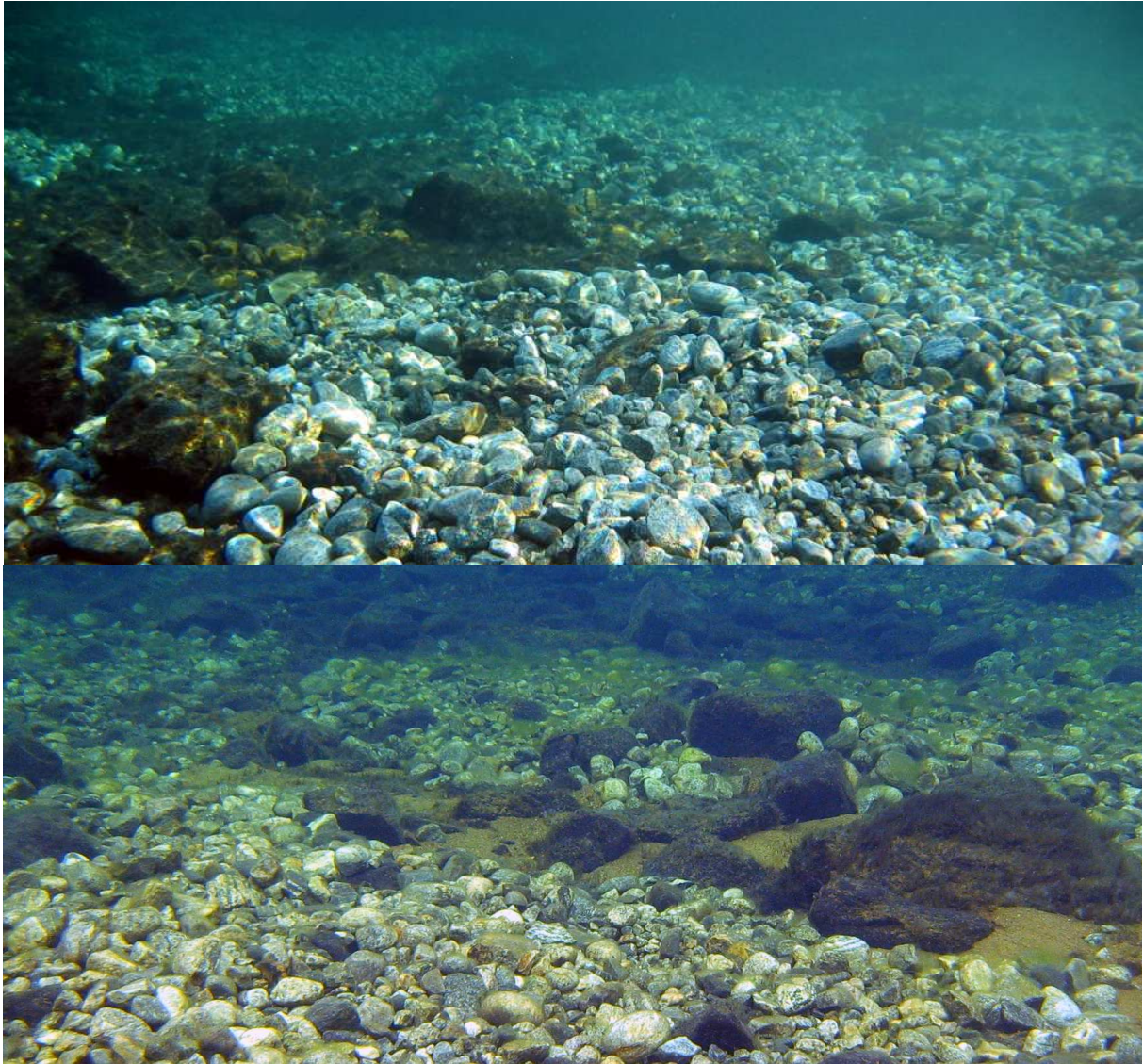
Figur 3. Oversikt over områder i Bjornesfjorden hvor det er lagt ut gytegrus.

I Meinsbusundet ble grusen lagt ut over et område på 29 m × 8 m, i Nøresundet over et område på 23 m × 4 m og ved Lågaros over et område på 29 m × 17 m. Disse områdene ble ikke jevnt dekket med grus, siden grusen ved utlegging som regel ble liggende i om lag 1-2 m brede striper. Både ved utleggingstidspunktet og ved etterundersøkelsene ble det bemerket at en del av den utlagte grusen var noe grov i forhold til de spesifikasjoner gitt i bestillingen.



Bildet viser utlegging av grus i Bjornesfjorden i april 2002. Foto: LFI-Unifob v/Helge Skoglund.

Etterundersøkelsene i årene 2003-2007 viste at auren tok i bruk områdene i Meinsbusundet og ved Lågaros, mens den i mindre grad benyttet området i Nøresundet. Etter en vurdering av resultatene fra de første årene ble det foreslått å justere tiltakene i Meinsbusundet og på Lågaros ved å legge ut noe mer grus. Dette skyltes at deler av grusen som ble lagt ut i 2002 som nevnt var noe grovere enn det som var spesifisert på forhånd, samtidig som gytingen i hovedsak var konsentrert på områder som trolig hadde den mest gunstige vannhastigheten. Disse erfaringene tilsa at det var mulig å optimalisere tiltakene ved å legge ut mer grus på områdene med den gunstigste vannhastigheten. Supplerende grus ble derfor tilført områdene i Meinsbusundet og ved Lågaros i perioden 9.-11.05.2006.



Utlagt gytegrus i Meinbusundet henholdsvis ett år (øverst) og tre år (nederst) etter utlegging. Etter tre år ser en at grusen har fått en noe mørkere farge. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Grusen som ble lagt ut i 2006 var i hovedsak siktet i størrelseskategorien 20-40 millimeter. Grusen var på forhånd fylt i sekker på om lag 40 kg og kjørt inn til Bjornesfjorden på beltevogner og plassert ved Meinsbusundet og Lågaros. Totalt ble 249 slike grussekker kjørt inn til Bjornesfjorden. Ved utleggingen ble grussekkene kjørt til iskanten med snøscooter, hvor de ble fløtet videre på flåter og i baljer ut til utleggingsstedet. Grusen ble deretter med stor presisjon plassert ut på bunnen. I Meinsbusundet ble det på denne måten plassert ut om lag 120 grussekker, eller om lag 4,8 tonn, som dekket et område på om lag 43 m². De resterende 129 grussekkene, eller om lag 5,2 tonn, ble lagt ut på Lågaros og dekket et område på om lag 50 m². På begge plassene ble grusen med stor presisjon lagt ut

i renner og på flekker som var gunstig i forhold til vannhastighet og som ble vurdert som gunstige gyteplasser for auren.

I perioden 2003-2007 ble det utført etterundersøkelser for å vurdere effekten av utleggingen av gytegrus. Dette ble gjort ved å undersøke antallet gytegroper og eggoverlevelse i naturlig grus og tiltaksgrus (se **kapittel 2.5**).

2.5 Undersøkelser av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og ved Lågaros

Før det blir gitt en beskrivelse av metoden for undersøkelse av gytegroper, er det naturlig å forklare noen sentrale begrep angående aurens gytebiologi. Auren gyter ved å grave eggene porsjonsvis ned i grusen i såkalte gytegroper. Disse lages ved at hunnfisken legger kroppssiden ned mot bunnen og slår kraftig med sporen. Eggene slippes så ned i gropa og befruktes av en eller flere hannfisk. Deretter graver hofisken en ny grop like ovenfor og fyller samtidig grus over eggene i den første gropa. Fisken kan så gyte en ny porsjon med egg i den nye gropa. Resultatet kan ofte sees som et ovalt parti med omrørt grus på bunnen. Porsjonene med egg ("eggglommer") kan ligge på rekke i en og samme gytegrop (Ottaway et al. 1981; Crisp & Carling 1989), men det forekommer også ofte at fisken sprer egglommene i flere gytegroper på ulike plasser (Barlaup et al. 1994). Begrepet "gytegrop" blir derfor brukt både for å beskrive et gytegropkompleks med flere egglommer og en gytegrop som bare har en enkelt egglomme. Det kan imidlertid være vanskelig å skille hvilke egglommer som er gytt av ulike hunnfisk, da gytegroperne ofte kan ligge tett. I den videre teksten blir gytegrop brukt synonymt med egglomme, siden dette er resultatet av en gyteakt.



Undersøkelsene av gytegroperne ble utført i april-mai hvert år i perioden 2002-2007. Dette var gunstig med tanke på at dette var like før klekking, samtidig som det var åpent vann på alle tre lokalitetene. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup

For å undersøke omfanget av gyting i de tre områdene ble det dykket med snorkel og gytegroperne ble lokalisert ved å grave forsiktig i grusen med en spiss spade (se forsidefoto). Når en gytegrop

(eggglomme) ble funnet ble vanddypt over gytegroper og gravedyptet i selve groper registrert. Rognoverlevelsen ble estimert ved å telle antall levende og døde egg. Etter registreringa ble rogn forsiktig gravd ned igjen i grusen. Det ble brukt samme metode og relativt lik arbeidsinnsats hvert år i undersøkelsesperioden. Derfor gir antallet gytegroper på en gitt lokalitet et relativt mål på gyteaktiviteten. Undersøkelsene av gytegroper ble utført i april i perioden 2002-2007, med unntak av 2006 da undersøkelsene ble utført i første halvdel av mai.

I tillegg til de undersøkelsene som er nevnt ovenfor ble det for enkelte groper registrert vannhastighet (2007) og oksygeninnhold (2003). Målingen av oksygen i gytegroper ble utført ved bruk av en vannhenter konstruert for å ta vannprøver nede i elvegrus (Terhune 1958; Peterson 1978). Prøvetakeren består av et stålrør (lengde 135 cm, indre diameter 4 cm) som er perforert (porer som er 4 mm i diameter) i nedre enden. Når røret slås ned i grusen holder et stempel perforeringen tett slik at det ikke kommer vann inn i røret. Ved ønsket dyp trekkes det innvendige stempelet opp og vannet som omgir perforeringene nede i grusen strømmer inn i røret. Oksygenforholdene nede i elvegrusen ble deretter målt ved å senke en oksygenelektrode (YSI model) ned i røret. Målingene av oksygenkonsentrasjonene ble gjort i forbindelse med undersøkelsene av gytegroper.

I 2007 ble de ulike gytegroperne i tillegg geografisk lokalisert vha. GPS. GPS-punktene danner grunnlaget for utarbeidelsen av kart over lokalisering til gytegroperne. I tillegg er GPS-punktene benyttet til å utarbeide kart over vannhastighet og vanddyb ved utløpet på Lågaros. For å utarbeide kart over vannhastighet og vanddyb ble det utført en interpolasjon i programmet ArcGis 9.2. Interpolasjon er en metode for å beregne verdier for områdene som ligger mellom de opprinnelige datapunktene. I dette tilfellet var datapunktene de registrerte transektpunktene og gytegroperne. For å få et kart som gjenspeilte virkeligheten på en bedre måte ble det lagt inn hjelpепункter ved bruk av skjønn ut fra egen observasjoner og flyfoto. Ett eksempel på slike hjelpепункter er 0-punkter ved overgangen mellom land og vann. Alle kartene ble laget i ArcGis 9.2.



Stor aure fanget under prøvefisket i Bjornesfjorden 1999. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

3 Resultater

3.1 Prøvefiske

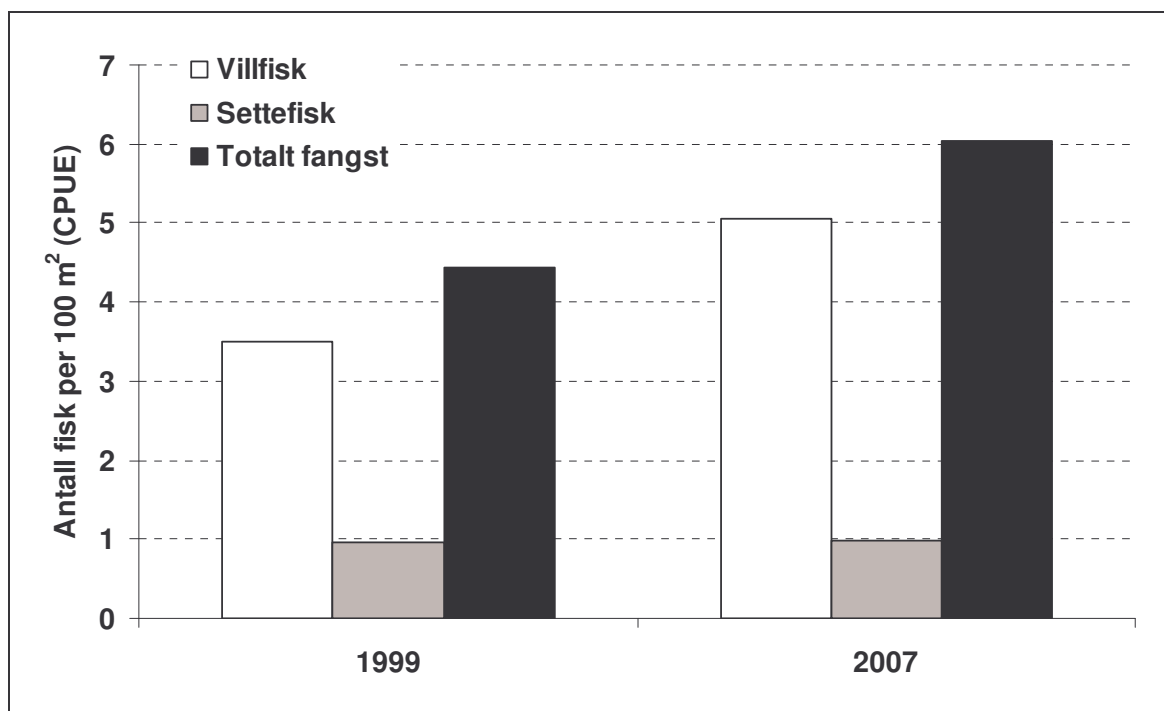
3.1.1 Fangst per innsats

Ved prøvefiske i Bjornesfjorden i 1999 og 2007 ble det hhv. tatt 130 og 141 aurer (**Tabell 4**). Nesten all fisk ble tatt på bunngarn. Garninnsatsen var relativt stabil mellom de ulike stasjonene og mellom årene, men med noe høyere innsats ved Meinsbu i 1999 og noe lavere ved Olabu i 2007 (se **kapittel 2.1**).

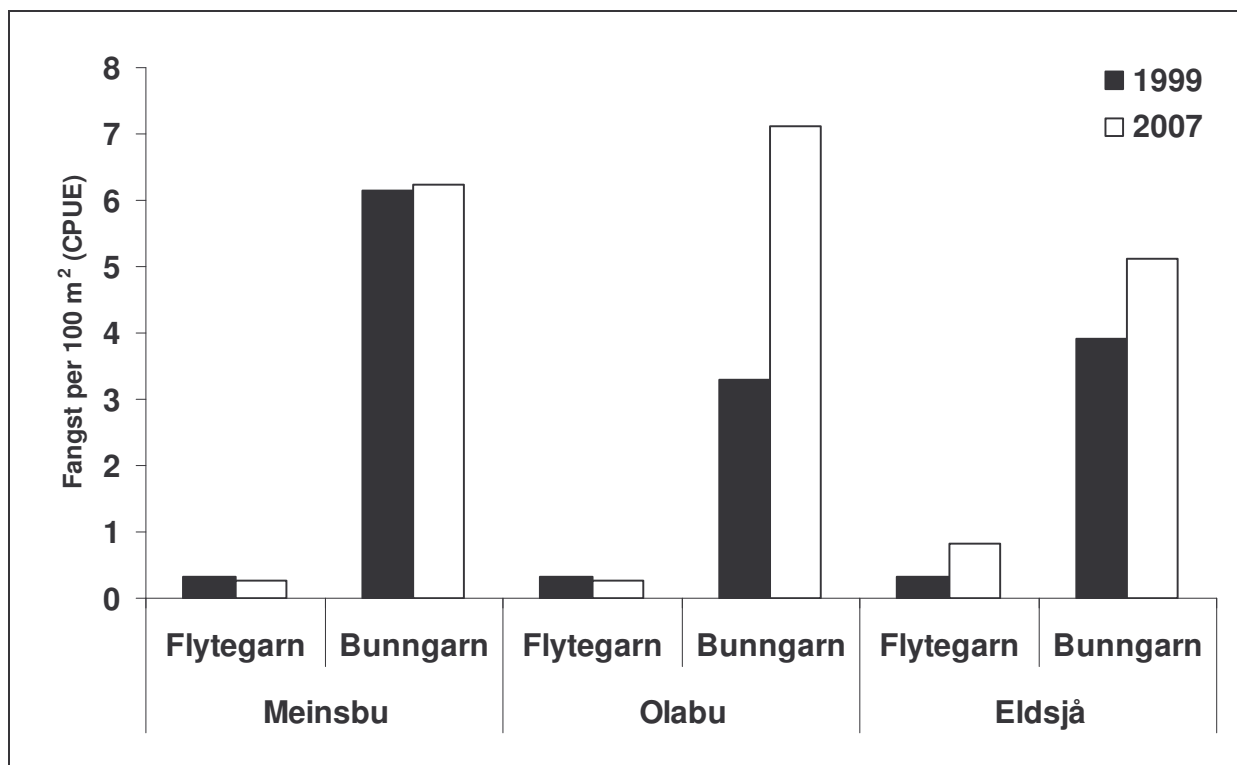
Tabell 4. Oversikt over garnfangstene på de tre stasjonene i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

Stasjon	År	Villfisk bunngarn	Villfisk flytegarn	Settefisk bunngarn	Settefisk flytegarn	Totalt	Settefisk (%)
Elsjøholet	1999	24	0	14	1	39	38,5 %
	2007	37	1	9	2	49	22,5 %
Olabu	1999	21	1	10	0	32	31,3 %
	2007	36	1	12	0	49	24,5 %
Meinsbu	1999	50	1	8	0	59	13,6 %
	2007	40	1	2	0	43	4,7 %
Sum	1999	95	2	32	1	130	25,4 %
	2007	113	3	23	2	141	17,7 %

Fangst per innsats for bunngarn var gjennomgående noe høyere i 2007 sammenlignet med 1999 (**Figur 4**). Forskjellen mellom årene er relativt små ved Meinsbu og Elsjøholet, mens det ved Olabu var over en dobling av fangsten fra 3,3 fisk per 100 m² i 1999 til 7,1 fisk per 100 m² i 2007 (**Figur 5**). Olabu var det området som hadde de høyeste fangstene i 2007. Fangsten på flytegarn var lav for begge de to årene det ble gjennomført prøvefiske og fangsten oversteg aldri 1 fisk per 100 m² garnareal.



Figur 4. Fangst per innsats (CPUE) for villfisk, settefisk og totalfangst i Bjornesfjorden 1999 og 2007.



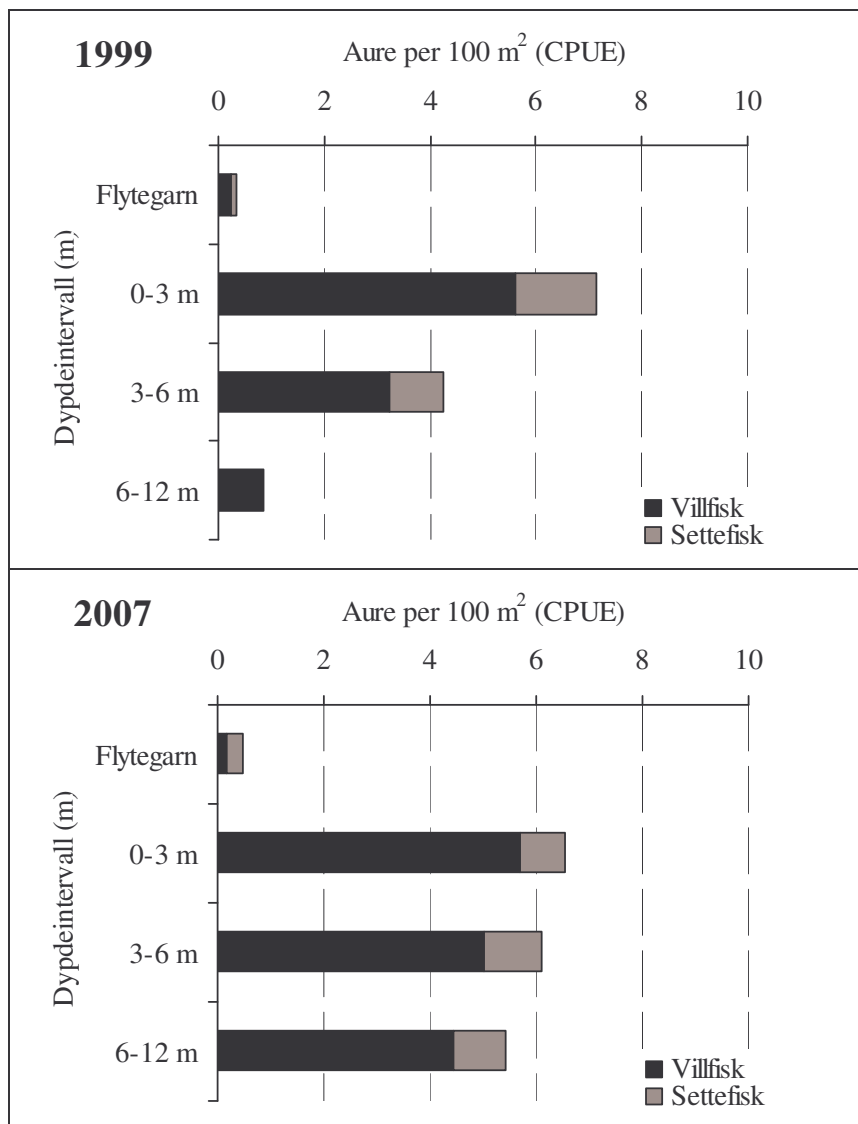
Figur 5. Fangst per innsats (beregnet som antall fisk fanget per 100 m² garnareal, CPUE) av aure på de tre prøvefiskelokalitetene for 1999 og 2007.

For hele prøvefisket i 1999 sett under ett ble det tatt flest fisk i de grunne områdene fra 0-3 meters dyp og med økende dyp avtok fangsten kraftig (**Figur 6**). I dybdeintervallet fra 0-3 m ble tatt i snitt 6,9 aure per 100 m² garnareal, fangstene ble redusert til 4,3 aure per 100 m² på 3-6 m dyp, og dypere enn 6 m ble det bare tatt 0,8 aure (**Figur 6**). Situasjonen var noe endret i 2007. Selv om fangstene avtok noe ved økende dyp var ikke forskjellen i fangst like fremtredene som i 1999. Det ble fanget langt flere aure på dyp mellom 3-12 m i 2007 og fangst per innsats ble kun redusert med ca 1 aure fra dybdeintervallet 0-3 m sammenlignet med intervallet fra 6-12 m. På flytegran var fangstene lave begge årene, noe viser at fisken i liten grad bruker de frie vannmassene (den pelagiske sone). Den observerte habitatbruken tyder på at auren har god næringstilgang, noe som gjenspeiles i tilvekst (**Figur 10**) og næringsvalg (**Figur 14**).

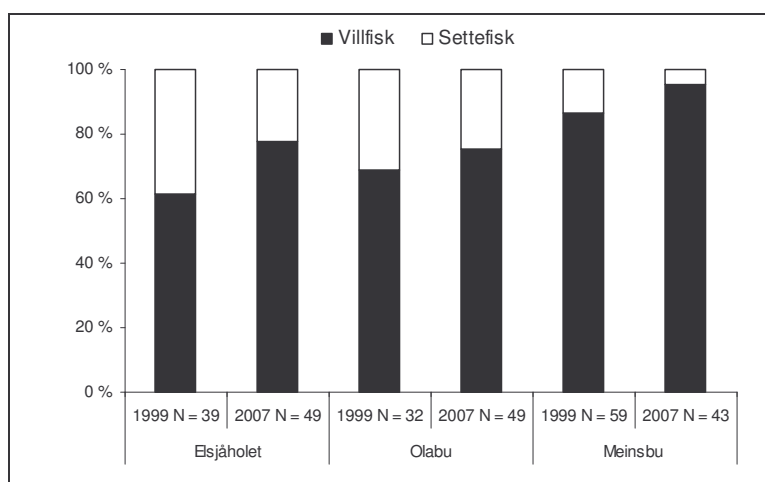
Det ble observert noen forskjeller i fangstene per dybdeintervall mellom de ulike garnstasjonene, bl.a. økte fangstene med økende dyp ved Olabu. For de to andre stasjonene sank fangstene noe med økende dyp. Det er usikkert hva denne forskjellen skyldes.

Settefiskene hadde en relativt lik fordeling som villfiskene begge årene, men med en svak tendens til at en større andel sto noe dypere enn villfiskene i 2007 (**Figur 6**).

Innslaget av merket fisk i totalfangsten var 17,7 % i 2007. Dette er en nedgang på 7,7 % sammenlignet med fangstene fra 1999. Reduksjonen i fangsten av merket aure kommer trolig av at det ikke ble satt ut fisk i 2006 og 2007. Andelen merket fisk var tydelig høyere ved Eldsjåholet og Olabu sammenliknet med stasjonen ved Meinsbu i både 1999 og 2007 (**Tabell 4, Figur 7**).



Figur 6. Fangst av aure per 100 m² fordelt på de ulike dybdeintervallene ved prøvefiske i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007. Figuren er basert på materiale fra alle tre garnstasjonene.



Figur 7. Prosentvis fordeling av villfisk og settefisk tatt ved prøvefiske på de tre garnstasjonene i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

3.1.2 Lengde- og aldersfordeling, og andre bestandsmål

Gjennomsnittsverdiene av lengde, vekt m.m. for fangstene fra prøvefisket i 1999 og 2007 er vist i **Tabell 5** og **Tabell 6**. Det er skilt mellom settefisk og villfisk. Det framgår at villfisken i gjennomsnitt var 2,5 cm lengre i 1999 sammenlignet med 2007. Større gjennomsnittlig lengde for villfisk i 1999 skyldes med stor sannsynlighet den sterke årsklassen med sjuårig fisk som var svært godt representert i fangstene dette året. For settefisken er det motsatte tilfellet. Her går den gjennomsnittlige lengden opp med 3,6 cm mellom de to årene. Dette skyldes at det ikke ble satt ut fisk i 2006 og 2007 noe som bidrar til at settefisken som ble fanget i 2007 var eldre enn i 1999. For begge årene og gruppene lå k-faktoren rundt 1,0. Fettstatus og magefylling hadde noe lavere verdier i 2007 sammenlignet med 1999.

Tabell 5. Gjennomsnittlig lengde, vekt, K-faktor, fettstatus og magefyllingsgrad for villfisk og settefisk tatt ved prøvefiske i Bjornesfjorden i august 1999. Standardavvik (SD) og antall fisk undersøkt (n) er vist.

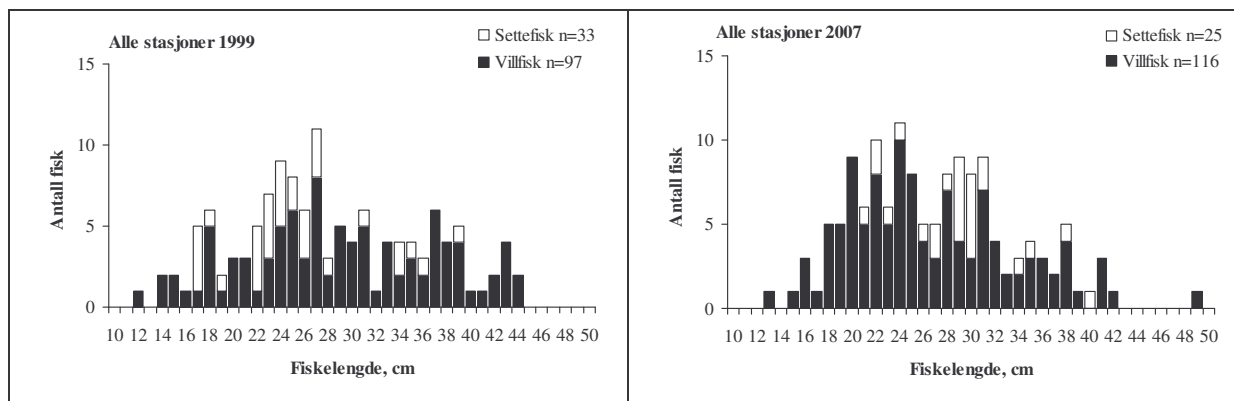
Fisketype/fiskemål		Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor	Fett	Magefylling
Villfisk	Gjennomsnitt	29,6	328,8	1,01	2,30	2,14
	SD	8,1	256,9	0,09	0,83	1,34
	N	97	97	97	97	97
Settefisk	Gjennomsnitt	25,6	200,6	1,02	2,06	2,30
	SD	5,7	156,4	0,09	0,93	1,31
	n	33	33	33	33	33

Tabell 6. Gjennomsnittlig lengde, vekt, K-faktor, fettstatus og magefyllingsgrad for villfisk og settefisk tatt ved prøvefiske i Bjornesfjorden i august 2007. Standardavvik (SD) og antall fisk undersøkt (n) er vist.

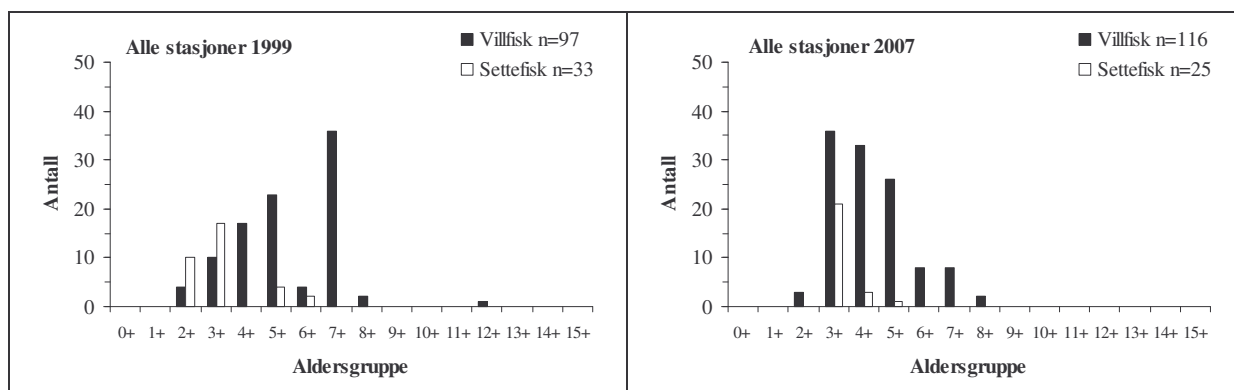
Fisketype/fiskemål		Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor	Fett	Magefylling
Villfisk	Gjennomsnitt	27,1	237,9	0,99	1,44	1,35
	SD	4,6	136,9	0,09	1,00	1,34
	n	115	115	115	78	115
Settefisk	Gjennomsnitt	29,3	270,8	1,00	1,6	0,52
	SD	4,6	139,3	0,05	0,87	0,77
	n	25	25	25	13	25

Lengde- og aldersfordelingen av fangstene viser at det ved prøvefiske i 2007 ble tatt fisk i lengdeintervallet fra 13 til 49 cm og med en alder fra 2 – 8 år (**Figur 8, Figur 9**). I 1999 var 1992-årsklassen (7+) svært sterkt representert i fangstene. Fraværet av en slik sterk eldre årsklasse i 2007 medførte at antallet stor fisk gikk noe ned. Den generelt lave fangsten av eldre og stor aure skyldes trolig at det drives et betydelig næringsfiske med 45 mm garn som beskatter den eldste og største auren hardt. I tillegg spiller naturlig dødelighet inn. Det ble observert en økning i antallet yngre villfisk i fangstene 2007 sammenlignet med 1999. Dette ser man også igjen på lengdefordelingen i form av flere små fisker (<25 cm). Lengde- og aldersfordelingen tyder på at det kommer flere sterke årsklasser inn i fangbar størrelse for næringsfisket de kommende årene.

Settefisken var representert med aldersgruppene 3+, 4+ og 5+ i 2007 (**Figur 9**). Fraværet av settefisk yngre en 3 år skyldes at det ikke ble satt ut fisk i 2006 og 2007. Settefisken er større enn villfisk ved samme alder på utsettingstidspunktet (tosomrig fisk). Denne størrelsesforskjellen holder seg etter hvert som fisken blir eldre (**Figur 10**). Dette medfører at settefisken raskere når fangbar størrelse for næringsfisket og dette bidrar trolig til forskjellen i den observerte alderssammensetningen mellom settefisk og villfisk.



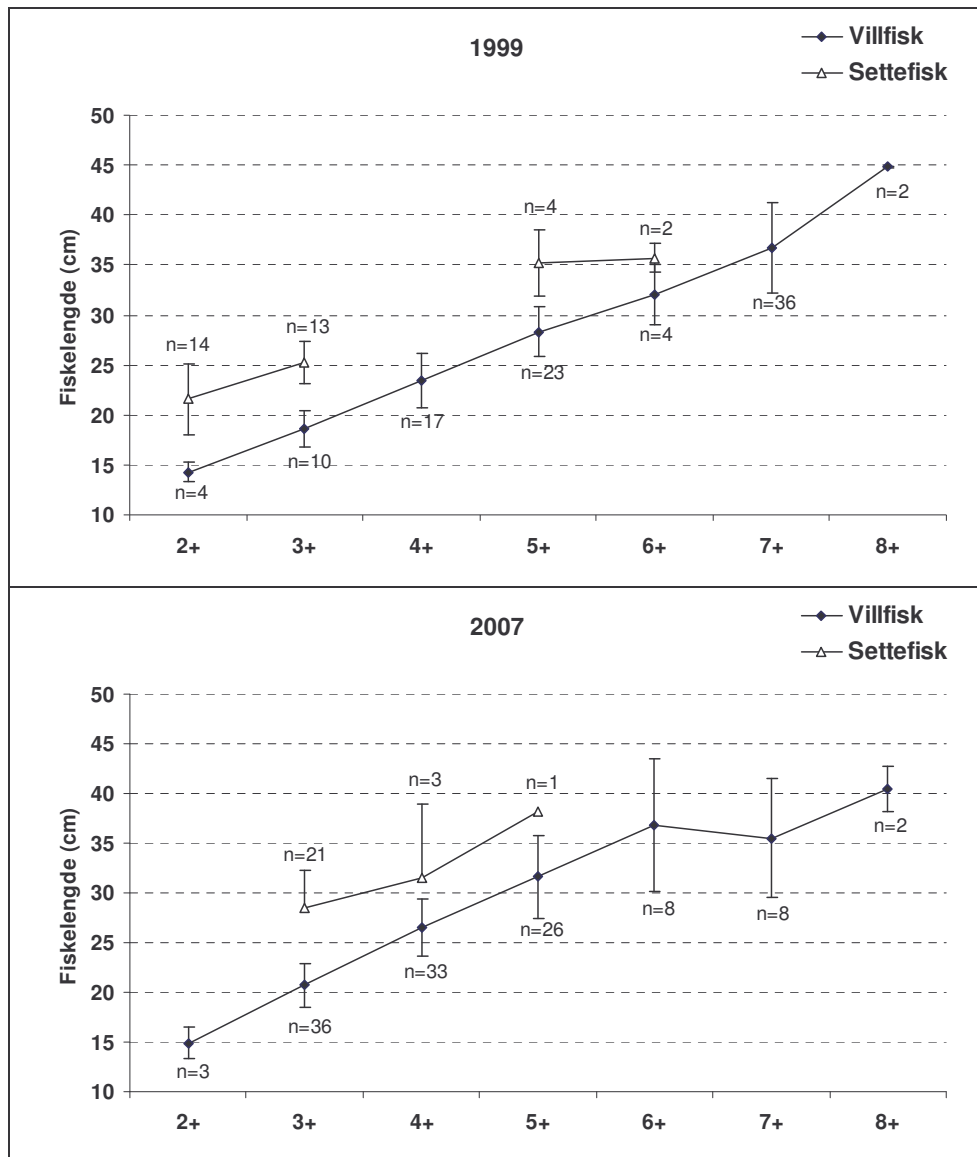
Figur 8. Lengdefordeling av villfisk og settefisk tatt ved prøvefiske på samtlige tre garnstasjoner i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.



Figur 9. Aldersfordeling av villfisk og settefisk tatt ved prøvefiske på samtlige tre garnstasjoner i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

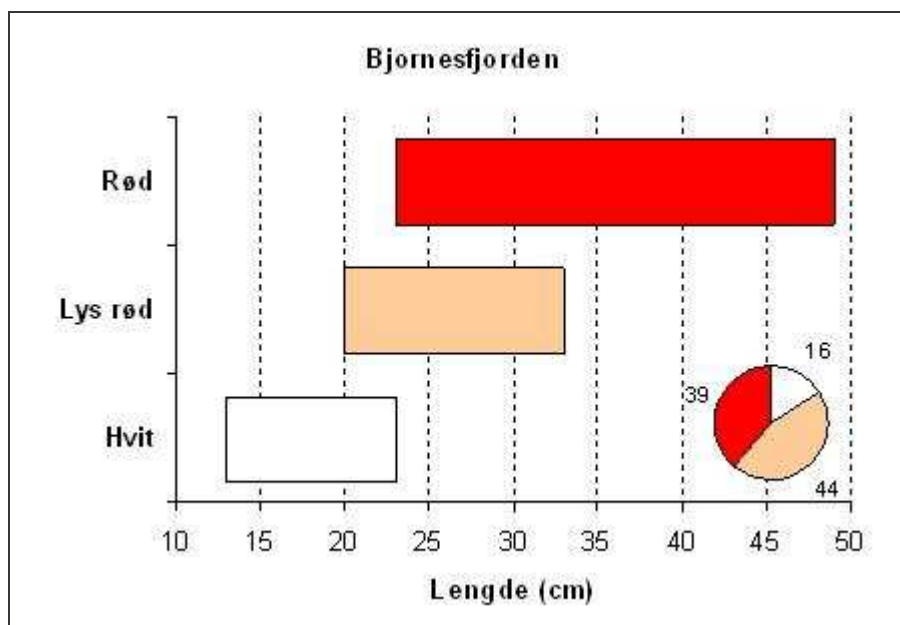
Basert på observert lengde for de ulike aldersgruppene i 2007 har villfisken et vekstmønster med en årlig tilvekst på ca. 5-6 cm/år fra to til seks års alder (**Figur 10**). Fra seks til sju års alder går faktisk den gjennomsnittlige lengden noe ned, mens den fra sju til åtte år igjen øker. De to første leveårene er veksten noe lavere (ca. 3,2-5,1 cm/år) om en skal dømme ut fra lengden funnet på ensomrig, tosomrig og tresomrig fisk tatt på elektrisk fiske i fjordens inn- og utløp (dette omtales under **kapittel 3.3.2**). Med andre ord får fisken en vekstøkning når den vandrer ut fra oppvekstområde på bekk eller elv og ut i fjorden. Mønsteret er det samme for fangsten i 1999, men det kan se ut som om veksten da var noe lavere for fisk fram til seks års alder. Veksten til auren viser få tegn til stagnasjon med økende alder. Det er kun mellom aldersgruppene seks og sju år i 2007 at veksten ser ut til å stoppe/avta noe, men materialet er for tynt til å kunne si noe sikkert om veksten til den eldre fisken dette året (**Figur 10**). I 1999 økte lengden mellom alle aldersgruppene fram til åtte års alder.

Settefisk hadde i gjennomsnitt betydelig større lengde en villfisk ved samme alder. Dette tyder på at settefisken beholder størrelsesforskjellen de har ved utsettingstidspunktet sammenlignet med villfisk fra samme årsklasse. Siden det i 2007 bare ble fanget tre og fire år gammel settefisk, i tillegg til en fem år gammel settefisk ved Eldsjåholet, er det vanskelig å si noe om den generelle veksten til kultivert fisk. Mellom tre og fire år observert vi at settefisken kun vokste 3,0 cm/år i snitt, mens villfisken til sammenligning vokste med 5,8 cm/år ved samme alder (**Figur 10**). I 1999 var settefisken representert med årsklassene fra to til seks år, med unntak av fire år gammel fisk. Dette skyldes at det ikke ble satt ut fisk i 1996. I 1999 var tilveksten for settefisk og villfisk forholdsvis lik mellom to og tre års alder, hhv. 3,7 cm/år og 4,4 cm/år (**Figur 10**). Mellom fem og seks års alder var tilveksten betydelig lavere for settefisken, men kun to settefisker var representert blant seksåringene. Dette gjør at datagrunnlaget er for lite til å kunne si noe sikkert om vekstmønsteret til de eldste settefiskene som ble fanget. Det lave antallet eldre settefisk kan som nevnt overfor skyldes at de raskere kommer inn i fangbar størrelse for næringsfisket.



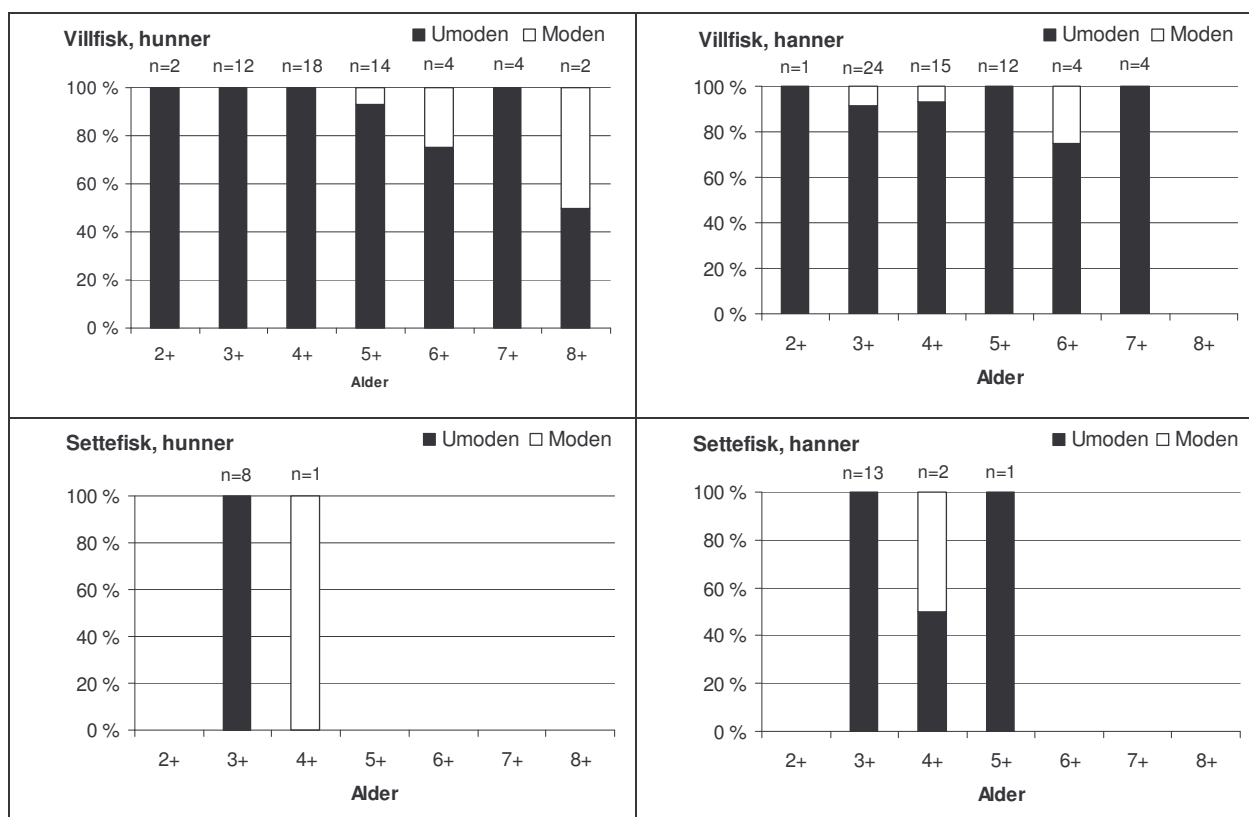
Figur 10. Tilvekst basert på observert gjennomsnittlig lengde (med standard avvik) i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007 for de ulike aldersgrupper av villfisk og settefisk. N gir antall fisk for hver gruppe.

Av de 115 villfiskene som ble fanget i 2007 hadde 16 % kvit kjøttfarge, 44 % lys rød kjøttfarge og 39 % rød kjøttfarge. Dette er en nedgang på 23 % for fisk med rød kjøttfarge i forhold til resultatene fra 1999. Dette skyldes trolig at det var færre eldre fisk i fangstene i 2007. Det ser ut til at innfargingen hos auren begynner ved en fiskelengde på ca 20-25 cm (**Figur 11**). Dette gjenspeiler trolig en overgang hvor fisken med økende alder og størrelse går over på en diett som i stor grad består av marflo og skjoldkrepser (se etterfølgende kapittel). Av de 25 settefiskene hadde 4 % kvit kjøttfarge, 48 % lys rød kjøttfarge og 48 % rød kjøttfarge. Dette er en oppgang på 27 % for fisk med rød kjøttfarge og det skyldes trolig at det ikke ble satt ut fisk i 2006 og 2007 slik at andelen yngre fisk har gått ned sammenlignet med 1999. Parasitter i form av bendelorm eller måkemark ble observert i tarmen til 18 av villfiskene, dvs. en forekomst på 15,8 %, noe som er om lag dobbelt så høy forekomst som i 1999. Alderen til parasitert fisk varierte fra tre til sju år.



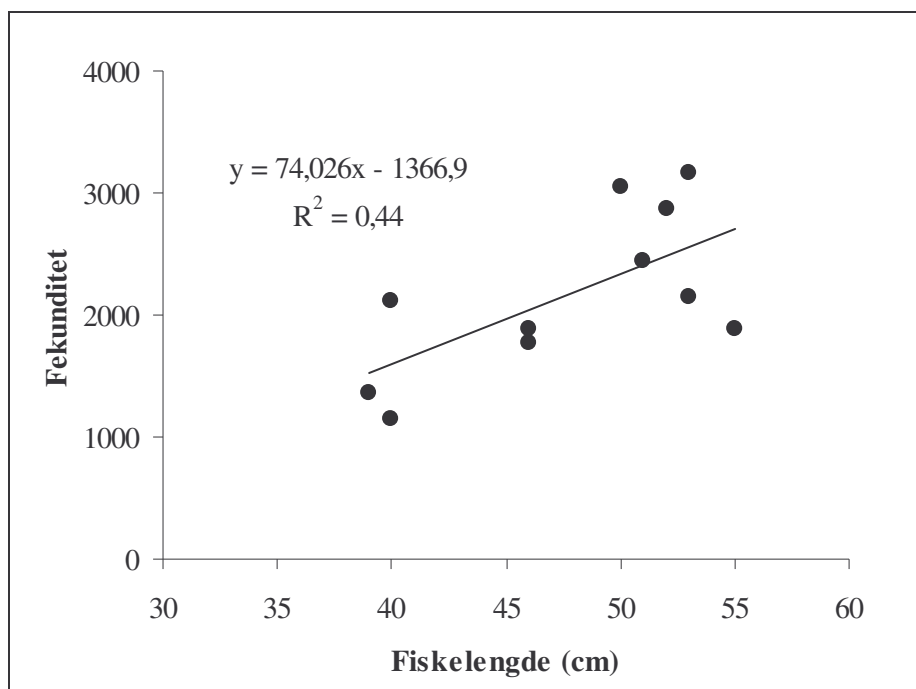
Figur 11. Kjøttfarge i forhold til fiskelengde (stolper) og frekvens/% (sirkel) hos villfisk tatt på prøvefiske i Bjornesfjorden i august 2007.

Blant villfisken ble det funnet kjønnsmoden hanner fra og med tre års alder, mens det bare ble funnet kjønnsmodne hunner fra og med fem års alder (Figur 12). Blant settefisken ble det funnet kjønnsmodne hanner og hunner kun blant fireåringene, men som nevnt ovenfor er antallet eldre settefisk svært lavt. Totalt var bare 8 av 115 villfisk kjønnsmodne. Tilsvarende resultater ble funnet i undersøkelsene i 1999.



Figur 12. Andelen kjønnsmodne hanner og hunner i de ulike aldersgruppene av villfisk (øverst) og settefisk (nederst) tatt på prøvefiske i Bjornesfjorden i august 2007. Antall fisk for de ulike aldersklassen står over hver kolonne.

Fekunditeten, dvs. antall rogn per hunnfisk, ble undersøkt i et utvalg på 11 kjønnsmodne hunnfisk samlet inn ved næringsfiske i 2002. Gjennomsnittlig lengde på de undersøkte hunnfiskene var 47,7 cm (SD = 5,9, n =11) og gjennomsnittlig antall rognkorn funnet per fisk var 2166 (SD = 659, n =11). Som forventet ble det funnet en generell økning i fekunditet med økende lengde på hunnfisken (**Figur 13**).

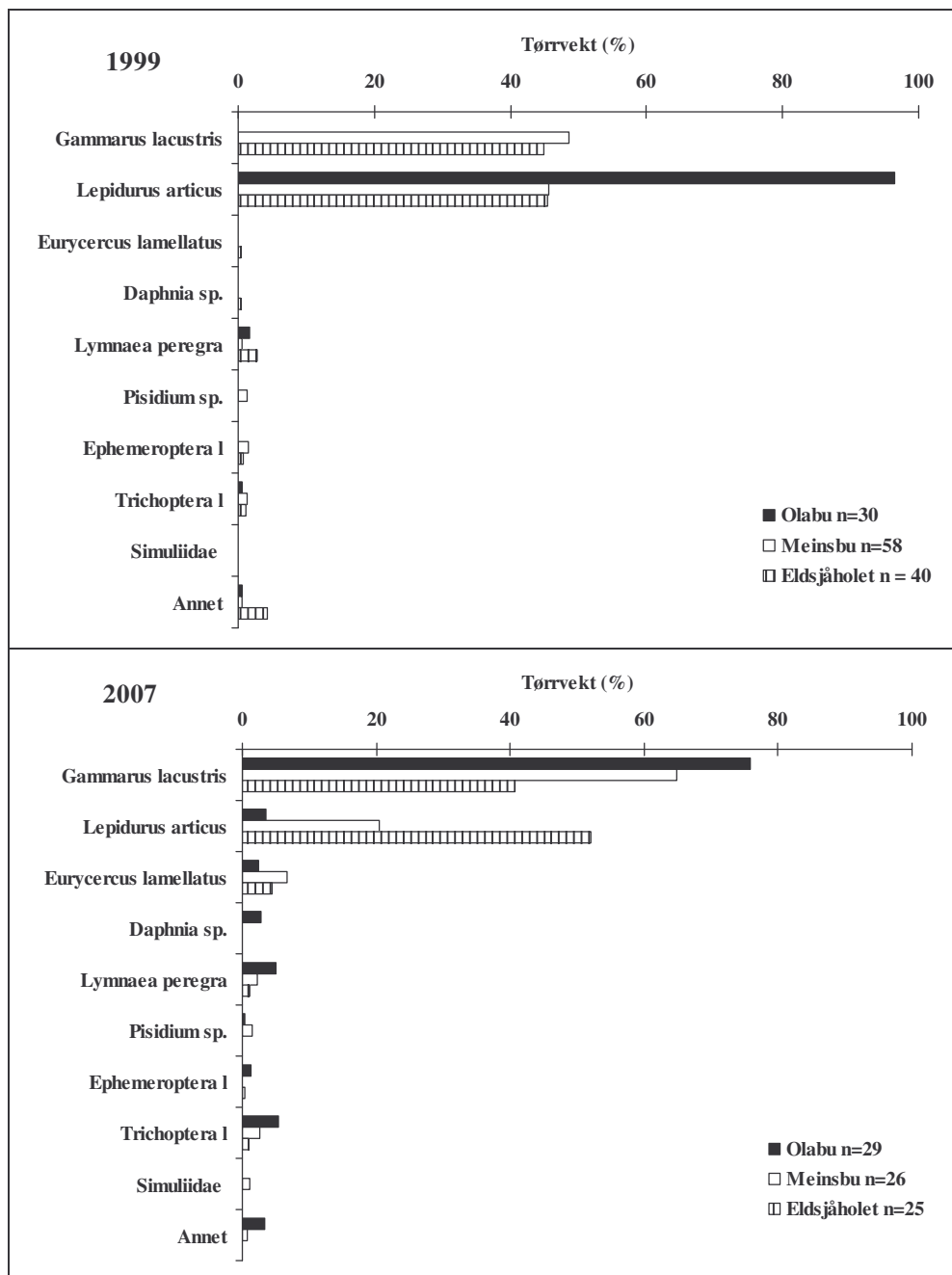


Figur 13. Antall rognkorn i forhold til lengden på hunnfisken i Bjornesfjorden. Data fra et materiale samlet inn fra næringsfiske ved Lågaros høsten 2002.

3.1.3 Næringsvalg

Analysene av mageprøvene viste at auren i Bjornesfjorden i hovedsak hadde spist skjoldkrepss og marflo i både 1999 og 2007 (**Figur 14**). I tørrvekt utgjorde skjoldkrepss og marflo til sammen over 80 % på alle tre stasjonene. Mens skjoldkrepss var den meste dominerende arten i mageprøvene i 1999 (62,5 %), var det marflo som bidro mest i 2007 (60,4 %). Av andre næringsdyr var det bare sneglen *Lymnea peregra* og vårfluene som bidro med mer enn 1 % av tørrvektinnholdet i magene begge årene. I 2007 bidro i tillegg dyreplanktonet *Eurycerus lammelatus* med i snitt over 4 % av tørrvektinnholdet i mageprøvene på de tre prøvefiskelokalitetene.

Splittes materialet opp på den enkelte garnstasjon blir bildet noe mer nyansert. Mens skjoldkrepss dominerte totalt i mageprøvene fra Olabu i 1999 (96,4 %), bidro denne arten kun beskjedent til det totale tørrvektinnholdet i 2007 (3,5 %). Dette året bidro marflo med hele 75,8 % av tørrvektinnholdet (**Figur 14**). Marflo dominerte også i mageinnholdet ved Meinsbu (64,8 %), mens det ved Elsjåholet var relativt lik fordeling mellom skjoldkrepss (52,1 %) og marflo (40,6 %). Ser en bort fra marflo og skjoldkrepss var det som nevnt ikke andre byttedyr som i særlig grad bidro til tørrvekten av mageinnholdet. Dyreplanktonarten *Eurycerus lammelatus* var vanlig forekommende på stasjonen ved Meinsbu og utgjorde 6,7 % av tørrvektinnholdet i auremagene i 2007.



Figur 14. Prosent tørrvekt av de ulike byttedyrene funnet i auremager fra de tre garnstasjonene i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

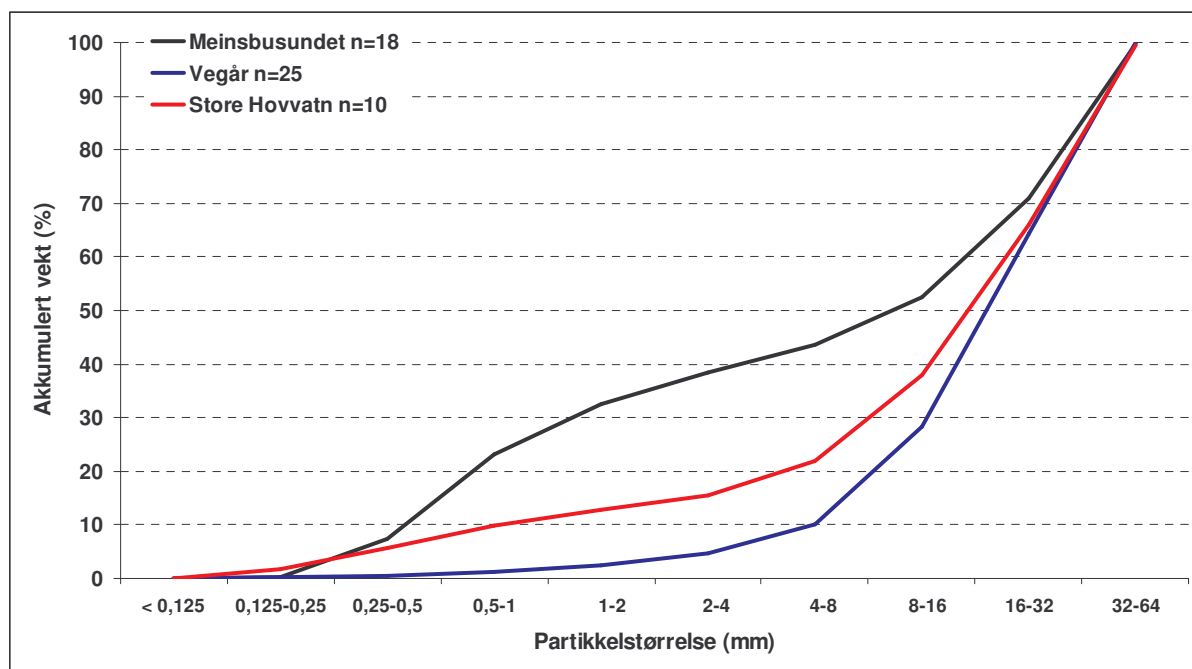
3.2 Gyteforholdene i Bjornesfjorden

3.2.1 Gyteforholdene før iverksetting av restaureringstiltak

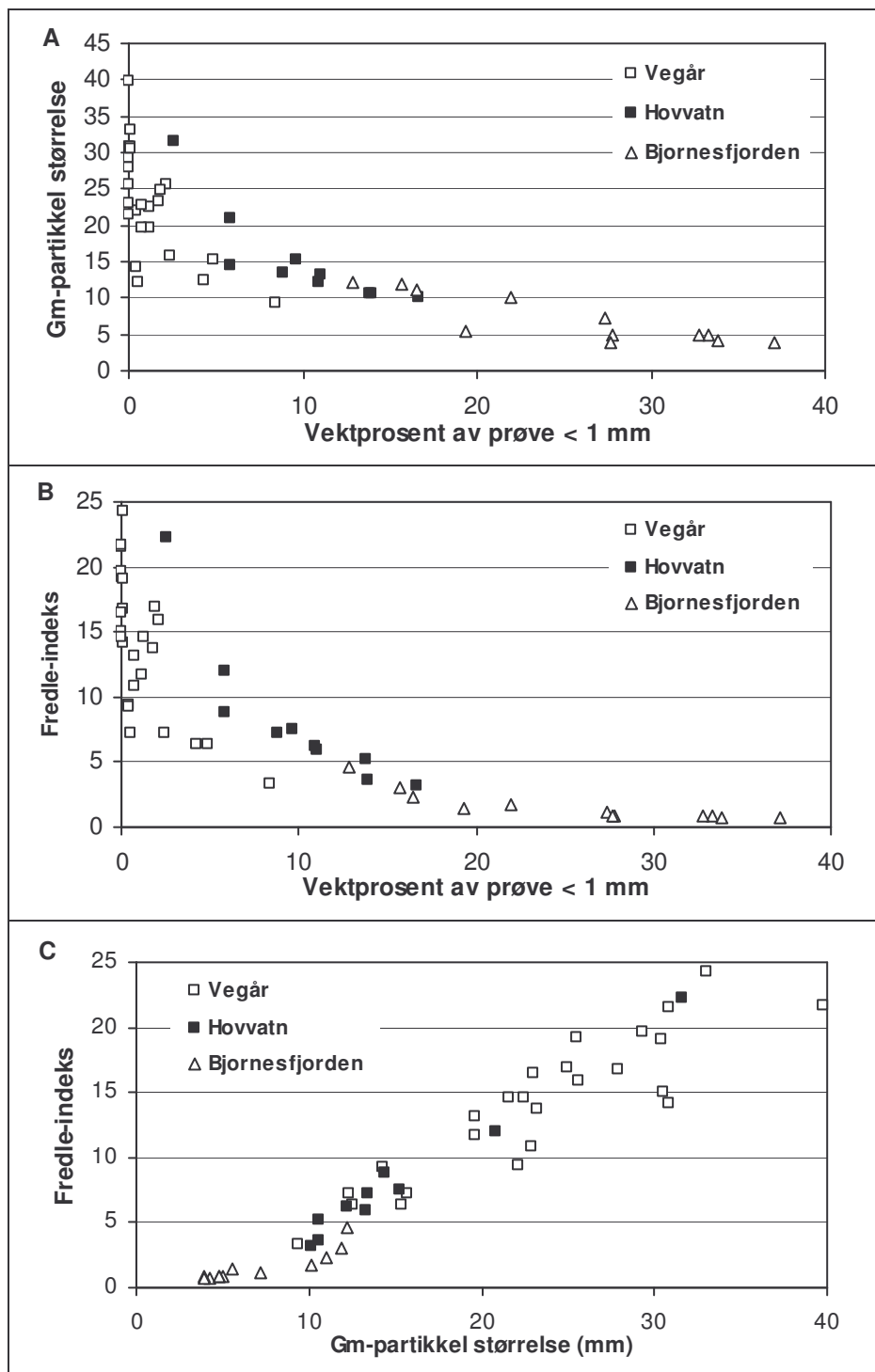
De første undersøkelsene av gyteområdene i Meinsbusundet og ved Lågaros ble utført i 1999. Disse undersøkelsene viste at begge områdene ble benyttet som gyteområder av auren i Bjornesfjorden. Ingen områder av utløpsosen ved Lågaros ble under befaring vurdert som optimalt for gyting. Dette skyldes at det på de fleste områder var for mye grov stein og/eller for sterk strøm. Imidlertid forekom det utvilsomt gyting på enkelte mindre områder ved utløpsosen, men osen kunne ikke karakteriseres som noe sammenhengende, godt gyteområde. Arealet i kanalensonen på østsiden var ikke egnet for gyting grunnet for fint bunnsubstrat dominert av sand.

I Meinsbusundet er det i dag en "trauformet" renne som skyldes arbeidene som ble foretatt med bulldozer i 1959 (jf. **Kapittel 1.2**). Ved dykking i Meinsbusundet i august 1999 ble det funnet 17 gytegroper som inneholdt død rogn (gjennomsnittlig 22,6 døde egg, SD = 32,6). Samtlige groper ble funnet i det dypeste området av sundet (gjennomsnittlig gytedyp = 118 cm, SD = 5,6, n = 17). Sundet representerte da ikke et sammenhengende gyteområde, men gyting forekom flekkvis innenfor et avgrenset område. Området med flekkvis gyting strakte seg ca 35 m i lengderetningen av sundet og hadde en bredde på ca 20 m. På hver landside er området begrenset av grunner som består av grov stein og blokker. Ut mot de dypere områdene på hver side av sundet er området begrenset av bunnforhold som hovedsakelig består av sand og mudder.

Ved påfølgende undersøkelser i Meinsbusundet sommeren 2000 ble det også funnet 17 groper og det ble da registrert en unormalt lav eggoverlevelse i gropene (17,5%). Under feltarbeidet ble det observert unormalt mye sand i gytegroperne. Dette inntrykket ble bekreftet ved analysen av substratprøvene som viste et uforholdsmessig stort innslag av finkornet materiale i gytesubstratet sammenliknet med prøver fra gytegroper av innsjøgytende aure i Store Hovvatn og Vegår. Det framgår av vektfordelingskurvene i **Figur 15** at partikler mindre enn 1 mm i gjennomsnitt utgjorde 23,2 % av vekten av prøvene fra gytegroperne i Bjornesfjorden, mens tilsvarende tall for gropene fra Vegår og Store Hovvatn var 1,3 og 9,9 %. Medianverdien for vektprosenten av partikler mindre enn 1 mm var 27,5 % for prøvene fra Bjornesfjorden, 10,3 % for prøvene fra Hovvatn og 0,5 % for prøvene fra Vegår. Ut i fra kornfordelingskurvene kan man regne ut den såkalte Fredle-indeksen, som er gitt ved grusens geometriske gjennomsnitt delt på sorteringskoeffisienten (Lotspeich & Everest 1981). Lave verdier av Fredle-indeksen tilsier mye finpartikulært materiale og er assosiert med høy rogn dødelighet. Den høye fraksjonen av finkornet materiale i gropene fra Bjornesfjorden medførte at den gjennomsnittlige partikkelstørrelsen også ble lav, noe som igjen førte til lave Fredle-indeks (Figur 16). Det ble derfor konkludert med at gyteforholdene i Meinsbusundet i betydelig grad var forringet på grunn av det høye innslaget av sand på gyteplassen og at dette var hovedårsaken til den lave eggoverlevelsen.



Figur 15. Kornfordelingskurver av grus fra gytegroper i Meinsbusundet i Bjornesfjorden, Vegår og Hovvatn. N angir antall undersøkte groper.

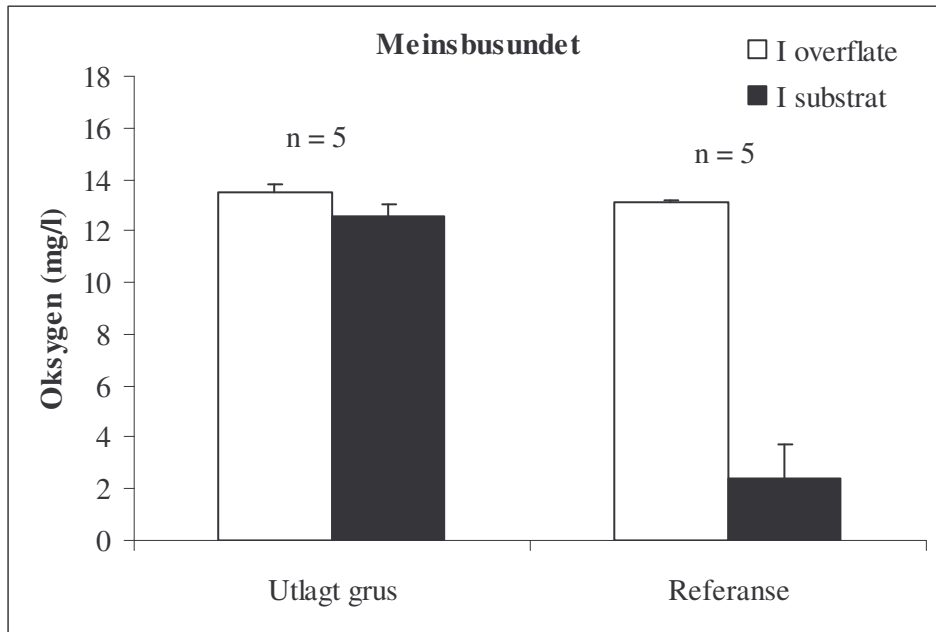


Figur 16. Forholdet mellom andelen partikler mindre enn 1 mm i gytegroperne og geometrisk gjennomsnittlig (Gm) partikkelstørrelse i gropa (A), det samme forholdet mellom andelen partikler mindre enn 1 mm i gytegroperne og Fredle-indeks for gytegroper (B), og forholdet mellom geometrisk gjennomsnittlig partikkelstørrelse (Gm) i gropa og Fredle-indeks (C). Jf. **kapittel 2.3.**

3.2.2 Rognundersøkelser og grusutlegg

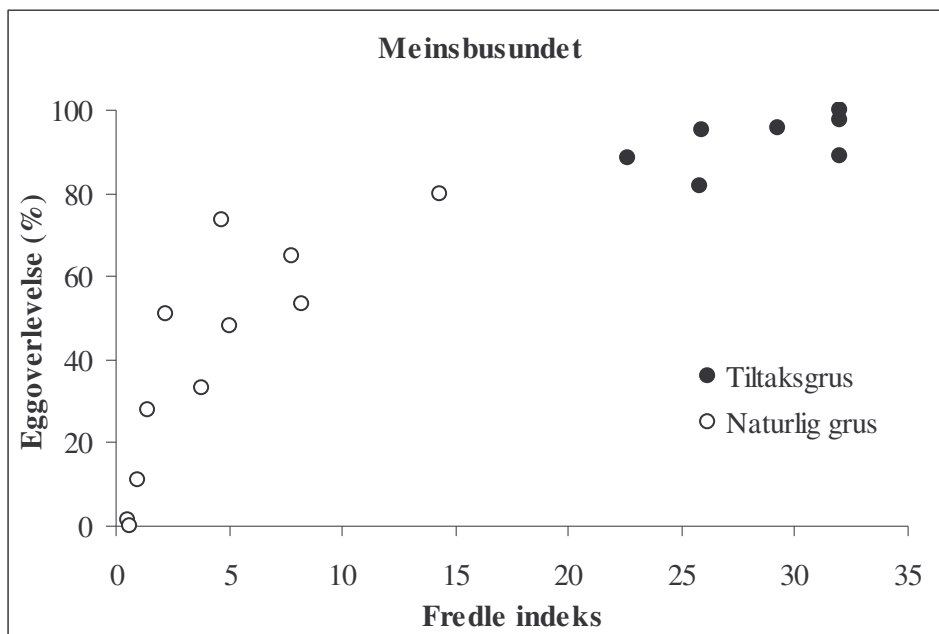
På bakgrunn av førundersøkelser i 1999 og 2000 ble restaureringen av gyteområdene gjennomført ved utlegging av grus i april 2002. Før gytegrusen ble lagt ut ble det registrert 38 gytegroper i Meinsbusundet, 4 gytegroper i Nøresundet og 15 gytegroper ved Lågaros. Eggoverlevelsen var lav i Meinsbusundet (29,6 %) og i Nøresundet (10,6 %). Ved Lågaros hvor bunnsstratet ikke var preget

av sand og silt ble eggoverlevelsen vurdert som god (79,7 %). Det tilgjengelige gyteområdet var her imidlertid begrenset av at substratet var for grovt for gyting. Den lave eggoverlevelsen funnet i Meinsbusundet i 2002 var i samsvar med resultatene fra 2000 og skyldes det høye innslag av sand og silt i gytegroperne. For å undersøke dette forholdet nærmere ble det i 2003 målt oksygeninnhold i gytegroper gytt i tiltaksgrusen og i gytegroper lagt i den opprinnelige grusen med et høyt innslag av sand. Resultatene fra disse målingene viser klart at det er oksygenvinn nede i gytessubstratet for de groperne som er gytt på referanseområdet, dvs. området hvor det ikke er lagt ut grus. I alle de fem gytegroperne i tiltaksgrusen var oksygenkonsentrasjonen nesten like høy 10 cm nede i substratet som ved overflaten, mens oksygenkonsentrasjonen i substratet på referanseområdet bare var en tidel av konsentrasjonen i overflaten (**Figur 17**).

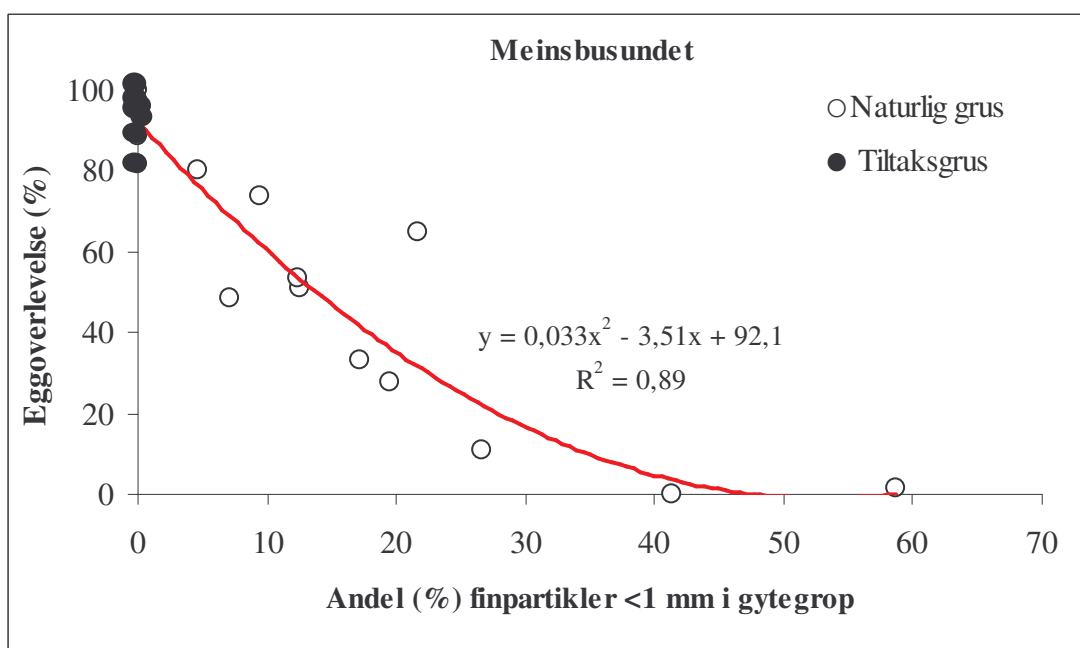


Figur 17. Gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon med standard avvik målt i overflatevannet og 10 cm nede i bunnsubstratet i gytegroper funnet i den utlagte grusen og i referanseområdet utenfor tiltaksgrusen i Meinsbusundet, april 2003.

Det høye innslaget av sand medførte som nevnt en reduksjon i Fredle-indeksen og dermed en lavere eggoverlevelse. Dette forholdet er illustrert i **Figur 18** og **Figur 19** hvor eggoverlevelsen i gytegroper registrert i tiltaksgrusen og i gytegroper i naturlig grus med sand er plottet mot Fredle-indeksen og andelen finpartikulært materiale med en kornstørrelse < 1 mm.

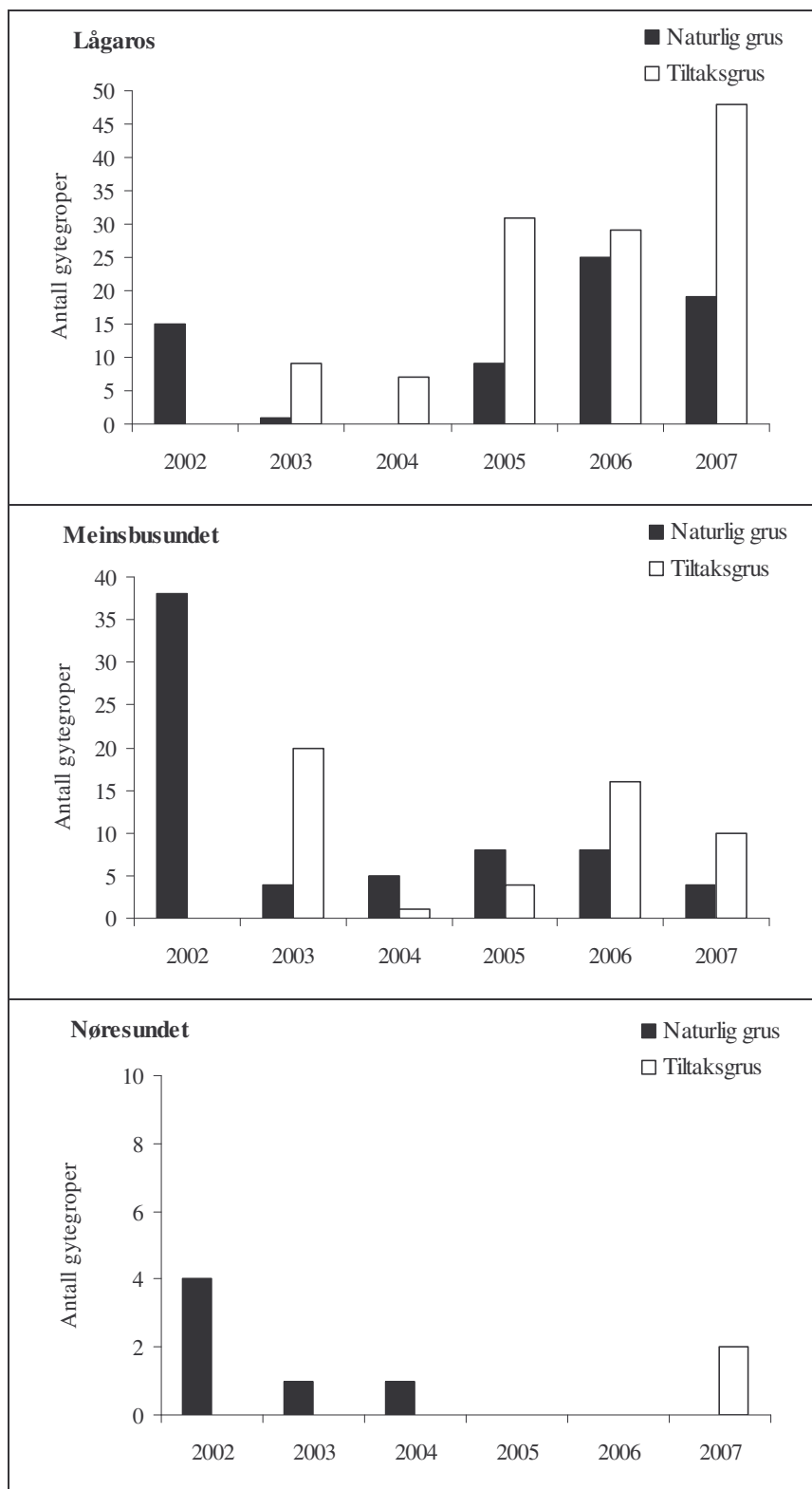


Figur 18. Eggoverlevelse plottet mot Fredle-indeks i gytegrøper i Meinsbusundet før tiltak i form av utlegging av grus, og i gytegrøper lagt i utlagt grus (tiltaksgrus).



Figur 19. Eggoverlevelse plottet mot prosentandel finpartikler < 1 mm i gytegrøper lagt i tiltaksgrus og i gytegrøper lagt i opprinnelig grus på gyteplassen i Meinsbusundet.

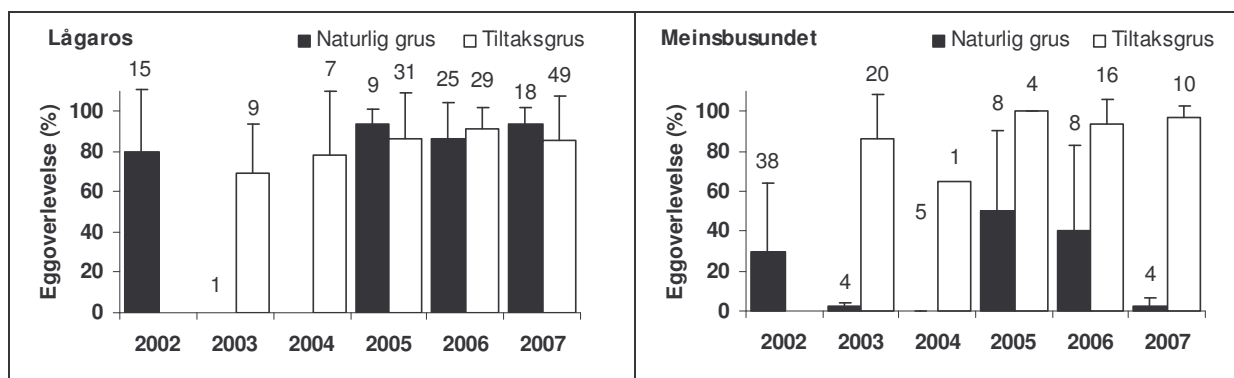
Det totale antallet grøper registrert ved Lågaros og i Meinsbusundet varierte relativt mye i undersøkelsesperioden 2002 til 2007. På det meste ble det registrert 64 grøper ved Lågaros hvorav 18 i naturlig grus og 46 i tiltaksgrus (2007). I 2004 ble det registrert færrest grøper ved Lågaros med til sammen sju registreringer, hvorav alle i tiltaksgrusen. Det samme var tilfellet for Meinsbusundet hvor det kun ble registrert seks grøper i 2004, men bare en av disse var i tiltaksgrusen. Høyest antall gytegrøper i Meinsbusundet ble registrert i 2002 før utleggingen av gytegrus. I perioden etter utlegging er det blitt registrert 24 grøper i både 2003 og 2006 og det var en klar overvekt av grøper i tiltaksgrusen i begge disse årene (**Figur 20**). I Nøresundet ble det bare funnet sporadisk gyting og det var først i 2007 det ble funnet gytegrøper i tiltaksgrusen (**Figur 20**).



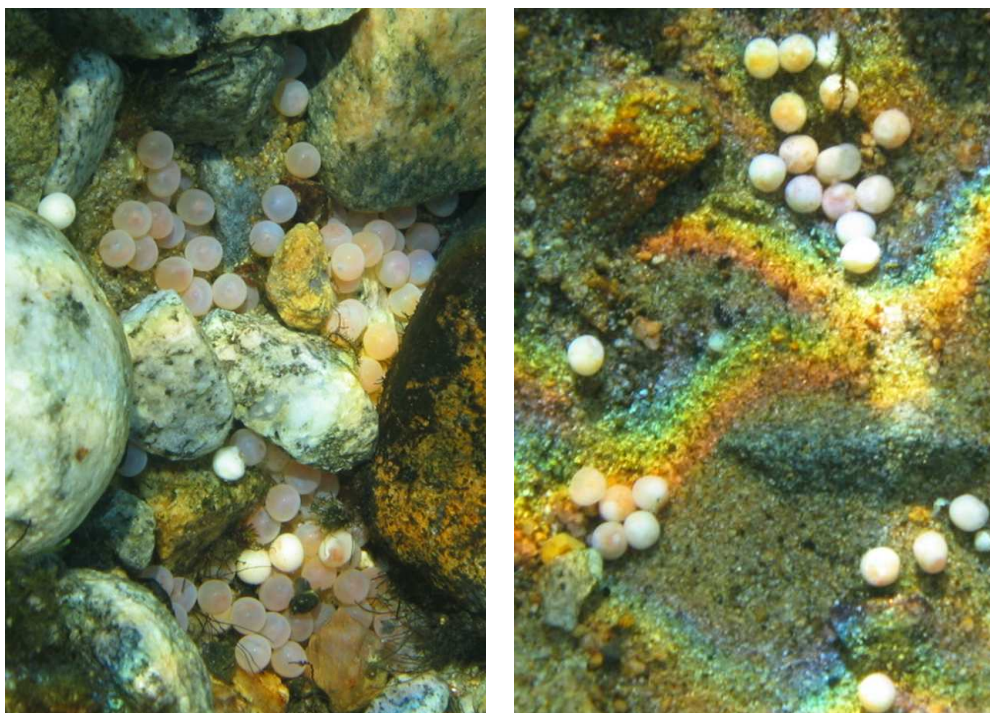
Figur 20. Antall registrerte gytegroper i naturlig grus og i tiltaksgrus ved Lågaros, i Meinsbusundet og Nøresundet i perioden 2002-2007. Tiltaksgrusen ble lagt ut våren 2002.

Sammenligner man den gjennomsnittlige eggoverlevelsen for naturlig grus og tiltaksgrus var forskjellene store i Meinsbusundet. For gytegroper i tiltaksgrus var gjennomsnittlig eggoverlevelse 91,3 % (n = 51, SD = 16,6), mens eggoverlevelsen i naturlig grus var redusert til 25,4 % (n = 29, SD = 37,2). Ved Lågaros var forskjellen mellom de to substrattypene beskjeden. Tiltaksgrus og naturlig grus hadde hhv. enn eggoverlevelse på 85,5 (n = 122, SD = 21,2) og 88,6 % (n = 53, SD = 18,4).

Ved Lågaros var eggoverlevelsen relativt høy i hele perioden for både naturlig grus og tiltaksgrus. Årlig gjennomsnittlig eggoverlevelse i naturlig grus varierte fra 79,7 til 94,0 % i perioden 2002-2007. År 2003 er ikke tatt med fordi det da kun ble observert en grop i naturlig grus med 0 % overlevelse ved Lågaros. Tiltaksgrusen hadde en variasjon fra 69,4 til 91,1 % i årene 2003 til 2007 (**Figur 21**). Forskjellen i eggoverlevelse mellom naturlig grus og tiltaksgrus var mye større i Meinsbusundet. I den naturlige grusen varierte eggoverlevelsen fra 0 % (2004) til 49,9 % (2005) tidsperioden fra 2002-2007. I tiltaksgrusen var variasjonen mindre og eggoverlevelsen betydelig høyere (**Figur 21**). I 2004 var overlevelsen på sitt laveste med 64,9 %, men da ble det bare registrert en grop i tiltaksgrusen. I 2005 var derimot overlevelsen 100 % for alle de fire registrerte gropene.



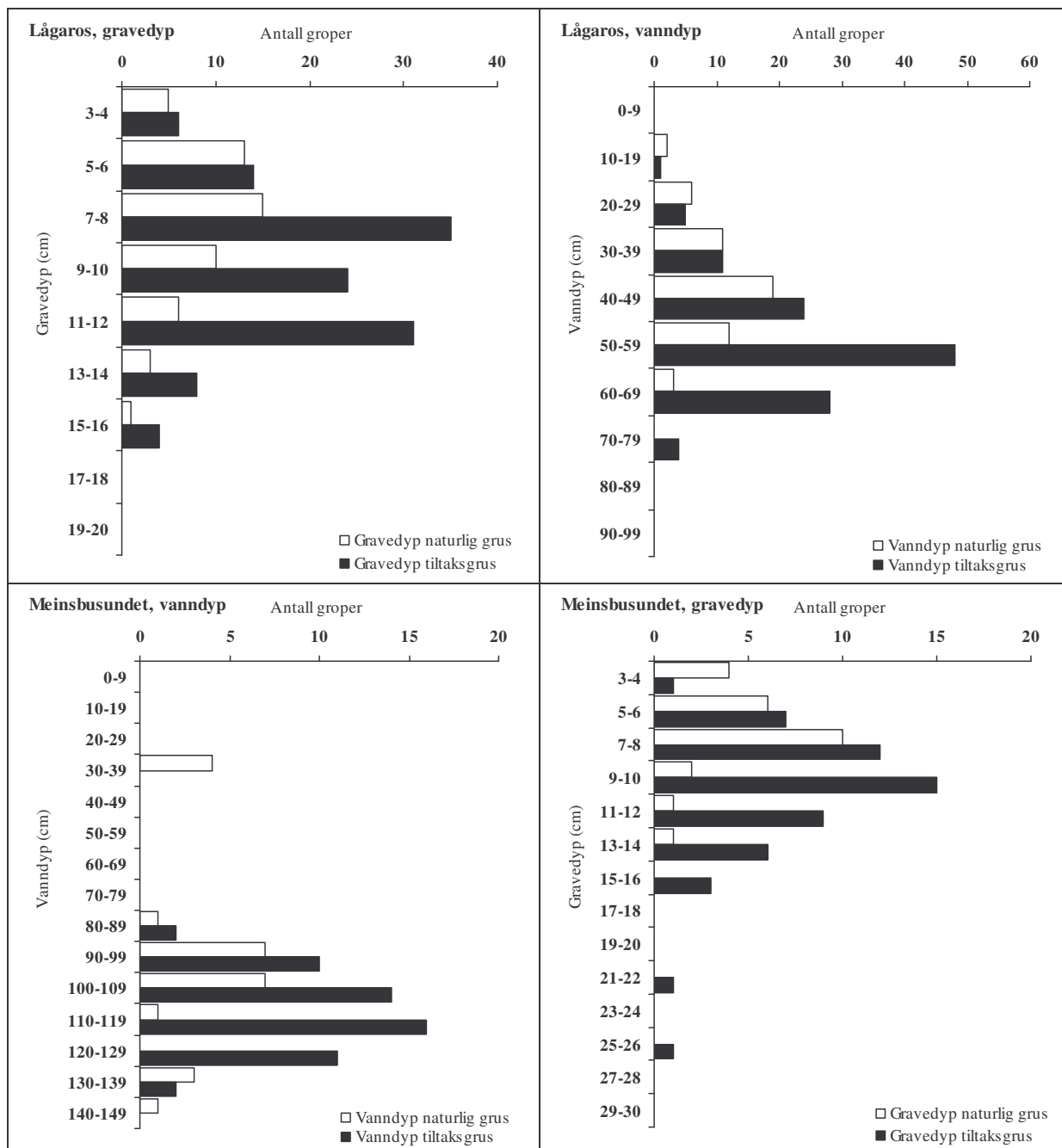
Figur 21. Eggoverlevelse for gytegrøper undersøkte ved Lågaros og i Meinsbusundet i perioden 2002-2007. Det er skilt mellom naturlig grus og tiltaksgrus. Antallet undersøkte gropene står over hver søyle.



To gytegrøper fra Meinsbusundet. Til venstre vises gytegrøp med høy eggoverlevelse fra tiltaksgrusen, mens til høyre vises gytegrøp med lav eggoverlevelse fra det naturlige substratet som har stort innslag av fint materiale. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Eggoverlevelsen for de få registrerte gropene i Nøresundet var forholdsvis lav slik som for Meinsbusundet. Gjennomsnittlig overlevelse for de seks gropene funnet i naturlige grus var 7,1 %. Som i Meinsbusundet var den lave overlevelsen forårsaket et høyt innhold av sand i gytegrøpene. For de to gropene som ble registrert i tiltaksgrusen i 2007 var den gjennomsnittlige overlevelsen 66 %.

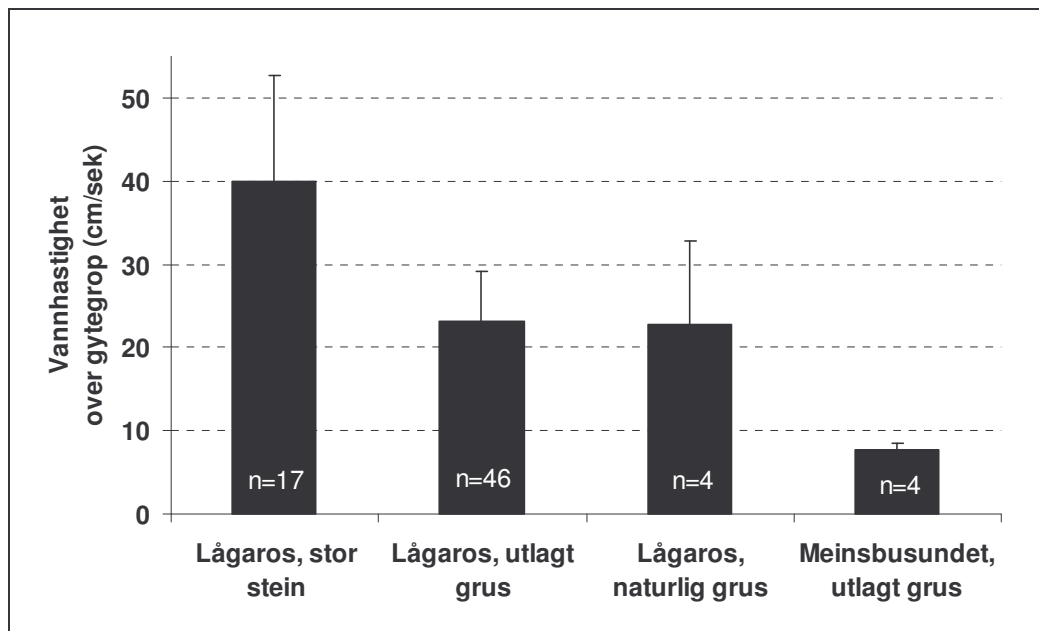
I tillegg til eggoverlevelse ble gravedyp og vanddyb registrert for hver gytegropp. Gravedypet varierte relativt mye mellom naturlig substrat og utlagt gytegrus for gytegropper funnet i Meinsbusundet (**Figur 22**). I naturlig substrat var gjennomsnittlig gravedyp 6,9 cm (SD = 2,43), mens det i utlagt gytegrus var 10,3 cm (SD = 3,87). Ved Lågaros var variasjonen i gravedyp mellom de ulike substrattypene langt mindre. Gjennomsnittlig gravedyp i naturlig grus og tiltaksgrus ved Lågaros var hhv. 8,2 cm (SD = 2,95) og 9,4 cm (SD = 2,79). Den generelle tendensen var at gravedypet var noe dypere i tiltaksgrusen. Dette gjenspeiler trolig at fisken finner det lettere å grave i tiltaksgrusen sammenliknet med den naturlige grusen som generelt inneholder mye sand.



Figur 22. Registrert gravedyp og vanddyb for gytegropper funnet i Meinsbusundet og ved Lågaros i perioden 2002-2007. Det er skilt mellom naturlig grus og utlagt tiltaksgrus.

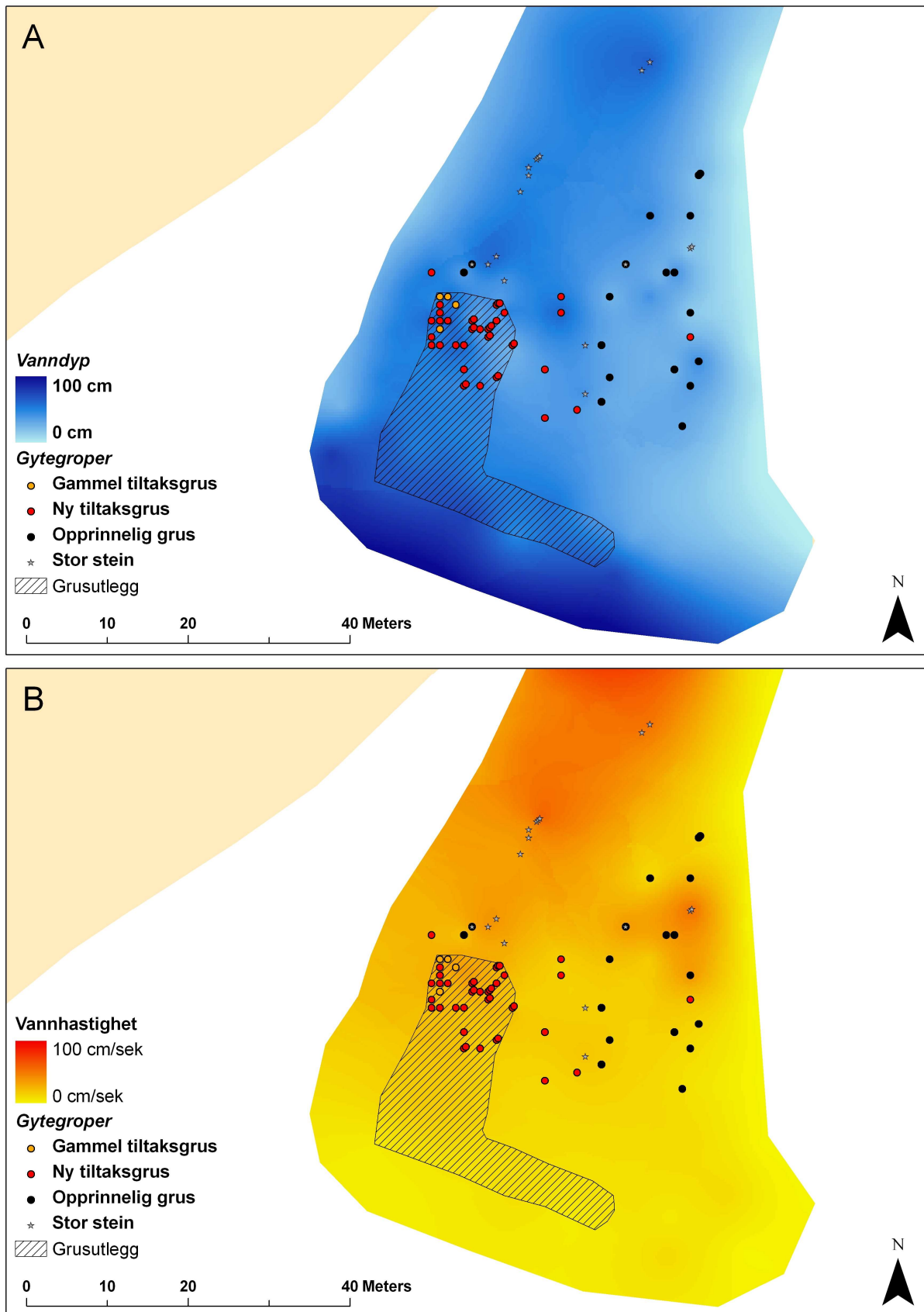
Gjennomsnittlig vanddyb for gytegrøpene i naturlig substrat og utlagt gytegrus ved Lågaros var hhv. 41,9 (SD = 12,0) og 51,7 (SD = 10,8). Registrert vanddyb for gytegrøpene i Meinsbusundet var en del dypere (**Figur 22**). For naturlig substrat og utlagt gytegrus var det gjennomsnittlige vanddybet hhv. 94,1 (SD = 31,8) og 109,1 (SD = 11,9).

I 2007 ble det gjort målinger av vannhastighet over en del av gytegrøpene. Den gjennomsnittlige vannhastigheten varierte mellom de ulike gyteområdene som ble undersøkt i Bjornesfjorden. Høyest vannhastighet ble som ventet funnet i utløpet ved Lågaros. Den gjennomsnittlige vannhastigheten for gytegrøper i naturlig og utlagt grus ved Lågaros var svært lik, hhv. 22,8 og 23,2 cm/sek (**Figur 23**). Vannhastighetene ved de fire målte grøpene i Meinsbusundet var betraktelig lavere enn for Lågaros og i gjennomsnitt var hastigheten 15 cm/sek lavere enn ved Lågaros. Ved utløpet av Bjornesfjorden ble det i tillegg registrert 17 gytegrøper som var lagt under store steiner. Disse grøpene var plassert i områder hvor den gjennomsnittlige vannhastigheten var opp mot 40 cm/sek (**Figur 23**).



Figur 23. Vannhastighet for registrerte gytegrøper ved Lågaros og i Meinsbusundet i april 2007. Vannhastigheten er oppgitt som cm per sekund. Antall gytegrøper er oppgitt nederst på hver søyle.

Gytegrøpene, som ble registrert vha GPS og målingene fra transektene, danner grunnlaget for utarbeidelse av kart over vannhastighet og vanddyb ved Lågaros. Kartene viser at de rolige og forholdsvis dype områdene langt inne på brekket ikke ble benyttet til gyting selv om det var lagt ut egnet grus i disse områdene (**Figur 24**). Interpolasjonen tilsier at vannhastighet på den delen av grusutlegget hadde en vannhastigheter fra 10 cm/sek og nedover. Ved Lågaros ble det til sammen målt vannhastighet for 69 gytegrøper. Kun fem av disse hadde vannhastigheter under 15 cm/sek. Dette viser at de rolige områdene (vannhastigheter under 15 cm/sek) i liten grad ble brukt som gyteområder av auren ved Lågaros (**Figur 24 B**).



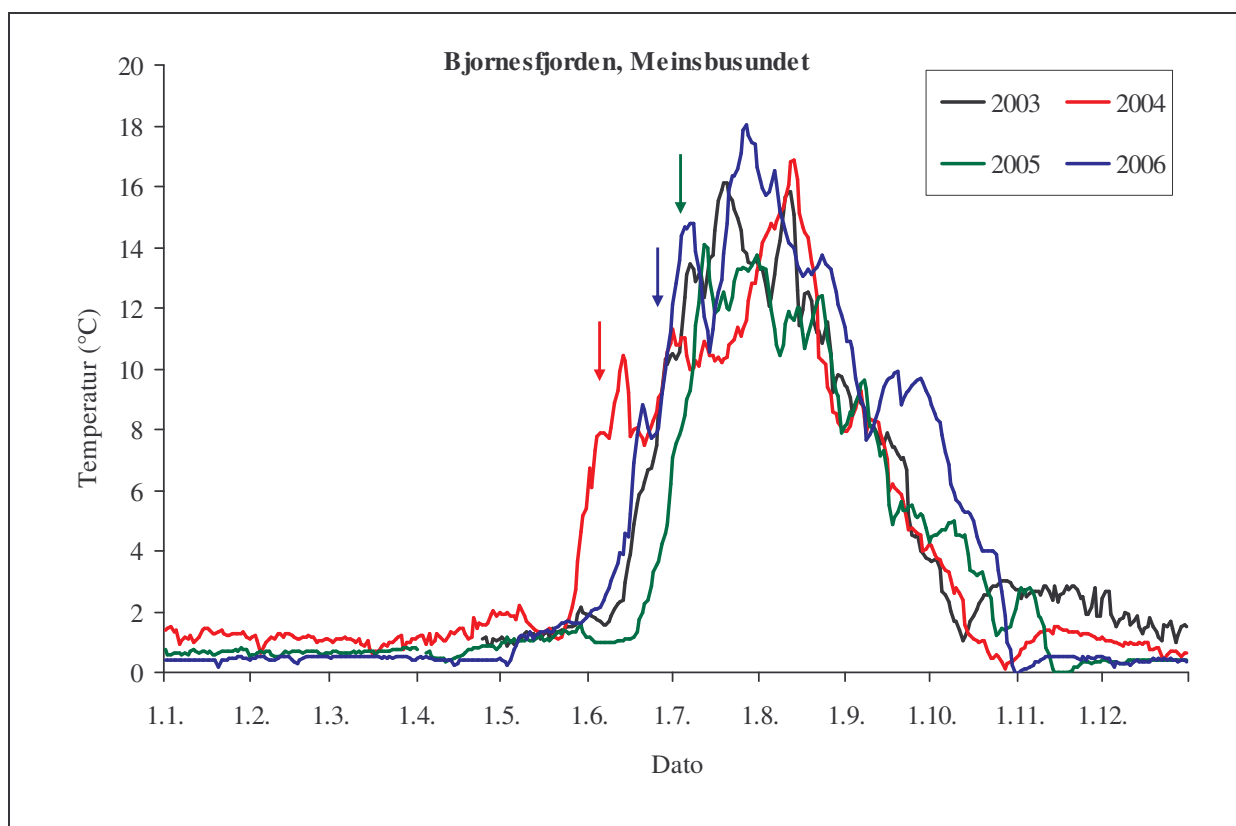
Figur 24. Kart over utløpet av Bjornesfjorden (Lågaros) som viser A) interpolert vanndyp og B) interpolert vannhastighet. Det hvite området representerer iskanten i perioden undersøkelsene ble gjort. Skravert område viser hovedområdet for utlagt tiltaksgrus. Groper registrert i tiltaksgrus utenfor skravert område var gytt på mindre flekker (ca 1-3 m²) hvor det var lagt ut tiltaksgrus.

I Meinsbusundet lå som nevnt gytegrøpene på langt lavere vannhastigheter enn ved Lågaros. Målinger gjort med vannhastighetsmåler i 2007 registrerte vannhastigheter fra 5,2 til 9,5 cm/sek i Meinsbusundet. Dette viser at auren som gyter i dette sundet ikke har tilgang til like rask vannhastighet som ved Lågaros.

3.2.3 Temperatur og rognutvikling

Målingene av vanntemperaturen i Bjornesfjorden i årene 2003-2006 viser relativt stor mellomårsvariasjon (**Figur 25**). I 2003 og 2006 startet temperaturøkningen i første halvdel av juni, men i 2004 startet den i siste halvdel av mai og i 2005 i siste halvdel av juni. Det er også relativt store mellomårsforskjeller i temperaturen utover sommeren. I 2006 var maksimumstemperaturen 17,7 °C, mens den i 2005 var 14,0 °C. Forskjellene i temperatur medfører også relativt store forskjeller i tidspunkt for swimup, dvs. når 50 % av yngelen har forlatt grusen og startet næringsopptaket. I 2004 da temperaturøkningen kom tidlig tilsier modellene at yngelen forlot grusen i første halvdel av juni. Dette er om lag fire uker tidligere enn i 2005 da yngelen forlot grusen i første halvdel av juli (**Tabell 7, Figur 26**). Dette gir relativt store forskjeller i lengden på vekstsesongen mellom år og påvirker høyst sannsynlig vekstforholdene for fisken.

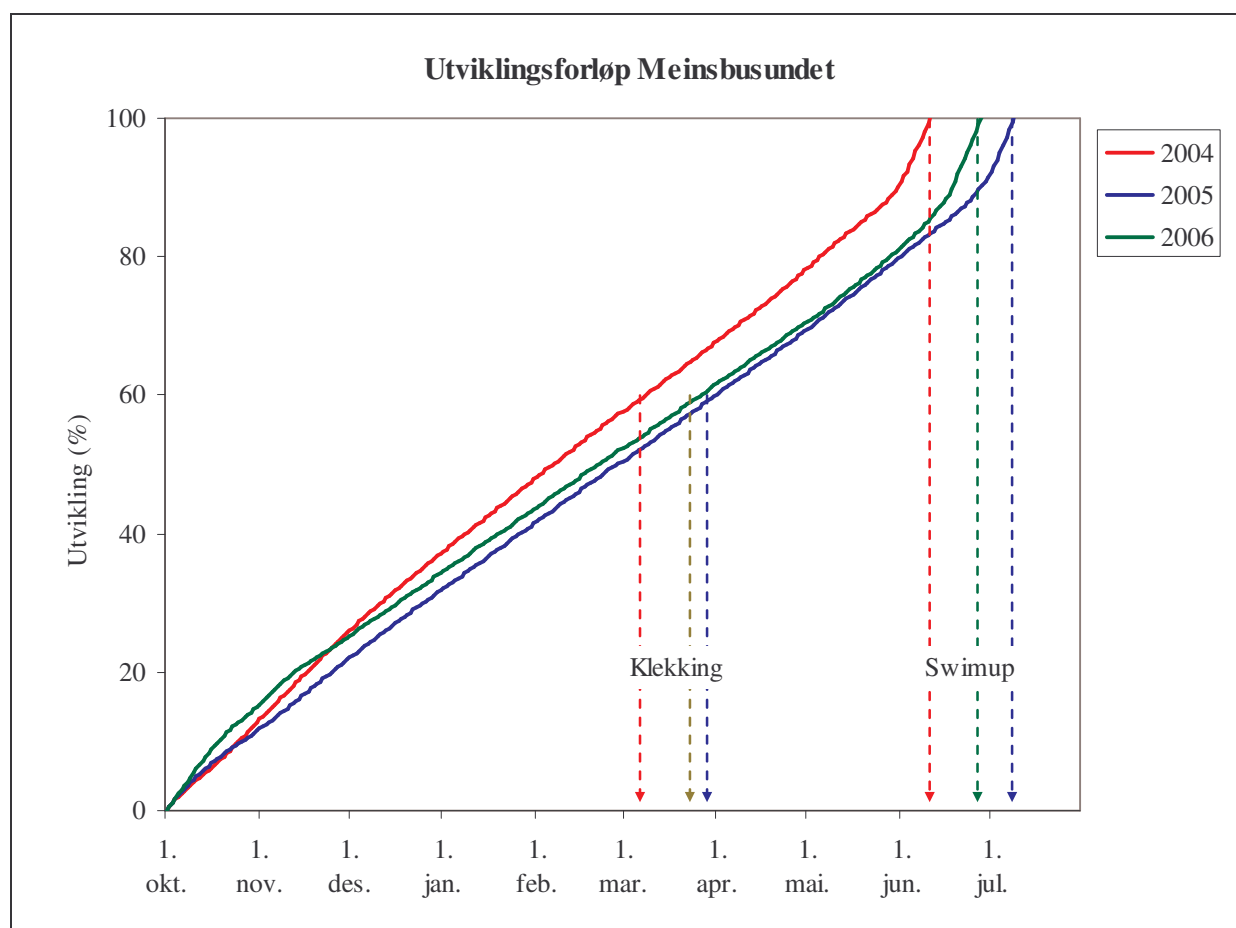
I motsetning til tidspunktet for når yngelen kommer seg opp av grusen er det større usikkerhet knyttet til klekketidspunktet. Dette skyldes at beregningen av klekketidspunktet er svært avhengig av vintertemperaturen. Våre registreringer av gytegrøper er gjort i slutten av april (2003-2005) eller i begynnelsen av mai (2006) og da ble det bare unntaksvis påtruffet plommesekkengel. Dette viser at modellene gir et noe for tidlig anslag for klekketidspunktet. Tidspunktet for når yngelen kommer opp av grusen er i stor grad avhengig av temperaturøkningen på forsommeren og disse estimatene vurderes derfor som klart mer robuste enn klekketidspunktet.



Figur 25. Temperaturkurver for Meinsbusundet vist som løpende døgnmiddelverdier i perioden 24.04.2003 til 31.12.2006. Pilene viser tidspunkt for når 50% av yngelen er kommet opp av grusen og har begynt næringsopptak. Tidspunktet er betinget av at fisken har gytt 1. oktober foregående høst.

Tabell 7. Estimert klekketidspunkt og tidspunkt for når 50 % av aureyngelen har kommet opp av grusen for å ta til seg næring (swimup) i Meinsbusundet i Bjornesfjorden for årene 2004, 2005 og 2006.

Antatt gyttidspunkt	Temperatur i gytetiden	Klekke-tidspunkt	Tidspunkt for første nærings-opptak	Temperatur ved swimup	Temperatur første uka etter swimup	Antall døgngrader i vekstsesong til 1.oktober
1.10.2003	3,7	6.3.2004	11.6.2004	9,3	9,2	1123
15.10.2003	1,7	23.3.2004	16.6.2004	7,8	8,8	1074
1.10.2004	4,2	29.3.2005	9.7.2005	11,4	11,3	849
15.10.2004	1,2	19.4.2005	13.7.2005	14,0	12,9	799
1.10.2005	4,5	24.3.2006	28.6.2006	10,0	9,8	1202
15.10.2005	3,3	21.4.2006	3.7.2006	13,5	13,3	1145



Figur 26. Utviklingsforløp for aurerogn gytt den 01.oktober i Meinsbusundet. Pilene viser tidspunkt for klekking og swimup når 50 % av yngelen er kommet opp av grusen for å ta til seg næring. Data basert på temperaturmålinger i årene 2004, 2005 og 2006.

3.3 Ungfisk

3.3.1 Tettheter av ungfisk

Ved elektrisk fiske ble det registrert ungfisk på 9 av de 22 undersøkte stasjonene i 1999 (se Barlaup m.fl. 2000) og 10 av de 15 undersøkte stasjonene i 2007 (**Tabell 8**). På flere av stasjonene ble det kun funnet et fåtall fisk. De stasjonene som ble undersøkt kvantitativt (fisket over tre ganger) og hvor det ble funnet fisk er vist i **Figur 27**. Som det framgår av figuren var tetthetene av ensomrig fisk (0+) lave i 1999 (5/100 m² eller lavere) på samtlige stasjoner. Dette var også tilfellet i 2007 med unntak av utløpsosen ved Lågaros der det ble registrert hhv. 12 og 73 ensomrig aure per 100 m² på de to stasjonene. I 1999 ble det i tillegg til det kvantitative fisket utført en gangs overfisking av ca. 50 m² ca. 30 m nedstrøms utløpsosen (ikke vist i **Figur 27**). Her ble det fanget 16 ensomrig aure.

Tabell 8. Lokaltetene som ble undersøkt med elektrisk fiske august 2007 med arealet på den enkelte stasjon. Stasjoner merket med stjerne * ble undersøkt ved kvantitativt fiske med tre gjentatte fiskeomganger over et gitt areal. Resterende stasjoner ble fisket ved kvalitativt fiske, dvs. arealet ble fisket bare en gang.

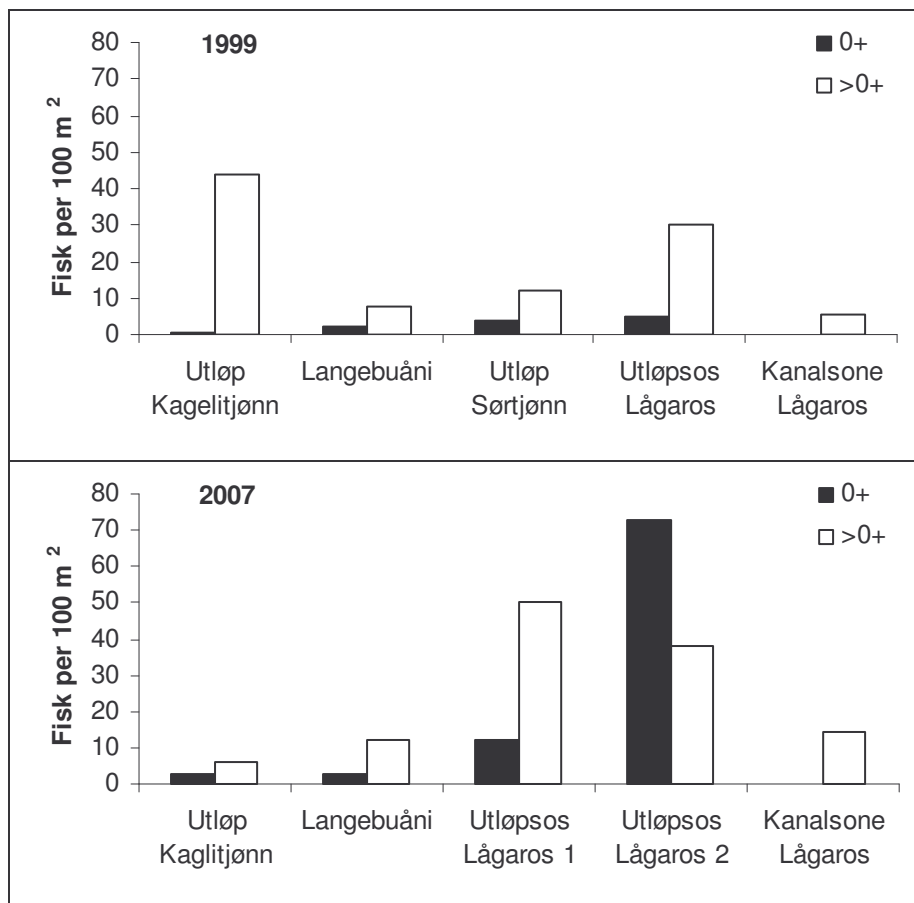
Lokalitet	Areal fisket (m ²)	Antall ensomrig aure (0+)	Antall eldre aure (>0+)
Utløp Kagelitjønn	100*	3	6
Langebuåni	100*	3	12
Første bekk øst for Langebuåni	ca 30	0	0
Andre bekk øst for Langebuåni	ca 30	0	0
Tredje bekk øst for Langebuåni	ca 30	0	0
Utløp fra Øvre Krakavadtjønn (øverste stasjon)	100	0	0
Utløp fra Øvre Krakavadtjønn (midterste stasjon)	150	0	1
Utløp fra Øvre Krakavadtjønn (nederste stasjon)	100	4	1
Elsjåholbekken	160	1	1
Nedre del av bekk fra Sørtjønn	100	0	0
Nedre del av bekk fra Vegardhovdtjønn	125	1	0
Utløpsosen v/Lågaros 1	100*	12	50
Utløpsosen v/Lågaros 2	100*	73	38
Kanalsone v/Lågaros	100*	0	13
Meinsbusundet		0	7

Langebuåni og utløpet av Sørtjønn hadde relativt lave tettheter av ungfisk. Utløpet av Sørtjønn ble kun fisket i 1999. Den generelt lave yngeltettheten funnet på stasjonene kan delvis tilskrives lav fangbarhet. Ensomrig aure var vanskelig å oppdage fordi den hadde god tilgang på skjul nede mellom grov stein. Ofte besto bunnforholdene av flere lag med grov stein hvor fisken kunne stå i hulrom langt nede i substratet uten å bli oppdaget eller fanget ved bruk av elfiske. Fraværet av ensomrig fisk i kanalsonen ved Lågaros skyldes trolig et homogent substrat dominert av sand som hverken er egnet for gyting eller som oppvekstområde for ungfisk.

Tettheten av eldre aure (>0+) var relativt høy på stasjonen ved utløpet av Kagelitjønn i 1999 (44 fisk per 100 m²), mens det i 2007 kun ble estimerte en tetthet på 6 eldre aure per 100 m². Lågaros pekte seg ut begge årene som et område med relativt høy tetthet av eldre aure. I 2007 ble det hhv. registrert 38 og 50 eldre aure per 100 m² på to av stasjonene (**Figur 27**). På de resterende stasjonene ble det funnet lave tettheter av eldre aure (>0+). Dette kan igjen delvis skyldes noe lav fangbarhet grunnet mye grov stein på stasjonene.

Ut fra ungfiskundersøkelsene ser det ut som utløpet ved Lågaros er et svært viktig gyte- og oppvekstområde. Vestsiden av utløpsosen, dvs. område av osen som ikke er påvirket av kanalen, har gode oppvekstareal hvor bunnforholdene er dominert av relativt grov stein som gir ungfisken gode skjulmuligheter. Kanalen på østsiden av utløpsosen er derimot generelt ikke egnet oppvekstområde siden bunnforholdene er homogene og dominert av sand, noe som gir fisken få muligheter for skjul.

Imidlertid har forholdene blitt betraktelig bedre etter utbedring av kanalsonen gjennomført sommeren 2002. Selve stryket ut av osen har for høy vannhastighet til å være egnet som oppvekstområde for aure. Oppstrøms stryket er det gode oppvekstareal for aure med relativt grov stein som gir gode skjulmuligheter. Generelt for utløpsosen gjelder det at fisken har god tilgang på dyreplankton som driver ut av fjorden. Dette er trolig en viktig næringskilde for ungfisk som vokser opp i dette området og på elvestrekningen lenger nedstrøms.



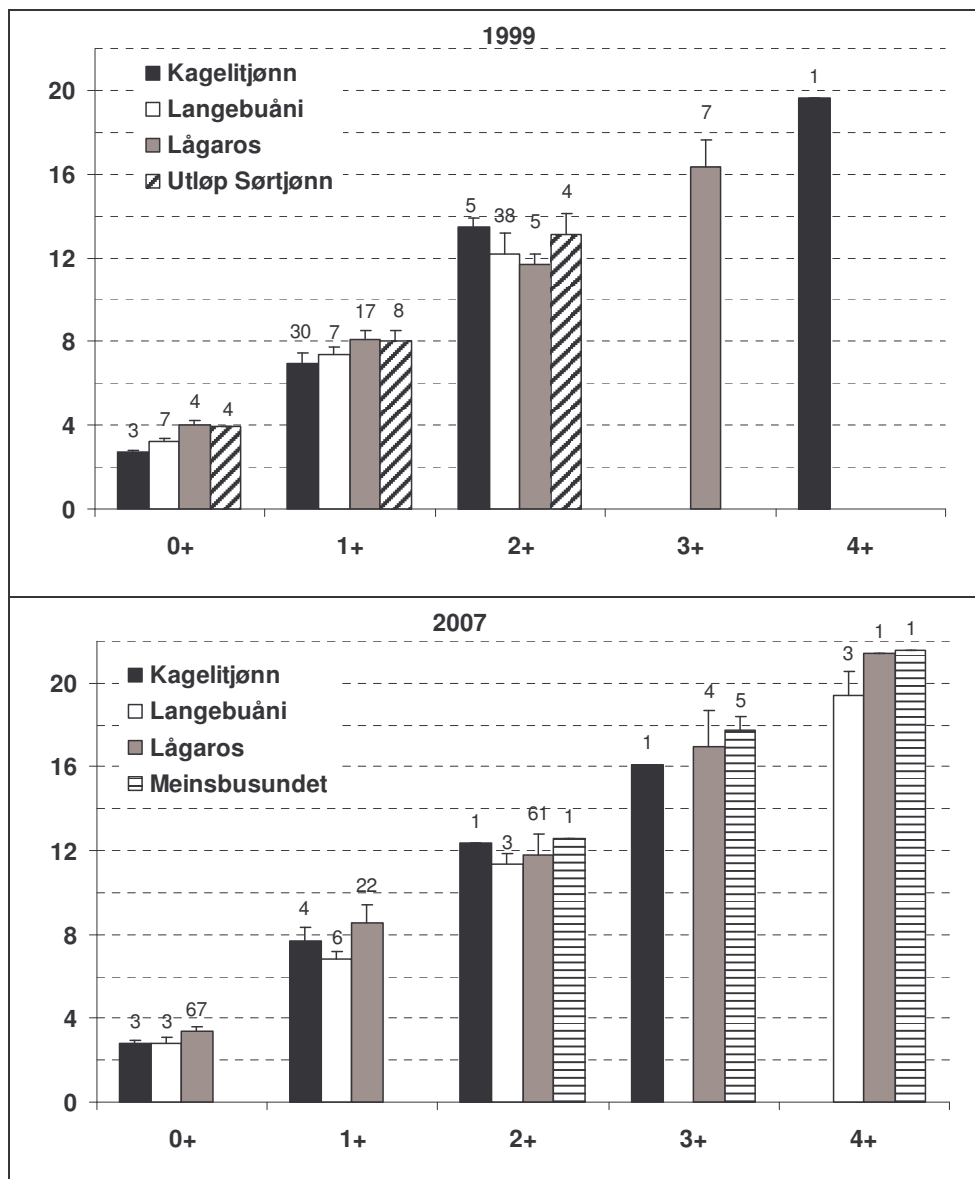
Figur 27. Estimerte tettheter av ensomrig (0+) og eldre aure (>0+) fra stasjoner hvor det ble utført kvantitativt elektrisk fiske i Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

På flere av innløpene som hadde forhold som ble vurdert som egnet for både gyting og oppvekst av ungfisk ble det registrert få eller ingen fisk (**Tabell 8**). Dette gjaldt blant annet for bekkene øst for Langebuåni (1999 og 2007), nedre del av bekk fra Vegardhovdtjønn (1999 og 2007), Krakavadbekken (2007) og Elsjåholbekken (2007). I Meinsbusundet ble det funnet noen få fisker på stasjonen i både 1999 (tre fisker) og 2007 (sju fisker), fordelt på aldersklassene tosomrig til femsomrig fisk. Det ble ikke registrert ensomrig fisk noen av årene. I 2007 var det sterk vind ved gjennomføringen av det elektriske fiske i Meinsbusundet og dette medførte en betydelig redusert fangbarhet.

3.3.2 Tilvekst hos ungfisk på de ulike stasjonene

En sammenligning av tilveksten hos ungfisken på fire av de undersøkte elvepartiene viser at den ensomrige fisken vokser bedre på utløpet av Lågaros og utløpet av Sørtjønn sammenliknet med tilveksten på utløpet av Kagelitjønn og Langebuåni (**Figur 28**). Det synes derfor å være en vekstgradient der fisk i den østre delen av fjorden vokser bedre enn fisk som vokser opp i vestre del av fjorden. Denne forskjellen i tilvekst holder seg til og med det andre leveåret. For tresomrig og eldre fisk gjelder ikke dette vekstmønsteret.

I 2007 ble i tillegg veksten til ungfisk fra Meinsbusundet sammenlignet med de andre lokalitetene. Både for tre-, fire- og femsomrig fisk fra Meinsbusundet var den observerte lengden stor i forhold til flere av de andre stasjonene. Siden materialet er basert på relativt få eldre fisk er det vanskelig å kunne konkludere om dette er et generelt trekk for vekstmønsteret eller bare et utslag av tilfeldigheter.

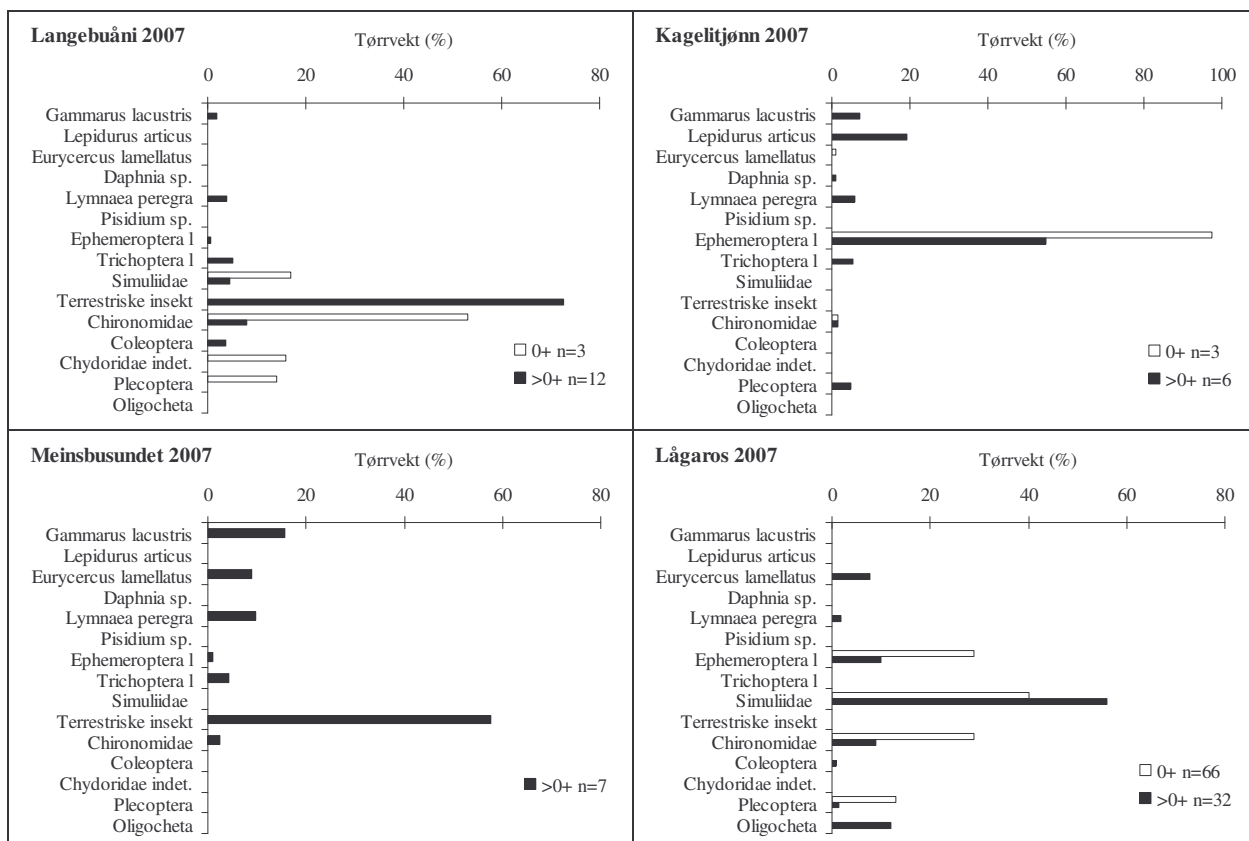


Figur 28. Gjennomsnittlig lengde (med standard avvik og antall fisk) for aure fra ulike aldersgrupper på fire stasjoner ved Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

3.3.3 Næringsvalg hos ungfisk

Næringsvalget til ungfisken varierte mye mellom de ulike stasjonene (**Figur 29**). Det er også stor forskjell mellom dietten til ungfisk og den eldre fisken fanget på garn i innsjøen (**Figur 14**). For eldre ungfisk (>0+) i Langebuåni og Meinsbusundet utgjorde terrestriske insekt henholdsvis 73 % og 53 % av tørrvektinnholdet i auremagene og var dermed de viktigste næringsemnene på disse stasjonene. Ved utløpet av Kagelitjønn var døgnfluer (55 %) det viktigste næringsemnet, mens på utløpet ved Lågaros var det knottlarver (56 %) som dominerte i mageprøvene. Arter som var viktige næringsdyr i innsjøen, som skjoldkrepss og marflo, utgjorde en liten del av dietten i Langebuåni, Meinsbusundet og ved utløpet av Kagelitjønn. Ved Lågaros var disse artene fraværende i mageprøvene.

Av de fire stasjonene var det kun Meinsbusundet hvor det ikke ble registrert ensomrig aure. Dietten til den ensomrige fisken bestod av et noe mindre antall arter enn for den eldre fisken (**Figur 29**). I Langebuåni og ved Lågaros var hhv. fjærmygg (53 %) og knottlarver (40 %) de viktigste næringsdyrene, mens døgnfluer (98 %) var det totalt dominerende næringsemnet for ensomrige aure på utløpet av Kagelitjønn. På Lågaros var også innslaget av døgnfluer (29 %) og fjærmygg (29 %) en viktig del av dietten. Det lave antallet fisk i prøvene for ensomrig aure i Langebuåni og ved utløpet av Kagelitjønn gjør at resultatet for diettvalget er noe usikkert for disse stasjonene.



Figur 29. Næringsvalg for ungfisk tatt på elektrisk fiske på fire stasjoner ved Bjornesfjorden i august 2007.

3.4 Vannkjemi, bunndyr og plankton

3.4.1 Vannkjemi

Tre av de fire stasjonene hvor det ble tatt vannprøver hadde vannkjemi med pH verdier over 6,5, kalsium (Ca) over 2 mg Ca/l og konsentrasjoner av giftig aluminium under målegrensen (deteksjonsgrensen) (mindre enn 5 µg Al/l). Utløpselva fra Sørtjønn pekte seg ut ved å ha noe lavere pH og lavere kalsium konsentrasjon

Tabell 9). Gjelleprøvene tatt av aure på de samme fire lokalitetene i 1999 viste at fisken hadde ubetydelige mengder aluminium på gjellene (**Tabell 10**).

Tabell 9. Vannkjemiske resultater fra fire lokaliteter ved Bjornesfjorden i august 1999 og 2007.

Lokalitet	År	pH	Alkalitet (mmol/l)	Konduktivitet (ms/m)	Ca (mg/l)	Labilt aluminium (µg/l)
Utløp fra Kagelitjønn	1999	6,64	0,096	1,71	2,31	<5
	2007	6,91	0,098	1,65	2,62	<5
Langebuåni	1999	6,69	0,093	1,6	2,15	<5
	2007	6,74	0,068	1,30	1,82	<5
Utløp fra Sørtjønn	1999	6,24	0,054	0,83	0,51	<5
	2007	6,42	0,043	0,62	0,48	8
Utløpsosen ved Lågaros	1999	6,69	0,086	1,51	2,04	<5
	2007	6,84	0,082	1,41	2,19	<5

Tabell 10. Gjennomsnittlig mengde aluminium, med standardavvik og antall fisk undersøkt, funnet på gjeller hos aure fra fire lokaliteter ved Bjornesfjorden i august 1999.

Lokalitet	Gjennomsnittlig aluminium (µg/l) på gjeller	Standard avvik	Antall fisk undersøkt
Utløp fra Kagelitjønn	4,0	0,4	5
Langebuåni	11,0	5,3	5
Utløp fra Sørtjønn	3,8	1,5	4
Utløpsosen ved Lågaros	3,8	1,3	5

3.4.2 Bunndyr

Antall arter og individer som ble funnet på de forskjellige lokalitetene i 2007 er vist i **Vedlegg 1**. Det ble registrert svært sensitive arter for forsuring på alle lokalitetene, og dette ga verdien 1 til Forsuringsindeks 1 for alle. Dette er det samme resultatet som i 1999 (Barlaup m.fl. 2000). I 1999 tydet bunndyrsamfunnet på at utløpsbekken fra Sørtjønn kunne ha forsuringsskader. Det ble da ikke registrert noen svært følsomme arter på lokaliteten. I 2007 ble det funnet en svært sensitiv art, døgnfluen *Baetis subalpinus*, på lokaliteten. Det ble imidlertid bare funnet ett individ av arten. Målingene av pH og kalsium i 2007 viser omtrent samme verdier som i 1999. Hvis disse verdiene er representative for vannkjemien resten av året, er de ikke lave nok til at forsuring skulle være noe problem for bunndyrsamfunnet. Episoder med pH-verdier lavere enn det som ble registrert ved prøvetakingen i august kan imidlertid være en begrensende faktor for en del forsuringfølsomme invertebrater i utløpselva fra Sørtjønn. Med bare en prøve fra august er det vanskelig å gi en endelig konklusjon. På de andre lokalitetene viser resultatene at bunndyrsamfunnene på lokalitetene ikke er påvirket av forsuring.

3.4.3 Dyreplankton og littorale krepsdyr

Tettheten av krepsdyr var klart lavest i prøven ved Elsjåholet, først og fremst fordi det her var færre av den dominerende vannloppen (*Bosmina longispina*). Antall hjuldyr var imidlertid lavest i prøven ved Langebuåni, og høyest i Meinsbusundet., pga. større tetthet av en kolonidannende form (*Conochilus* spp.).

Artslisten for Bjornesfjorden er som forventet ut fra tidligere registreringer. Høytliggende innsjøer som Bjornesfjorden har et nokså begrenset utvalg av arter. Med ett unntak er alle artene vanlig forekommende i høyfjellet. Flere av dem stiller imidlertid krav til vannkvaliteten, og listen omfatter

flere arter som er forsuringfølsomme **Tabell 11**. Foruten *Daphnia* spp. (som er forsuringfølsomme) er også *Bythotrephes longimanus*, *Cyclops cutifer*, *Mixodiaptomus laciniatus* og *Keratella cochlearis* moderat forsuringfølsomme arter.

En overraskende observasjon er innslaget av vannloppen *Daphnia* cf. *galeata*. Denne er ikke vanlig i høyfjellet. Formene som ble observert i Bjornesfjorden har et atypisk utseende, som kan tyde på at vi her har en hybridisering med arten som tidligere kjent (*Daphnia "umbra"*). *D. galeata* er kjent for å hybridisere med flere andre nærstående arter, så observasjonene er slik sett ikke overraskende. Imidlertid er hybrider med *D. "umbra"* aldri tidligere beskrevet, og forekomsten bør verifiseres og evt. publiseres dersom antakelsen er riktig. *Daphnia galeata* mangler pigment i det ytre skallet som ellers er typisk for *D. "umbra"*, og har mindre kroppsstørrelse. Arten er dermed mindre synlig og mindre profitabel som byttedyr for aure enn *D. "umbra"*, og tåler sterkere fiskepredasjon.

Håvtrekk fra strandsonen ble tatt i de tre samme områdene som for vertikaltrekk, i tillegg til en stasjon nær utløpet ved Lågaros. Resultatene er satt opp i **Tabell 12**. Pelagiske arter var dominerende også i strandrekkene. Dette er som forventet i en høyfjellssjø uten særlig sedimenter og vegetasjon.

Tabell 11. Dyreplankton i Bjornesfjorden august 2007. Antall individer i hver prøve er estimert ved opptelling av delprøver.

Zooplankton	Indikator- verdi	Langebu- åna 07.08.2007	Elsjå- holet 07.08.2007	Meinsbu- sundet 08.08.2007
Vannlopper				
<i>Holopedium gibberum</i>	0	33	80	130
<i>Daphnia 'umbra'</i>	2	5	12	85
<i>Daphnia</i> cf. <i>galeata</i>	2	8	18	215
<i>Bosmina longispina</i>	0	3270	165	1750
<i>Polyphemus pediculus</i>	0			
<i>Bythotrephes longimanus</i>	1		1	
* <i>Alonella nana</i>	0		S	
Hoppekreps				
<i>Cyclops scutifer</i> ad. + cop.	1	53	195	685
Cyclopoide nauplii		80	100	100
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i> ad. + cop.	1	80	75	220
<i>Hetercope saliens</i> ad. + cop.		+	+	+
Hjuldyr				
<i>Kellicottia longispina</i>	0	200	410	540
<i>Keratella cochlearis</i>	1	40	70	+
<i>Conochilus unicornis</i> + <i>hippocrepis</i>	0	300	650	2340
Sum vannlopper		3316	276	2180
Sum hoppekreps		213	370	1005
Sum krepsdyr		3529	646	3185
Sum hjuldyr		540	1130	2880

* = littoral art

+ = enkeltindivider

S = bare skallrester påvist

Indikatorverdier:

2=	forsuringfølsom
1=	moderat forsuringfølsom
0=	forsuringstolerant

Tabell 12. Arter registrert i littorale håvtrekk i Bjornesfjorden august 2007.

Littorale håvtrekk	Indikator- verdi	Langebu- åna 07.08.2007	Elsjå- holet 07.08.2007	Meinsbu- sundet 08.08.2007	Lågaros 06.08.2007
Vannlopper					
<i>Sida crystallina</i>	0		+*		
<i>Holopedium gibberum</i>	0			S	+
<i>Daphnia "umbra"</i>	2				+
<i>Daphnia cf. galeata</i>	2				+
<i>Bosmina longispina</i>	0	+++	++++	+++	+
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	+	++	+++	
<i>Bythotrephes longimanus</i>	1				+
<i>Eurycercus lamellatus</i>	0	S	+	+	S
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	+			
<i>Alona affinis</i>	0	S*			S
<i>Alona sp. (liten)</i>	0	S*			
<i>Alonopsis elongata</i>	0	+	+	+	
<i>Acroperus harpae</i>	0	S	+	+	S
<i>Alonella nana</i>	0				S
<i>Alonella excisa</i>	0			+	
Hoppekreps					
<i>Cyclops scutifer</i>	1		+	+	+
<i>Megacyclops sp. liten cop.</i>	0				+
<i>Heterocope saliens</i>	0	+	+*		+
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	1		+	+	

* - bare observert i en av to parallelle prøver

+ = enkeltindivider

++ = fåtallig

+++ = mange

++++ = dominerende

S = bare skallrester påvist

Indikatorverdier:

2=	Forsuringsfølsom
1=	Moderat forsuringsfølsom
0=	Forsuringstolerant

4 Diskusjon

4.1 Bestandsstatus

4.1.1 Tetthet, tilvekst og naturlig rekruttering

Tettheten av fisk ble estimert til å være noe høyere i 2007 sammenlignet med 1999, men aurebestanden i Bjornesfjorden betegnes fremdeles som en middels tett bestand med gode vekstforhold (Forseth m.fl. 1997). Dette framgår av den årlig tilveksten som er på om lag 5 cm for voksen fisk, og det faktum at veksten ikke stagnerer med økende fiskealder (**Figur 10**). I 1999 ble aldersfordelingen dominert av sjuårig fisk (1992-årsklassen) og dette viste at fisken i fjorden lever relativt lenge. Sammen med en vekst som ikke stagnerer, fører det til at det generelt er mye fisk på om lag en halv kilo og større i bestanden. Tilsvarende resultat ble også rapportert fra fiskebiologiske studier utført i Bjornesfjorden i 1989 (Tysse & Garnås 1990, L'Abée-Lund & Sægrov 1991). Liknende vekst- og aldersmønster er tidligere registrert for mange innsjøer på Hardangervidda (Sømme 1931). Sømme skriver at det er "vel" temperaturforholdene og den korte sommeren som setter sitt preg på veksten. Det auren taper ved langsom vekst, tar den i fullt mon igjen "ved høi livsvarighet".

I 2007 ble det imidlertid ikke registrert noen sterke eldre årsklasser og fangsten ble dominert av tre- til femårig fisk. Sammenligner en fangsten av fisk over et halvt kilo ble den redusert fra 23,1 % (30 stk) i 1999 til 9,2 % (13 stk) i 2007. Denne endringen skyldes trolig mangel på en sterk eldre årsklasse i fangstene i 2007.

Ved prøvafiske i 1999 ble auren i all hovedsak fanget på bunngarn satt på 0-6 m dyp. I 2007 sto i auren noe dypere og ble da tatt i dybdeintervallet fra 0 til 12 m dyp (**Figur 6**). Fangstene av fisk på flytegarn var svært lave begge årene. Denne habitatbruken gjenspeiles i dietten til fisken. Av næringsdyrene dominerte de bunnlevende næringsdyrene skjoldkrepss og marflo i mageinnholdet begge årene (se **Figur 14**). Bortsett fra disse to artene var det ingen andre arter som utgjorde noe større andel av mageprøvene. Habitatbruken og næringsinntaket viser at auren i liten grad bruker de frie vannmassene for næringssøk.

Dominansen av skjoldkrepss og marflo i dietten til auren viser at det er liten konkurranse om næringselementene. Planktonsamfunnet med bl.a. store, mørkt pigmenterte (melanistiske) vannlopper godt representert tyder på et lavt beitepress fra auren. Slike store dyreplanktonarter forsvinner dersom beitepresset fra fisk blir stort. Tilstedeværelsen av disse artene viser derfor at auren i Bjornesfjorden har så god tilgang på større byttedyr som skjoldkrepss og marflo at den lar de store dyreplanktonartene være i fred. Dette stemmer bra overens med tidligere studier av aurens diett i Bjornesfjorden (Sægrov et al. 1996, Rognerud m.fl. 2003).

Aurens gode kondisjonsfaktor, fettstatus og den høye forekomsten av rød kjøttfarge samsvarer med det observerte vekst- og ernæringsmønsteret (jf. **Figur 10** og **Figur 14**). Undersøkelsene viser også en lav forekomst av bendelorm i likhet med resultatene fra undersøkelsene utført i 1989 (Tysse & Garnås 1990).

Alderssammensetningen i bestanden var i 1999 karakterisert ved relativt jevne årsklasser avbrutt av den sterke 1992 årsklassen (dvs. sjuårig fisk) og den etterfølgende svake 1993 årsklassen (dvs. seksårig fisk). Stor variasjon i årsklassestyrke i aurebestanden i Bjornesfjorden ble også påvist i undersøkelsen i 1989 (L'Abée-Lund & Sægrov 1991) og i 1927 (Huifeldt-Kaas 1927). I 2007 var alle tre årsklassene fra 2002 til 2004 godt representert i fangstene, mens det ble registret relativt få eldre fisk. Alderssammensetningen fra prøvafisket i 2007 avviker derfor noe fra resultatene fra 1999 og tidligere studier fra området (L'Abée-Lund & Sægrov 1991, Huifeldt-Kaas 1927). Resultatene kan tolkes som at årsklassene fra 2002 til 2004 blir relativt sterke i Bjornesfjorden.

Variasjoner i årsklassestørrelse kan forekomme som følge av variasjon i klimatiske og hydrologiske forhold (Rognerud m.fl. 2003, Museth & Borgstrøm 2005). Ugunstige forhold som medfører f.eks. isskuring og bunnfrysing av gyteområder, eller sen isgang og lav vanntemperatur, kan bidra til høy rogn- eller yngeldødelighet og dermed en svak årsklasse. Tilsvarende kan gunstige forhold, f. eks. høye sommertemperaturer, gi en sterk årsklasse. Det relativt høye innslaget av yngre fisk i prøvafiske i Bjornesfjorden i 2007 kan derfor gjenspeile relativt gode gyte- og oppvekstforhold for årsklassene 2002 til 2004. Dette samsvarer bra med at Museth og Borgstrøm fant en sterk 2002-årsklasse i sine studier i Krokavatnet vest på Hardangervidda. De fant derimot lave tettheter av 2003-årsklassen til tross for tilsynelatende gode klimatiske forhold. Dette kan være et resultat av at en sterk årsklasse undertrykker etterfølgende årsklasser gjennom konkurranse og predasjon (Borgstrøm et al. 1993, Museth og Borgstrøm 2005). De sterke årsklassene fra 2002 til 2004 tyder på at denne effekten ikke har gjort seg gjeldene i Bjornesfjorden i denne perioden. Det skal også påpekes at snøforholdene for Krokavatnet ikke er direkte overførbare til Bjornesfjorden som ligger i overkant av 30 km lenger øst. Snømengden ved Bjornesfjorden vil derfor være mindre som følge av at nedbøren følger en øst-vest gradient med mindre snø dess lenger øst man kommer (Rognerud m.fl. 2003).

I studiene fra Krokavatnet blir det påvist sammenheng mellom store snødybder om våren og en dårlig vekstsesong for ungfisk den påfølgende sommeren (Museth og Borgstrøm 2005). Temperaturmålingene fra Bjornesfjorden i årene 2003-2006 viser også relativt stor mellomårsvariasjon og tilsier at vekstsesongen for yngelen i 2004 trolig startet nær fire uker tidligere enn i de etterfølgende årene 2005 og 2006. Dette kan igjen ha bidratt til at 2004 årsklassen er sterkt representert i fangstene fra prøvafiske. Temperaturmålingen fra Meinsbusundet illustrerer derfor hvordan variasjon i klimatiske forhold som snømengder og temperaturforhold er bestemmende for tidspunktet for isgang og lengden på vekstsesongen.

Rekrutteringen til aurebestanden i Bjornesfjorden er summen av yngel som klekkes på en rekke forskjellige gyteområder. Lange gyte- og næringsvandring mellom innsjø og elv er et karaktertrekk ved de fleste innsjøene på Hardangervidda. Det ble påvist både en-, to- og tresomrig ungfisk på innløpet fra Kagelitjønn, i Langebuåni, i elva fra Sørtjønn, og ved utløpsosen ved Lågaros (**Figur 27**). De høyeste tetthetene for eldre aure (>0+) ble funnet ved hovedinnløpet fra Kagelitjønn i 1999 (44/100 m²) og på utløpsosen ved Lågaros i 2007 (50/100 m²). Disse stasjonene representerer hovedløpet opp- og nedstrøms fjorden som trolig er svært viktige for rekrutteringen til fjorden. Resultatene viser at fisken i tillegg rekrutteres fra Langrebuåni, i elva fra Sørtjønn og i elva fra Krakavadtjønn.

Tetthetene av ensomrig aure var relativt lave med unntak for den ene stasjonene ved Lågaros (73/100 m²). Den lave registrerte tettheten for ensomrig aure kan skyldes årsklassevariasjoner, men mest sannsynlig skyldes resultatet i hovedsak en generelt lav fangbarhet grunnet mye grov stein på flere av stasjonene. I strandsonen i fjorden, ca. 75 m fra Langebuåni, ble det ved en ”stikkprøve” i 1999 tatt 5 ensomrig aure på 25 m² noe som viser at en del fisk vandrer ut fra elva allerede første sommeren. Likeledes kan en regne med at lav tetthet av eldre aure (>0+) delvis kan forklares ved utvandring til fjorden.

Veksten viser at ungfisk som vokser opp i inn- og utløpene blir ca. 3-4 cm første sommeren og 11-14 cm etter tre år på elva (**Figur 28**). Auren som vandrer fra elvene og ut i fjorden på et tidligere tidspunkt kan forventes å ha en noe bedre tilvekst. Dette blir synliggjort ved at ungfisk i Meinsbusundet var større enn tilsvarende aldersklasser ved Lågaros og de andre stasjonene. Resultatene viser også at yngelen ved utløpet på Lågaros og i utløpet fra Sørtjønn vokser 0,5-1,5 cm mer den første sommeren sammenliknet med yngelen fra utløpet ved Kagelitjønn og Langebuåni. Denne vekstforskjellen er trolig relatert til forskjeller i vanntemperatur og næringstilgang mellom de ulike lokalitetene. Siden materialet var relativt begrenset (3-4 fisker) for flere av lokalitetene er det imidlertid stor usikkerhet knyttet til disse observasjonene. Resultatene viser også at dietten til auren som vokser opp på rennende vann er mer variert, og ikke så ensidig basert på skjoldkrep og marflo som tilfelle er for den eldre fisken som lever i selve fjorden.

I flere av innløpene som tilsynelatende hadde gode gyte- og oppvekstforhold for aure ble det funnet svært få eller ingen ungfisk. Dette gjelder flere av de små innløpsbekkene, men også større innløp som Elsjåholbekken, deler av Krakavadbekken og innløpet fra Vegarhovdtjønn. Årsaken til at disse tilsynelatende gode gyte- og oppvekstområdene ikke er i bruk skyldes trolig at uheldige forhold som bunnfrysing, isskuring, masseendringer og/eller ugunstige temperaturforhold fører til en svært lav gytesuksess.

Samlet tilsier resultatene fra det elektriske fisket at de større innløpselvene og utløpselva er de viktigste gyte- og oppvekstområdene for auren. Dette gjelder i første rekke hovedinnløpet fra Kagelitjønn og utløpet fra Lågaros, men også til en viss grad de mindre innløpselvene som Langebuåni og elva fra Sørtjønn.

Utløpet ved Lågaros er kjent som et viktig gyteområde i fjorden og sammen med gyteområder på strekningen ned mot Geitvatnet utgjør trolig denne strekningen det viktigste gyteområdet for auren i fjorden. Dette underbygges av fiskerikonsulenten som skriver at ”utløpselven er en meget skattet sportsfiskeelv” og at ”elven er en glimrende oppvekstplass for småfisken som hører til i fjorden” (Løkensgard 1959). Strykene ved Lågaros er også tidligere beskrevet som en viktig fangstplass (Olafson 1929, Sømme 1931, Sønstebø 1946), hvor det bl.a. ble fanget storfisk på gytevandring (Huitfeldt-Kaas 1934, Dahl og Sømme 1939). Sømme (1935) omtaler et forsøk utført i 1932 da det ble merket 49 ungfisk på Lågarosstryken. Samme året ble 3 av fiskene gjenfanget nedstrøms i Skjærhølen og 7 ble gjenfanget i fjorden. En av fiskene som ble tatt i fjorden hadde vandret hele 12 kilometer vestover fra Lågaros.

Det er velkjent at auren kan vandre lange strekninger (opptil flere km) fra innsjø og opp eller ned i elver for å finne egnede gyteområder (Sømme 1931, 1935, Dahl & Sømme 1939, Jonsson 1989), og det er også kjent at yngelen etter ett eller flere år på elva finner veien tilbake til innsjøen (Dahl & Sømme 1935, Jonsson 1989, Jonsson et al. 1994). De omfattende arbeidene til Dahl og Sømme viser at gyte- og næringsvandring mellom innsjø og elv er et karaktertrekk ved de fleste innsjøene på Hardangervidda. Om auren i Bjornesfjorden har tilgang på gode gyte- og oppvekstmuligheter i inn- og utløpselver må en derfor forvente at disse er tatt i bruk.

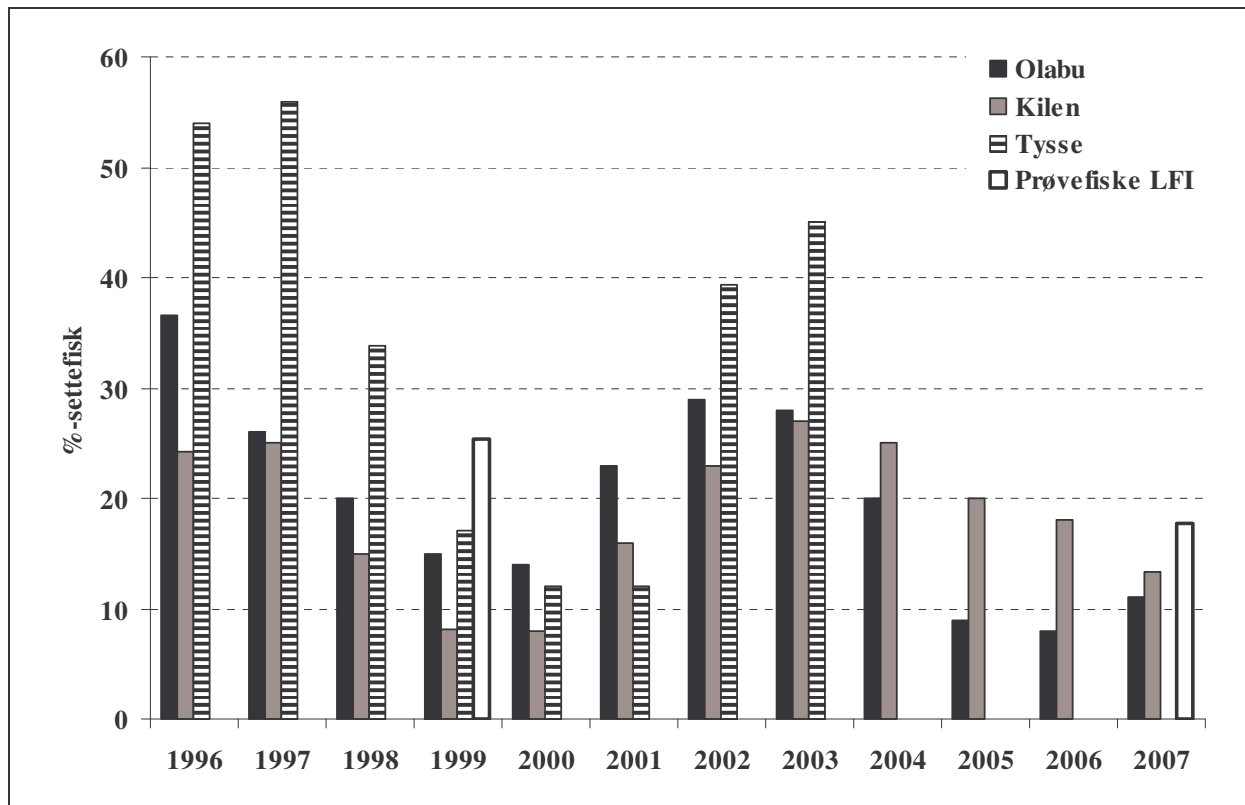
I tillegg til gytingen som forekommer på inn- og utløp, er det også kjent at auren i Bjornesfjorden tidligere gyttet både i Meinsbusundet og Nøresundet (Løkensgard 1960). Undersøkelsene i Meinsbusundet både før og etter utlegging av gytegrus viste at auren også i dag gyter i sundet (se senere i diskusjonen **kapittel 4.3**). Nøresundet inngikk ikke i undersøkelsene i 1999, men senere undersøkelser har vist at det forekommer noe gyting også her, men i betydelig mindre grad enn i Meinsbusundet. Det viser at auren gyter i selve fjorden, noe som må karakteriseres som innsjøgyting. Bestander hvor rekrutteringen er basert på innsjøgyting er kjent fra flere aurebestander i Norge (Sægvog 1990, Barlaup et al. 1998, Brabrand 1998, Brabrand et al. 2002, Kleiven & Barlaup 2004).

Det kan ikke utelukkes at auren i Bjornesfjorden også bruker andre deler av strandsonen for gyting. Ved dykking i 1999 ble det flere steder observert områder i strandsonen som syntes egentlig for innsjøgyting. Det ble imidlertid ikke påvist yngel ved elektrisk fiske på noen av de mange stasjonene lagt til strandsonen (Barlaup m.fl. 2000).

4.1.2 Villfisk og settefisk

Som kompensasjon for den midlertidige reguleringen av Bjornesfjorden i 1959, ble det som tidligere nevnt gitt et pålegg om utsetting av 10.000 ensomrig aure. Utsettingene kom først i gang i 1971, da det ble satt ut 5.100 ensomrig settefisk. I 1972 ble det ikke satt ut fisk, men i perioden 1973 til 1991 har det årlig vært satt ut 10.000 ensomrige settefisk i fjorden. Pålegget ble endret fra og med 1992 til årlig utsetting av om lag 4.000 tosomrig settefisk (se **Tabell 3**). I årene 2006 og 2007 ble det ikke satt ut fiske som følge av vedtaket fra Direktoratet for naturforvaltning om midlertidig stans i utsettingene fra og med 2006.

Andelen settefisk tatt på næringsfiske har variert relativt mye mellom de ulike årene (**Figur 30**). I både 1996 og 1997 ble det registrert over 50 % settefisk i fangstene i to første dagene av næringsfisket ved Olabu og Kilen (Tysse m.fl. 2004). Det store innslaget settefisk i 1996 og 1997 skyldes at det ble fisket på ”dobbel utsetningspålegg” disse årene. Den umerke ensomrige settefisk fra før 1992 og den tosomrige fra 1992 og 1993 kom samtidig inn i fangsten. Dette er trolig en av årsakene til at Tysse fant en større andel settefisk i fangsten enn fiskerne i Bjornesfjorden. Senere har det også vært store variasjoner i andel settefisk i næringsfisket fra i overkant av 10 % i 2000 til nær 30 % i 2002 og 2003. Noe av økningen kan forklares med den store utsetningen av 10.200 tosomrig settefisk i 2000. Den raskest voksende del av settefisk fra år 2000 kom allerede inn i fangstene i 2002 og utgjorde hele 32 % av den undersøkte fangsten i 2003 (Tysse et. al 2004).



Figur 30. Andelen settefisk registrert i fangsten til fiskerne ved Olabu og Kilen på Bjornesfjorden i årene 1996 – 2007. I perioden 1996-2003 ble det tatt prøver av første og andre dags fangst i Kile- og Bjornesfisket av Åsmund Tysse for å bestemme andelen settefisk. I tillegg er andelen settefisk fra prøvefiske utført av LFI-Unifob satt inn for årene 1999 og 2007.

Innslaget av settefisk var 28,9 % i usortert næringsfangst gjort ved Lågaros i august 1989 (L'Abée-Lund & Sægrov 1991), mens innslaget av settefisk var 9,6 % i fangster som kun besto av stor fisk (Tysse og & Garnås 1990). Fra fiskerne har det vært antydning at settefisk utgjør om lag 15-20 % av fangsten i næringsfiske. Dette stemmer relativt bra med observasjonene til Tysse, men som **Figur 30** viser er det relativt stor variasjon mellom ulike år. Det er også trolig slik at innslaget av settefisk varierer mellom de ulike fangstplassene i fjorden. Ved prøvefisket i august 1999 og 2007 var innslaget av settefisk betydelig høyere på stasjonene ved Elsjåholet (hhv. 38,5 og 22,5 %) og Olabu (hhv. 31,2 og 24,5 %) enn ved Meinsbusundet (hhv. 13,6 og 4,7 %). Det observerte mønsteret, med et lavere innslag av settefisk øst i fjorden (v/Meinsbu), kan trolig delvis forklares med at fisken har vært satt ut i vestre del av fjorden.

Ved prøvefisket i august 1999 utgjorde settefisk 25 % av den totale fangsten på de tre undersøkte garnstasjonene. Fra fangstene i 2007 var denne andelen redusert til 18 %. Andelen settefisk var høyere under prøvefisket sammenlignet med hva som ble registrert under næringsfisket begge årene, hhv. 8-17 % høyere i 1999 og 5-7 % høyere i 2007 (**Figur 30**). Ulik fangbarhet for garnserien i et prøvefiske

som består av 5-55 mm maskevidder og garna benyttet i næringsfisket (hovedsakelig 45 mm) er en faktor som vil bidra til ulike resultat for prøvofiske og næringsfiske. Nedgangen i andel settefisk (fra 25 % til 18 %) registrert i prøvofiske fra 1999 til 2007 skyldes i hovedsak opphør av utsettingene fra og med 2006. I 1999 utgjorde tresomrig settefisk en betydelig del av fangsten mens denne aldersgruppen som følge av opphør av utsettinger ikke var representert i fangstene i 2007.

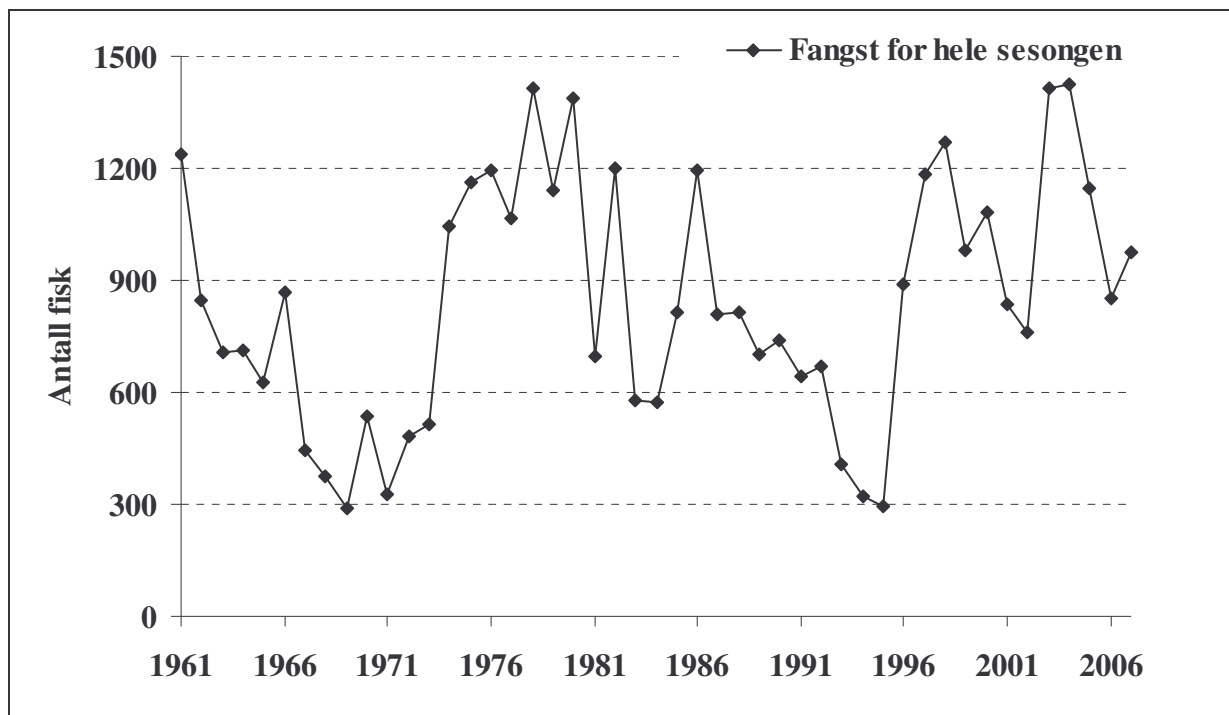
Ved de fiskebiologiske undersøkelsene på om lag de samme stasjonene i 1989 utgjorde settefisken 35 % av fangsten (Garnås & Tysse 1990). Et prøvofiske basert på fiske i området ved Meinsbusundet i 1989, ga et innslag av settefisk på 30 % (L'Abée-Lund & Sægrov 1991). Sammenliknet med prøvofiske i 1989 (Garnås & Tysse 1990) er andelen settefisk ved prøvofiske om lag 10 % lavere i 1999 og om lag 17 % lavere i 2007.

På grunn av relativt stor størrelse ved utsettingstidspunktet som tosomrig fisk, er settefisken i samtlige aldersgrupper større enn villfisken. Dette gjør at settefisken når en lengde på over 35 cm som fem- og seksåringer, mens villfisken først når denne lengden som sjuåringer (se **Figur 10**). Settefisken vokser seg derfor raskere enn villfisken inn i fangbar størrelse for næringsfiske, som i hovedsak drives med 45 mm garn. Denne forskjellen mellom settefisk og villfisk ble også påpekt ved analyser av fangsten fra næringsfisket i 1989, der alderen på settefisk var lavere (6,1 år) enn gjennomsnittlig alder for villfisk (7,1 år) (Tysse & Garnås 1990). Tilsvarende resultat ble rapportert av L'Abbe-Lund & Sægrov (1991), som ved undersøkelse av næringsfangster ved Lågaros i 1989 fant at settefisken hadde en gjennomsnittlig alder på 5,0 år. Dette var klart lavere enn den gjennomsnittlige alderen for villfisken som var 6,7 år. Overgangen fra ensomrig til tosomrig settefisk fra og med 1992 har trolig ytterligere redusert den gjennomsnittlige alderen av settefisk i næringsfangstene. Dette forklarer hvorfor det blir fanget svært få eldre settefisk under prøvofisket både i 1999 og 2007. Et annet forhold som fører til variasjon i andelen settefisk er naturlig variasjon i den naturlige rekrutteringen til bestanden. Dette illustreres ved at den sterke aldersklassen av sjuåringer i 1999 utgjorde hele 37 % av fangsten av villfisk i prøvofiske. Fjerner vi denne årsklassen fra materialet øker innslaget av settefisk fra 25 % til hele 54 %.

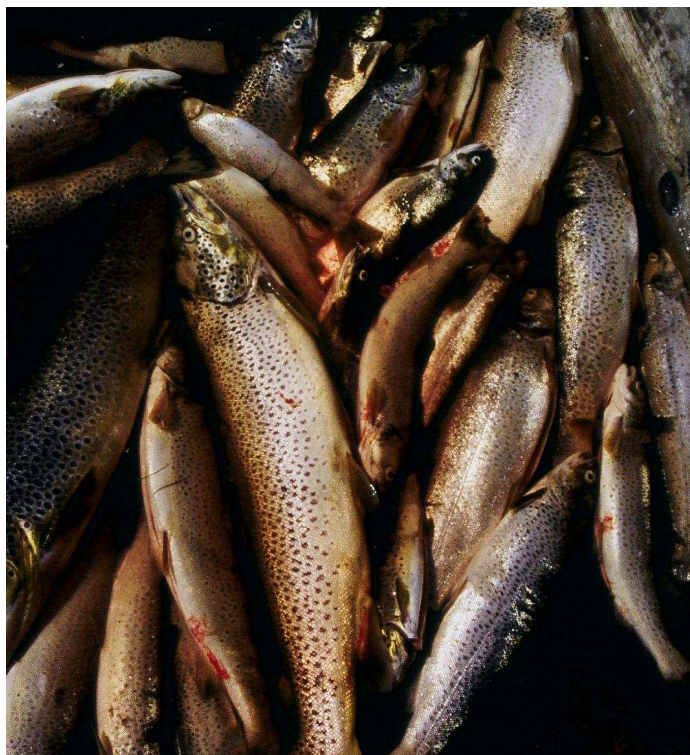
Basert på resultatene rapportert fra næringsfiske og fra prøvofiske kan det konkluderes med at settefisken har utgjort en betydelig del av aurebestanden og av fangstutbytte ved næringsfiske. En rekke ulike forhold har bidratt til mellomårsvariasjon i andelen settefisk, men resultatene viser at settefisken normalt har bidratt i størrelsesorden 10-30 % av den fangbare bestanden.

4.1.3 Bestandsutvikling og fangststatistikk

Odd Enerstvedt på "Olabu", som disponerer 1/3 av Bjornesfisket, har ført fangststatistikk fra 1961 og fram til i dag (2007) (**Figur 31**). Årsfangsten har variert mellom 300 og nesten 1500 fisk/år. I denne perioden har han registrert 39.655 fisk – noe som må være enestående på Hardangervidda. Hele tiden har han fisket med 45 mm garn av både bomull, nylon og noe monofilament. Denne retten kan fiskes med 120 garn per natt. Antall fiskedøgn har variert noe, og det har vel vært en tendens til noen færre garnnetter de siste 10 årene. Fiskestart har vært 15. august, og det har i minimum blitt fisket 17-18 netter. Siden det ikke ble utført undersøkelser av fiskebestanden før den midlertidige senkingen i 1959-1960, er statistikken et viktig grunnlag for å vurdere hvordan senkingen kan ha påvirket bestanden.



Figur 31. Fangststatistikk for en tredjedel av næringsfisket i Bjornesfjorden i perioden 1961-2007. Fangstkurvene er gitt som totalfangst der fangsttinningsatsen har variert fra 16 til 32 fangstdøgn à 120 garn med 45 mm maskevidde (data samlet inn og systematisert av Åsmund Tysse).



Fin garnfangst fra næringsfisket i Bjornesfjorden. Bildet over viser typisk mageinnhold for Bjornesauren i form av marflo og skjoldkreps. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Om en antar at aure tatt på næringsfiske er om lag sju år gammel kan de lave fangstene i årene 1967-1973 forklares ved at reguleringsinngrepene førte til en reduksjon i rekrutteringen til årsklassene fra 1960 til og med 1966. Det er også mulig at naturlige variasjoner i årsklassestyrkene har bidratt til det svake fisket utover på 1960-tallet. Studien til Rognerud m.fl. (2003) har funnet ut at det var svake årsklasser over store deler av Hardangervidda sist på 1950-tallet. Det er derfor sannsynlig at de svake årsklassene sist på 1950-tallet også har bidratt til de dårlige fangstene i næringsfisket utover på 1960-tallet.

Den markerte fangstøkningen fra og med 1974 tilsier at det var en tilsvarende markert økning i årsklassestyrke for aure fra og med årsklassen 1967. Utsettingene av settefisk kan ha bidratt til den observerte økningen i fangstene utover på 1970-tallet. Den første utsettingen i Bjornesfjorden besto av 5.100 ensomrig aure satt ut i 1971 (det ble ikke satt ut fisk i 1972), og fra 1973 ble det årlig satt ut 10.000 ensomrig settefisk. Det er rimelig å anta at settefisken kan inngå i fangstene fra fem og seks års alder og utsettingene bidrar derfor til fangstene fra og med 1976.

Det er vanskelig å tallfeste i hvor stor grad utsettingene bidro til den klare økningen i fangstene utover på 1970-tallet. Fangstene i både 1974 og 1975 besto trolig utelukkende av villfisk siden settefisken ikke hadde vokst seg inn i fangbar størrelse før i 1976. Andelen settefisk i undersøkte næringsfangster utgjorde fra 9-29 % i 1989, mens fiskerne antydte at andelen settefisk utgjorde fra 15-20 % av næringsfangstene (Tysse og Garnås 1990). Dette var i 1989 da utsettingene av 10.000 ensomrig aure hadde pågått sammenhengende siden 1973. Til tross for at tilslaget av settefisk kan ha vært bedre på 1970-tallet grunnet en mindre villfiskbestand, er det lite sannsynlig at settefisken utgjorde mer enn 40-50 % av fangstene. Om dette er riktig, kan ikke utsettingene alene forklare den markerte fangstøkningen i perioden 1974-1980. Det er derfor sannsynlig at oppgangen i fangstene også gjenspeiler en markert bedring av den naturlige rekrutteringen til bestanden. Dette samsvarer med arbeidet til Rognerud et. al. (2003) som tilsier at det generelt ble produsert sterke årsklasser på Hardangervidda i årene 1968 – 1971. Sammen med oppstarten av utsettingene i 1971/73 kan derfor økt naturlig rekruttering bidra til å forklare de gode fangstene i næringsfiske fra 1974 til 1980.

Siden villfisken blir om lag sju år før den blir kjønnsmoden i Bjornesfjorden betyr det at de gode fangstene på 1970-tallet i stor grad var avkom fra de relativt svake årsklassene 1967-1973. Dette tyder på at det ikke er størrelsen på gytebestanden, men egg- og yngeloverlevelsen som i første rekke er bestemmende for årsklassestyrken.

Sammenliknet med de gjennomgående høye fangstene i perioden 1974-1980, var det større variasjon i fangstene utover 1980-tallet, med betydelig lavere fangster i enkelte år sammenliknet med forutgående periode. Det er imidlertid verdt å merke seg at ingen av de årlige fangstene på 1980-tallet var like lave som de årlige fangstene i perioden 1967-1973. Den relativt store mellomårsvariasjonen i fangstene må forventes som et resultat av naturlige svingninger i årsklassestyrke.

Utover på 1990-tallet holdt fangstene seg rundt nivået fra 80-tallet for deretter å falle til 300 fisk i bunnåret 1995. De neste årene steg fangsten bratt til 1200 fisk i 1997 og 1998. Det siste 10-året har fangsten variert mellom vel 750 fisk i 2002 til det beste fangståret for hele perioden med 1424 fisk i 2004. Tysse et. al. (2004) viste at 1992-årsklassen i Bjornesfjorden dominerte fangsten fra 1997, da de kom inn som 5-åringer, til 2000 som 8-åringer. På disse fire årene økte fiskens gjennomsnittvekt fra 514 til 812 gram. Denne årsklassen forklarer derfor mye av den sterke økningen i fangstene fra 1995 fram til 1998. De høye fangstene i 2003 og 2004 skyldes trolig 1997-årsklassen som var sterk over store deler av Hardangervidda (Rognerud m.fl. 2003). I 2003 var denne årsklassen blitt seks år noe som tilsier at den skulle komme inn i fangstene for fullt.

Avkastningen for Bjornesfjorden i 1989 ble beregnet til å være 1,53 kg/ha og ble basert på innsamlede fangstoppgaver (Tysse & Garnås 1990). Tidligere undersøkelser har oppgitt avkastningen av fiske i Bjornesfjorden til å være 1,3 kg/ha i 1913 (Sømme 1934, Dahl 1917) og 0,5 kg/ha i 1934 (Sømme 1934). Den lave avkastningen i 1934 ble tilskrevet overbeskatning av småfisk grunnet garnfiske med små maskevidder og hardt stangfiske og dermed en urasjonell forvaltning av bestanden (Sømme og Dahl 1939). Den beregnede avkastning for 1913 og 1989 ligger på samme nivå og er trolig et rimelig mål på den langsiktige avkastningen for fjorden. I de fiskebiologiske vurderingene gitt i 1960 ble fjorden antatt å ha en avkastning på i underkant av 2 kg/ha. Det ble også hevdet at fjorden kunne komme opp i en avkastning på hele 4 kg/ha (Jensen 1960, Løkensgard 1960). Dette er trolig et urealistisk høyt mål for den langsiktige avkastningen i fjorden. Som det framgår av alderssammen-setningen funnet ved prøvefiske, må en forvente at naturlig variasjon i årsklassestyrke fører til relativt store variasjoner i avkastningen fra år til år.

4.2 Effekter av den midlertidige senkingen høsten 1959

Den midlertidig senkingen av fjorden i 1959/1960 innebar flere inngrep som påvirket aurebestanden i negativ retning. I de fiskebiologiske skjønnet for inngrepet ble det påpekt at senkingen ville ødelegge deler av gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros og gyteområdene i Nøresundet og Meinsbusundet. I tillegg medførte senkingen at om lag 1,5 km² av strandsonen ble tørrlagt, noe som midlertidig reduserte næringstilgangen for auren. I den fiskefaglige betenkningen gitt i 1960 ble skadeomfanget av tørrleggingen vurdert til ikke å overstige 30-40% av ett års totalutbytte av fiske (Jensen 1960, Løkensgard 1960).

Ved senkingen av fjorden i 1959 ble det som nevnt i **kapittel 1.2** gravd en ca. 200 m lang kanal på land på østsiden av utløpsosen, som ble gravet igjen etter vårfloømmen i 1960. Under feltarbeidet i august 1999 ble det diskutert i hvor stor grad kanalen var lagt ut i den opprinnelige utløpsosen og hvordan den hadde påvirket gyteområdet på utløpsosen. Sammenstillingen av informasjon fra før og etter inngrepet viser at kanalen, som forutsatt i reguleringsbestemmelsene, ble lagt på land på østsiden av utløpet ved normal vannføring. Plasseringen innebærer derfor at bare en mindre del av den opprinnelige utløpsosen ble påvirket av kanaliseringen. Fiskerikonsulent Løkensgard mente at mye av den opprinnelige gytegrusen ble spylt ut og vasket vekk som følge av kanaliseringen (Løkensgard 1970b). Dette har trolig bidratt til å redusere gytemulighetene ved Lågaros.

Området som ble berørt i utløpet var strandsonen på østre bredd. Denne ble erstattet med en rygg av grov masse lagt opp i forbindelse med kanaliseringen. Området inne i selve kanalen utgjør et vanddekt areal i overkant av et mål, og er et biprodukt av kanaliseringen. Kanalsonen kompenserer ikke for tapet av den opprinnelige strandsonen, siden kanalen ikke er egnet som gyte- eller oppvekstareal for aure. Tettheten av ungfisk funnet i kanalsonen var følgelig mye lavere enn tetthetene funnet på vestre bredd av utløpsosen i både 1999 og 2007 (**Figur 27**). Kanalsonen ble imidlertid betydelig forbedret ved restaureringen av utløpet sommeren 2002. Da ble ryggen ut mot hovedløpet jevnet ut slik at denne i større grad ble vanddekt, noe som igjen har økt gjennomstrømning gjennom kanalsonen. Dette tiltaket gjorde også bunnforholdene mer heterogene og forbedret habitatforholdene for fisk.

Ved dykking i 1999 ble området tilknyttet utløpsosen ikke vurdert som spesielt egnet for gyting grunnet for grov stein og/eller for høy strømhastighet. Dette sannsynliggjør at det forekom en utspyling av gytegrus slik Løkensgard (1970b) beskrev. Til tross for at det forekom gyting på enkelte egnede steder, var ikke utløpsosen noe sammenhengende, godt gyteområde. Kanaliseringen hadde derfor permanent ødelagt (dvs. fjernet) det omtalte gyteområdet på den østre bredden av utløpsosen, men det er lite trolig at gyteområdet i andre deler av utløpsosen var berørt.

Senkingen av Bjornesfjorden innebar også at Meinsbusundet og Nøresundet som nevnt ble senket med ca 0,7 m (jf. **Kapittel 1.2**). Det maskinelle arbeidet fjernet åpenbart gytegrus fra sundene og bidro sannsynligvis til at bunnsubstratet på gyteområdene ble mer finpartikulært. Etter befaringen av sundene i 1960 skriver Løkensgard at sundene tidligere var ”svært gode gyteplasser, som nu er ødelagt sannsynligvis også for fremtiden” (Løkensgard 1960). Ved undersøkelsene i perioden 1999-2007 er det påvist at fisken stadig gyter i Meinsbusundet på steder hvor det ikke er lagt ut grus. Dette viser at Meinsbusundet til en viss grad ble opprettholdt som gyteplass også etter senkingen. Imidlertid viser resultatene at mye sand i gytegroppene medfører en betydelig reduksjon i eggoverlevelsen.

Den lave eggoverlevelsen for groper med mye sand funnet i Meinsbusundet samsvarer med flere studier av laksefisk som har vist at det er en klar sammenheng mellom eggoverlevelsen og sammensetningen av gytegrusen. Det er særlig de finere fraksjonene som sand og silt som kan påvirke eggoverlevelsen i negativ retning, ved å redusere oksygentilførselen til eggene (Chapman 1988). Sand og silt kan også medføre dødelighet på plommesekkstadiet, ved at yngelen blir innesperret i gytegrusen fordi porene i gytegroppa tettes igjen. Det ble ikke funnet død plommesekkkyngel i gytegroppene i Meinsbusundet i 1999 og kun noen få i 2000. Rogn som overlevde til plommesekkstadiet hadde derfor stort sett klekket og forlatt groppene ved undersøkelsestidspunktet i disse to årene (juli-august).

I prøvene av gytegrøpene fra Meinsbusundet utgjorde partikler mindre enn 1 mm mer enn 20 % i de fleste grøpene (**Figur 16**). Et så høyt innslag av finpartikulært materiale må forventes å gi redusert eggoverlevelse. Dette kan begrunnes med forsøk utført med flere laksefiskarter som gyter på rennende vann. I forsøkene er det påvist at eggoverlevelsen synker til under 20 % når vektprosenten av finpartikulært materiale mindre enn 0,85 mm overstiger mer enn 20 % av gytegrusen (se sammenstilling av Chapman, 1988). Likeledes er det gjort forsøk med laksefisk som viser at den geometriske gjennomsnittlige partikkelstørrelse (G_m) og Fredle-indeksen er bestemmende for rognoverlevelsen. De fleste grøpene i Meinsbusundet hadde en G_m -verdi i intervallet 5 til 10, og alle Fredle-indeksene var mindre enn 5 (**Figur 16**). En rekke studier av ulike arter laksefisk har vist at disse verdiene medfører en betydelig redusert eggoverlevelse (Lotspeich & Everest 1981, Tappel & Bjorn 1983, Chapman 1988).

Alle de refererte undersøkelsene gjelder studier av arter som gyter på rennende vann. Vannhastigheten 10 cm over fire gytegrøper i Meinsbusundet ble i snitt målt til 7,8 cm/sek og hastigheten rett over bunnen var nok enda noe lavere. Selv om det er et lite drag i vannet gjennom Meinsbusundet er gyteområdet på langt nær så strømrøkt som gyteplassene til bekk- og elvegytende aure hvor vannhastigheten normalt ligger innenfor intervallet 30-40 cm/sekund (Ottaway et al. 1981, Shirvell & Dungey, 1983; Heggberget et al., 1988). Gytingen i Meinsbusundet kan derfor defineres som innsjøgyting. Aurerogn som er gytt på sakteflytende eller stillestående vann vil ha mindre tilgang på oksygen sammenliknet med rogn gytt på bekk eller elv. Det er derfor sannsynlig at aurerogn gytt i nesten stillestående vann krever spesielt gunstige bunnforhold for å overleve. Slike gunstige forhold ble ikke funnet i Meinsbusundet. Sammenliknet med substratforholdene funnet for den innsjøgytende auren i Vegår og Store Hovvatn skiller prøvene fra Meinsbusundet seg klart ut i negativ retning ved å ha den høyeste andelen finpartikulært materiale (**Figur 15, Figur 16**). Slik Meinsbusundet framstod i 1999 syntes det ikke spesielt egnet for gyting fordi bunnforholdene var dominert av sand.

Samlet ble det totale gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros vurdert som moderat påvirket av senkingen. Dette fordi kanalen i hovedsak ble lagt på land på østsiden av utløpsosen ved normal vannstand. Strandsonen på østre breidd og en del av det opprinnelige gyteområdet på østsiden av osen var imidlertid gått tapt. Konsekvensen for Meinsbusundet ble vurdert som mer omfattende og alvorlig. Før senkingen var Meinsbusundet en relativt stor og svært god gyteplass som trolig bidro betydelig til rekrutteringen i fjorden. Funnet av gytegrøper i august 1999 viste at auren fremdeles gytt i sundet men det var rimelig å anta at både omfanget av gytingen og rognoverlevelsen var kraftig redusert sammenliknet med forholdene slik de var før senkingen av sundet. Samlet ble derfor senkingen av Meinsbusundet vurdert å ha medført en varig og omfattende forringelse av et viktige gyteområder i fjorden. Løkensgard (1960) omtalte også Nøresundet som en svært god gyteplass og det er rimelig å anta at senkingen av Nøresundet medføre en permanent skade ved at gytegrusen ble fjernet. Det svært lave antallet grøper som er registrert i Nøresundet i perioden 2002-2007 tilsier at denne gyteplassen i liten grad ble opprettholdt som gyteplass etter senkingen. I de få grøpene som ble funnet ble det registrert svært lav eggoverlevelse trolig som følge av mye sand i gytesubstratet.

Det er vanskelig å tallfeste i hvor stor grad de varige skadene påvirkte den årlige rekrutteringen til bestanden i perioden 1960-2002. Tar en utgangspunkt i utsettingspålegget, er senkingens negative effekt på rekrutteringen årlig anslått til å tilsvare produksjonen av om lag 10.000 ensomrig aure, eller om lag 4.000 tosomrig aure. Ifølge undersøkelsene fra prøvefisket og næringsfiske utgjør utsettingene i størrelsesorden 10-30 % av den fangbare delen av aurebestanden i fjorden. Med denne gjenfangsten av utsatt fisk tilsier utsettingspålegget at inngrepene tilsvarende har redusert aurebestanden med 10-30 %. Et slikt skadeomfang synes umiddelbart å være større enn hva som kunne ha vært forårsaket av inngrepene på utløpsosen ved Lågaros, i Meinsbusundet og i Nøresundet. Dette kan begrunnes ut fra undersøkelsen utført i perioden 1999-2007 som viser at skaden på gyteområdet ved Lågaros var begrenset, og at auren i Bjornesfjorden bruker en rekke andre gyteområder som ikke ble varig berørt av inngrepene. På den annen side kan gyteområdene i Nøresundet og i Meinsbusundet ha stått for en høy andel av rekrutteringen til bestanden. Høyere gytesuksess og yngeloverlevelse i sundene sammenliknet med de mer fysisk ustabile gyteområdene på rennende vann, kan ha bidratt til dette. Om så var tilfellet kan dette rettferdiggjøre utsettingspålegget, dvs. at skadeomfanget var i tilsvarende størrelsesorden som utsettingspålegget.

4.3 Restaurering av gyteområdene ved Lågaros, i Meinsbusundet og Nøresundet

På bakgrunn av undersøkelsene gjennomført i 1999 ble det foreslått å gjennomføre en restaurering av gyteområdene i Meinsbusundet, Nøresundet og i utløpet ved Lågaros. Det ble påpekt at det var flere egnede områder for utlegging av grus ved utløpet ved Lågaros som i tillegg hadde gode skjulmuligheter for yngelen. Undersøkelsene i august 1999 viste at det fremdeles gytte fisk i Meinsbusundet, men at bunnforholdene ikke var optimale for gyting grunnet for høyt innslag av sand. Utlegging av gytegrus var derfor også her et naturlig tiltak for å restaurere dette gyteområdet. Nøresundet ble ikke undersøkt ved feltarbeidet i august 1999, men tidligere informasjon sa at dette hadde vært en gammel gyteplass og likeheten med Meinsbusundet tilsa at utlegging av gytegrus var et egnet tiltak også her. Som bakgrunn for denne anbefalingen var det også viktig at tidligere forsøk med utlegging av gytegrus har vist seg svært vellykket (Barlaup m.fl. 1998; 1999). De tre utpekte områdene ble tilført gytegrus i april 2002. I tillegg ble det utført en supplerende utlegging i 2006 for å optimalisere tiltaket.

4.3.1 Forekomst av gyting i utlagt grus

Etter at grusen ble tilført våren 2002 kunne auren benytte grusen fra og med gyttesesongen høsten 2002. Siden registreringen av gytegroper ble gjennomført om våren, var april 2003 første tidspunkt for mulig påvisning av gytegroper i tiltaksgrusen. Både i Meinsbusundet og ved Lågaros ble det hvert år i perioden 2003-2007 funnet gytegroper som viste at auren benyttet den utlagte grusen. Dette viser at forholdene på gyteplassene med tanke på kornfordeling av grus, vannhastighet og vanddyb var innenfor rammer som auren finner egnet for gyting.



Aurerogn med høy overlevelse i utlagt grus. Eggene synes etter forsiktig graving i en av gytegroperne. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup

Både i Meinsbusundet og ved utløpet ved Lågaros har det tilgjengelige gytearealet økt som følge av restaureringsarbeidet. I Meinsbusundet ble det påvist en betydelig høyere eggoverlevelse i gytegroper lagt i tiltaksgrus sammenliknet med naturgrus som hadde et høyt innslag av sand. Disse positive endringene i kvantitet og kvalitet av gyteområdet i Meinsbusundet må en forvente vil gi økt rekruttering fra denne gyteplassen. Ved Lågaros har også tiltaket medført økt gyteaktivitet som en også må forvente fører til økt rekruttering. I Nøresundet ble det ikke registrert gytegroper i tiltaksgrusen før våren 2007, da det ble funnet to groper. I 2002, da det ble funnet fire gytegroper i den naturlige grusen i Nøresundet ble det samtidig registrert 38 groper i Meinsbusundet (**Figur 20**). Dette viser at det er en stor forskjell i gyteaktivitet mellom områdene. Dette mønsteret vedvarte også i årene etter at gytegrusen ble lagt ut i 2002. Denne forskjellen er noe overraskende siden begge områdene var beskrevet som viktige gyteområder før inngrepene i 1959/1960 (Løkensgård 1960). Den mest sannsynlige forklaringen er at Nøresundet ble så sterkt påvirket av senkingen i 1959/60 at gytingen bare sporadisk ble opprettholdt i sundet.

Rogn som er gytt på alle de tre områder vil være relativt beskyttet mot isskuring og stranding/uttørking som kan ramme andre gyteområder for Bjornesauren. En forventer derfor at eggoverlevelsen generelt vil være god på tiltaksområdene. Videre vil ungfisk som stammer fra tiltaksgrusen trolig ha gode oppvekstforhold. Dette gjelder særlig ungfisk fra området i Meinsbusundet og Nøresundet hvor en må forvente relativt lite konkurranse fra annen ungfisk. Når fisken som stammer fra tiltaksgrusen blir sju til åtte år og kjønnsmodner er det sannsynlig at noen av den vil vende tilbake til sine respektive gyteplasser på Lågaros, Meinsbusundet og Nøresundet for å gyte. Om denne sirkelen blir sluttet vil trolig antallet gytefisk og antall avkom øke på samtlige av tiltaksområdene. På denne måten kan det også vise seg at Nøresundet over tid blir reetablert som et viktig gyteområde. Om dette blir det reelle utfallet for Nøresundet er imidlertid uvisst og er først noe som kan besvares i framtiden.



Nøresundet er i liten grad opprettholdt som gyteplass og det ble bare funnet et fåtall gytegroper etter restaureringen. Dette framgår også av kroppsspråket til forskerne Sven Erik Gabrielsen (foran) og Helge Skoglund (bak). Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Et påfallende trekk fra områdene med utlagt grus var at antallet registrerte gytegroper varierte mye mellom de ulike årene (**Figur 20**). Denne variasjonen kan delvis være et resultat av mellomårsvariasjon i størrelsen på gytebestanden i Bjornesfjorden. Dette begrunnes med at stor variasjon i årsklassestyrke som tidligere nevnt er et karaktertrekk for aurebestander på Hardangervidda. Hunnfisken i Bjornesfjorden kjønnsmodner som regel først ved sju til åtte års alder. Det relativt høye antallet gytegroper i 2002 kan skyldes at det fremdeles var en del stor fisk fra den sterke 1992-årsklassen igjen i bestanden. Årsklassene som stammer fra 1993-1996 blir derimot karakterisert som dårlig for store deler av Hardangervidda (Rognerud m.fl. 2003). Om dette også gjelder for Bjornesfjorden kan det bidra til å forklare de relativt få registrerte gytegroper i 2003 og 2004 siden mesteparten av 1992-årsklassen da kan ha vært fisket ut eller hadde dødd av naturlige årsaker. Fra og med 2005 kan den sterke 1997-årsklassen ha bidratt betydelig til gytebestanden og dette kan igjen ha gitt det relativt høye antallet gytegroper funnet i årene 2005 - 2007. Disse betraktningene forsterker inntrykket av at det kan være en sammenheng mellom størrelsen på gytebestanden og antall gytegroper registrert. Imidlertid må det påpekes at datagrunnlaget er for sparsomt til å kunne dokumentere en slik sammenheng.

Registreringen av antallet gytegroper representerer et indirekte mål på det reelle antallet gytegroper i områdene det enkelte år siden det er urealistisk at samtlige groper registreres. Den forholdsvis konstante arbeidsinnsatsen gjør likevel at tallene gir en god indikasjon på den relative mengden gytegroper funnet mellom år. Dette gjelder særlig antall groper funnet i tiltaksgrusen. I den naturlige grusen vil noe ulik innsats mellom år kunne bidra til forskjeller i antall groper funnet de ulike årene, men også her vil antall groper funnet til en viss grad gjenspeile mellomårsvariasjonen i gyteaktiviteten.

4.3.2 Fysiske forhold på gyteområdene

For at tiltak med å legge ut grus skal være vellykket må forholdene tilfredsstillende aurens krav til gyteplass. Det er hunnfisken som velger gyteplassen og spesielt viktig for dette valget er sammensetningen av grusen, vannhastigheten og vanddyptet. Innlandsaure med en størrelse < 30 cm vil stort sett gyte ved vannhastigheter fra 10 til 40 cm/sek (Smith 1973; Grost et al. 1990). Siden hunnfisken i Bjornesfjorden først kjønnsmodner ved lengder over 30 cm er det mer nærliggende å sammenligne preferansene for gyteforhold med sjøaure. Sjøaure vil normalt gyte på områder som har en gjennomsnittlig vannhastighet i vannsøylen fra 20 og 80 cm/sek (Heggberget et al. 1988; Crisp & Carling 1989) og vil normalt gyte på noe dypere vann (20-80 cm vanddypt) enn mindre innlandsaure (10-50 cm vanddypt). Fallende vannhastighet og vanddypt utenfor disse rammene reduseres sannsynligheten for at fisken vil ta området i bruk. Imidlertid vil fiskens valg være avhengig av det totale tilbudet av tilgjengelige gyteområder. Om det ikke finnes gyteplasser med vannhastighet og vanddypt som fisken normalt vil foretrekke, er det trolig at den tar i bruk mindre egnede forhold (Barlaup et al. i trykk). Kravene til grusstørrelsen er derimot mer absolutte, fordi gyting i for fin grus eller sand vil være fatalt for overlevelsen av eggene (Witzel & MacCrimmon 1983; Chapman 1988). Likevel ser vi fra resultatene i Meinsbusundet og Nøresundet at auren nettopp velger å gyte i suboptimal grus med mye sand som gir redusert eggoverlevelse. Årsaken til denne atferden er ikke kjent, men kan kanskje skyldes at gytefisken stammer fra disse gyteområdene og vender tilbake for å gyte selv om forholdene synes suboptimale.

Generelt velger fisken å gyte i en grustype tilpasset størrelsen på fisken, og stor fisk gyter normalt i grovere grus enn mindre fisk. Ved utlegging av grus må en derfor velge en kornfordeling som er tilpasset størrelsen på fisken en forventer skal gyte på området. En vanlig bekkeare med en størrelse på 20-30 cm vil normalt bruke en grus med en dominerende kornstørrelse på om lag 16-32 mm. En større aure vil typisk velge en grovere kornfordeling ofte dominert av grus og stein i størrelsesintervallet 32-64 mm (Barlaup m.fl. 2006a). Som en tommelfingerregel kan en si at fisken kan gyte i en grusavsetning som har en median diameter opp til om lag 10 % av fiskens kroppslengde (Kondolf & Wolman 1993). Det er viktig at grusen som legges ut tas fra et grustak basert på morene eller elveavsetning hvor grus og stein har avrundede kanter. Generelt bør det ikke benyttes sprengstein eller svært skifrig stein som avviker mye fra normal elvegrus.

Arealet av utlagt grus må tilpasses størrelse og utforming av det aktuelle området. Hvor stor flate med sammenhengende grus fisken må ha tilgjengelig for å gyte er igjen avhengig av fiskens størrelse. En gytegropp vil typisk ha en oval form og ha lengst utstrekning i strømrretningen. Lengden på gytegroppa vil normalt være ca 3,5 ganger lengden på hunnfisken, og bredden ca. 0,3-0,6 ganger lengden på hunnfisken (Crisp & Carling 1989; Crisp 1996). En innlandsaure (< 30 cm) vil grovt sett trenge om lag 0,5 m² flate med grus, mens en større aure vil trenge et større areal for å lage en gytegropp.

I Bjornesfjorden ble det grusen hovedsakelig lagt ut som større sammenhengende flater. Fordelen med å legge ut større flater er at vannhastighet og vanddyp over grusen da vil variere. Dette øker muligheten for at fisken finner egnede forhold. På den annen side bør en unngå store flater med homogene vannhastigheter og vanddyp (Barlaup m.fl. 2006a). Det ble derfor i tillegg lagt ut mindre grusflater på områder som hadde særlig gunstige vannhastigheter. Det kan også være en fordel at området inneholder noen større stein siden dette både bidrar til å gi fisken skjul og mer varierende strømforhold. Tykkelsen på gruslaget bør ikke være for dypt, siden dette kan gi ustabile forhold som fisken ikke finner egnet.



Utlagt gytegrus ved utløpet av Bjornesfjorden på Lågaros. Foto: LFI-Unifob v/Helge Skoglund

Når kombinasjonen av kornfordeling, vannhastighet og vanddyp er bestemmende for hvor fisken gyter, vil det i et område med utlagt gytegrus oppstå en mosaikk med tanke på egnethet for gyting. Tidligere studier viser laks kan ta i bruk noe suboptimale områder mht. vannhastighet og vanddyp så lenge substratsammensetningen er gunstig og tilgangen på egnede gyteområder er begrenset (Barlaup m.fl. 2006b). Det tyder derfor på at det er substratet som er den mest styrende faktoren for laksfisk med tanke på valg av gyteplasser.

Ved Lågaros var den observerte vannhastigheten og vanddypet over gytegroppene innenfor de rammer som en normalt finner gyteplasser for aure (Ottaway et al. 1981, Shirvell & Dungey, 1983; Heggberget et al., 1988) (**Figur 23**). Det er verdt å merke seg at auren som gytte ved Lågaros hadde tilbud om egnet gytegrus med lavere vannhastigheter og større vanddyp litt lenger oppstrøms brekket uten at disse områdene ble tatt i bruk i særlig grad (**Figur 24**). Dette resultatet gjenspeiler trolig at når auren har flere hastigheter og vanddyp å velge mellom vil den selektivt velge de områdene som den vurderer som mest gunstige. Det økte antallet gytegropper funnet på grusen som i 2006 ble lagt ut ned mot brekket ved relativt høy vannhastighet synes også å gjenspeile en slik preferanse. I motsetning til de mer normale forholdene ved Lågaros ble det funnet at gyteplassen i Meinsbusundet hadde en unormalt lav vannhastighet (under 10 cm/sek) og et relativt stort vanddyp (ca 100 cm). Gyteplassens

beliggenhet i et sund inne i selve innsjøen og den lave vannhastigheten gjør at dette kan karakteriseres som innsjøgyting. At auren gyter i sundet viser at den kan benytte et område med lav vannhastighet selv om den har tilgang på mer normale gyteforhold ved utløpet av Lågaros. Avstanden mellom de to gyteplassene er relativt stor, ca 1600 m, og det bidrar trolig til å opprettholde gytingen i Meinsbusundet.

Det gjennomsnittlige gravedypet funnet på de undersøkte områdene med tiltaksgrus varierte fra 9,4 til 10,3 cm, mens gravedypet i naturlig grus varierte fra 6,9 til 8,2 cm. Forskjellen i gravedyp gjenspeiler kanskje at det er lettere å grave i tiltaksgrusen og/eller at den største fisken har gytt i tiltaksgrusen. Dette viser at målet om å legge ut et ca 15 cm tykt gruslag synes å være hensiktsmessig i forhold til fiskens behov for å grave ned rogn.

4.3.3 Eggoverlevelse

Ett av målene med utlegging av gytegrus var å øke eggoverlevelsen på gyteområdene i Meinsbusundet og Nøresundet. Gjennom de årlige undersøkelsene i perioden 2002-2007 ble det tatt prøver fra gytegroper i både naturlig grus og tiltaksgrus. I en naturlig situasjon med gode substratforhold forventes det at eggoverlevelsen er relativt høy, dvs. over 80-90 %. Undersøkelsene viser en klart bedre eggoverlevelse i den utlagte grusen (**Figur 21**). Totalt for hele perioden 2003-2007 var eggoverlevelse i den naturlige grusen i Meinsbusundet i gjennomsnitt 25,4 % (n = 29) mens den var 91,3 % (n = 51) i tiltaksgrusen. Dette viser at eggoverlevelsen i tiltaksgrus er relativt lik det en kan forventes under gode, naturlige forhold. Resultatene fra de få registrerte gytegroperne i Nøresundet viser den samme trenden. Samlet viser dette at restaureringstiltakene i de to sundene har gitt gyteforhold som har medført en klar forbedring av eggoverlevelsen. Dette må en forvente vil føre til økt naturlig rekruttering av ungfisk inn i aurebestanden i Bjornesfjorden.



Bildet viser en såkalt falsk gytegropp i Meinsbusundet hvor hunnfisken har gravd, men ikke gytt. Årsaken er at hunnfisken har gravd seg gjennom et tynt gruslag og ned på sand som ikke er egnet for gyting. Foto: LFI-Unifob v/Bjørn T. Barlaup.

Ved Lågaros var eggoverlevelsen normalt høy i hele perioden for både naturlig grus (88,6 %, n = 53) og tiltaksgrus (85,5 %, n = 122). At eggoverlevelsen i den naturlige grusen ved Lågaros var markert høyere enn tilsvarende mål funnet i Meinsbusundet og Nøresundet skyldes at den naturlige grusen ved Lågaros var langt mer egnet for gyting siden det ikke inneholdt påfallende mengder av sand.

4.3.4 Varigheten av restaureringstiltakene

Restaureringstiltakene med å legge ut grus er i utgangspunktet tenkt å ha en langsiktig og varig positiv effekt på rekrutteringen i Bjornesfjorden. Imidlertid er det slik at gyteplassene vil kunne bli påvirket av naturlige forhold som store flommer som kan medføre unormal massetransport. Dette kan igjen resultere i utspyling av gytegrus slik at det tilgjengelige arealet med tiltaksgrus reduseres. Slik utspyling av utlagt gytegrus har vi erfart flere ganger som et resultat av store flommer i laks- og sjøaureelver i Norge (Barlaup et al. 2008). Flommer kan også medføre sedimentering av store mengder silt og sand slik at kvaliteten på gytegrusen forringes. I verste fall kan grusen bli tilført så mye sand at området ikke lenger kan opprettholdes som gyteområde.

Etter utlegging av grusen i april 2003 er det så langt opparbeidet erfaring med hvordan tiltaksgrusen påvirkes av de naturlige endringer i vannføring som har forekommet i perioden 2003 – 2007. Ved inspeksjon av grusen har vi så langt ikke sett tegn på utspyling eller sedimentering av sand eller silt. Vi har bemerket at grusen noen steder har fått på seg en del alger, men ikke i et slikt omfang at det har redusere kvaliteten på gytegrusen.

Grusen som er lagt ut i Bjornesfjorden ligger på steder hvor den er relativt beskyttet mot utspyling siden flomvannet kan fordele seg over en bred profil. Selv ved store flommer forventes derfor ikke vannhastighetene å bli høy nok til å spyle ut tiltaksgrusen. Likevel kan en ikke utelukke at det i forbindelse med store flommer og isgang kan oppstå forhold som kan påvirke tiltakene negativt. For å få et erfaringsgrunnlag for at gyteaktiviteten i tiltaksgrusen opprettholdes over tid anbefaler vi derfor at det gjennomføres en prøvetaking av de tre områdene ca 10 år etter at grusen ble lagt ut. Dette vil underbygge antagelsen om at tiltakene er varige og at de vil medføre en langsiktig og permanent økning av rekrutteringen til aurebestanden i Bjornesfjorden.

4.4 Samlet vurdering av restaureringstiltakene, rekruttering og utsettingspålegg

Pålegget om utsetninger i Bjornesfjorden var gitt for å kompensere for redusert rekruttering til bestanden som følge av senkingen i 1959/1960. Skadene påført aurebestanden i forbindelse med senkingen kan deles inn i midlertidige og permanente skader, der de permanente (varige) skadene må sees som grunnlaget for utsettingspålegget som ble gitt.

Midlertidige skadevirkninger av senkingen inkluderer tørrleggingen av strandsonen og tilslammingen av gyteområdene nedstrøms Lågaros. Virkningen av disse skadene varte i høyden noen år. I motsetning til disse midlertidige effektene medførte gravearbeidet i utløpsosen ved Lågaros, i Meinsbusundet, og i Nøresundet mer permanente skadevirkninger. Gravearbeidet medførte åpenbart en reduksjon i rekrutteringen, ved at gyteområdene ble ødelagt. Ved Lågaros antas det at skaden innebar en begrenset reduksjon i tilgjengelig gyteareal, mens gyteområdene i Meinsbusundet og Nøresundet ble vurdert som ødelagt. Det er vanskelig å tallfeste i hvor stor grad disse varige skadene har påvirket den årlige rekrutteringen til bestanden i perioden etter 1960 og fram til i dag. Tar en utgangspunkt i utsettingspålegget, var senkingens negative effekt på rekrutteringen årlig anslått til å tilsvare produksjonen av om lag 10.000 ensomrig aure, eller om lag 4.000 tosomrig aure. I følge undersøkelsene fra prøvefiskene og næringsfiske har utsettingene utgjort i størrelsesorden 10-30 % av aurebestanden i fjorden. Den resterende delen av bestanden er naturlig rekruttert fra en rekke ulike gyteområder. De viktigste gyteområdene finner en på elvestrekningen i hovedinnløpet, på utløpselva fra Lågaros, og på en del mindre innløpsbekker som Langebuåni og elva fra Sørtjønn. Selv uten avbøtende tiltak i form av utsetninger av settefisk er det derfor klart at Bjornesfjorden vil ha en selvreproduserende og livskraftig aurebestand.

Restaureringstiltakene i Meinsbusundet, Nøresundet og Lågaros har økt tilgangen på egnet gytehabitat betydelig. Evalueringen av tiltakene viser at auren har tatt i bruk tiltaksgrusen lagt ut i Meinsbusundet og i Lågaros, men i mindre grad i Nøresundet. Resultatene viser at eggoverlevelsen er normalt høy for groper gytt i tiltaksgrusen. I Meinsbusundet er eggoverlevelsen i tiltaksgrusen betydelig høyere enn i den naturlige grusen. Dette skyldes trolig at senkingen medførte et økt innslag av sand i den opprinnelige gytegrusen.

Samlet viser resultatene at restaureringstiltakene har økt det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Disse positive effektene av tiltakene har endret rekrutteringssituasjonen et langt skritt i retning av naturtilstanden før senkingen. Over tid forventes det at tiltakene vil bidra betydelig til den naturlige rekrutteringen til bestanden. På bakgrunn av disse resultatene er det derfor naturlig å revurdere pålegget om å sette ut fisk i Bjornesfjorden. Basert på en forventning om at effekten av tiltakene vil være varige mener vi det er naturlig at utsettingspålegget oppheves

5 Litteratur

Anonym 1961. Numedal herredsrett.

Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H. & Sundt, R.C. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. *Can. J. Zool.* 72: 636- 642.

Barlaup, B.T., Hindar, A., Kleiven, E. & Høgberget, R. 1998. Incomplete mixing of limed water and acidic-runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Hovvatn, southern Norway. *Environ. Biol. Fish.* 53: 47-63.

Barlaup, B.T., Kleiven, E. & Kaste, Ø. 1999. Utbredelse av surt vann under isen i Vegår – effekter på rekruttering av innsjøgytende aure. FoU-rapport sendt til DN, 01.06.99.

Barlaup, B.T., Kleiven, E., Raddum, G.G., Gabrielsen, S-E. & Johannessen, A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden, august 1999. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske. Rapport nr 111.

Barlaup, B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund, H. & Wiers T. 2006a. Utlegging av gytegrus i tilknytning til terskler som habitatforbedrende tiltak for aure og laks. NVE Rapport nr. 6 - 2006.32 s.

Barlaup, B.T., Skoglund, H., Gabrielsen S.E., Wiers T., Kleiven, E. & Håvardstun, J. 2006b. Utlegging av gytegrus for laks i Nidelva – undersøkelser av gytegroper og ungfisk 2003-2006. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske. Rapport nr 135.

Barlaup, B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund, H., & Wiers T., 2008. Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*salmo salar* l.), and anadromous and resident brown trout (*salmo trutta* l.) in regulated rivers. *River Research and Applications* 24: 543-550.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.

Borgstrøm, R., Heggenes, J. & Northcote, T.G. 1993. Regular, cyclic oscillations in cohort strength in an allopatric population of brown trout, *Salmo trutta* L. *Ecol. Freshw. Fish.* 2: 8-15.

Brabrand, Å. 1998. Naturlig rekruttering hos ørret i reguleringsmagasiner. Enfo. Fiskesymposiet 1998. Publikasjon nr. 281-1998.

Brabrand, Å., Koestler, A.G. & Borgstrøm, R. 2002. Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. - *J. Fish Biol.* 60: 751-763.

Cappelen, P.W. 1964. Vårbeitebekk. S. 113-116 i: Den Norske Turistforenings Årbok. Utenom allfarvei. 256 s.

Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 1-21.

Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperature and hatching time for the eggs of five species of salmonid fishes. *Freshw. Biol.* 11:361-368.

Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eying, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. *Freshw. Biol.* 19:41-48.

Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323 (3): 201.

- Crisp, D.T. & Carling, P.A. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *J. Fish Biol.* 34: 119-134.
- Dahl, J. 1944. Hardangervidda. Viddas eget liv. Johan Grundt Tanum, Oslo. 184 s.
- Dahl, K. 1917. Momenter til bedømmelse av Vassdragsreguleringers virkninger paa fiskeriene. *Teknisk ukeblad.* Nr. 9.
- Dahl, K. & Sømme, I.D. 1939. Ørretfiske på Hardangervidda. *Norsk Jæger- & Fiskerforenings Tidsskrift* 5-1939: 218-235.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96: 57-66.
- Flack, Ø. & Moe, T. 1971. Numedalslågens regulering. Midlertidig regulering på Hardangervidda vinteren 1959-60. *Industridepartementet. Brev av 30.03.1971.* 4 s.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA oppdragsmelding 508. 52 sider.
- Grost R.T., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas creek, Wyoming. *J. Fresh. Ecol.* 5, Vol 3.: 365.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. & Ståhl, G. 1988. Temporal and spatial variability of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *Jour. Fish Biol.* 33: 347-356.
- Hellemo, J. 1933. På vårbeite 1933. *Norsk Jæger- & Fiskerforenings Tidsskrift* 8-1933: 441-446.
- Hindar, A., Hesthagen, T. & Raddum, G.G. 1996. Undersøkelser i kalkede vann og vassdrag - innhold og omfang -. *Utredning for DN Nr. 1996-5.* 25 s.
- Hobbs, D.F. 1937. Natural reproduction of quinnat salmon, brown and rainbow trout in certain New Zealand waters. *New Zealand Marine Dept. Fish. Bull. NO. 6*, 104 pp.
- Huitfeldt-Kaas. H. 1911. Indberetning om Fiskeriforholdene på Hardangervidda. Bilag til innstilling fra fjeldbeitekomitéen om Hardangerviddens utnyttelse. Bilag 1. S 81-98.
- Huitfeldt-Kaas. H. 1927. Studier over aldersforhold og veksttyper hos norske ferskvannsfisk. Oslo.
- Huitfeldt-Kaas. H. 1934. Aldersbestemmelse av ørret fra Hardangervidda. *Buskeruds Jeger og Fiskeforening. Årbok. Drammen.* S. 25-27.
- Jensen, K.W. 1960. Betenkning fra K.W. Jensen. Midlertidig regulering 1959/60 av Langesjøen, Bjornesfjorden, Krækkja. *Datert 05.09.1960.*
- Jones, J. W., & J. N. Ball. 1954. The spawning behaviour of brown trout and salmon. *J. Animal. Behav.* 2: 103-114.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Feshw. Biol.* 21: 71-86.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Skurdal, J. & Hansen, L.P. 1994. Differential response to water current in offspring of inlet- and outlet spawning brown trout *Salmo trutta*. *Jour. Fish Biol.* 45: 356-359.

- Kondolf, G.M. & Wolman, M.G. 1993. The size of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*. 29: 2275.
- Kleiven, E. & Barlaup, B.T. 2004. Innsjøgyting hjå aure *Salmo trutta* – ein undervurdert gytestrategi. *Fauna* 57: 14-31.
- L'Abée-Lund, J.H. & Sægrov, H. 1991. Resource use, growth and effects of stocking in alpine brown trout, *Salmo trutta* L. *Aquaculture and Fisheries Management*, 22: 519-526.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology*; 279-300.
- Lotspeich, F.B. & Everest, F.H. 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. *USDA For. Serv. Res. Note PNW-369*.
- Løkensgard, T. 1959. Midlertidig statsregulering av Langesjøen, Bjornesfjorden og Krækkjavatn i Numedalslågen. Brev fra fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske til Fiskeriinspektøren, datert 26.10.1959.
- Løkensgard, T. 1960. Fiskerisakkyndig erklæring. Midlertidig regulering av Store og Lille Krækkjavatn, Langesjøen og Bjornesfjorden. Datert 09.09.1960
- Løkensgard, T. 1970a. Nore-verkene-settefisk. Brev fra fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske. Datert 05.03.1970.
- Løkensgard, T. 1970b. Befaringsrapport. Fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske. Datert 08.09.1970.
- Museth, J. & Borgstrøm, R. 2005. Accumulated snow and summer temperature – critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecol. Fresh. Fish*: 14: 375–384.
- Olafson, A. 1929. Fisket på Hardangervidda. *Norsk Jæger- & Fiskerforenings Tidsskrift* 4-1929: 205-209.
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & Reader, N.A. 1981. Observations of the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *Jour. Fish Biol.* 19: 593-607.
- Peterson, R.H. 1978. Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some new Brunswick streams. Biological station, St. Andrews. Fisheries and Marine Service Technical report 785.
- Rognerud, S., Borgstrøm, R., Qvenild, T. & Tysse, Å. 2003. Ørreten på Hardangervidda. Næringsnett, kvikksølvinnhold, ørekytspredning og klimavariasjoner – følger for fiske og forvaltning. Rapport LNR 4712-2003. 68 s.
- Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 355-367.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & D. Roberts. 1984. Bergrunnskart over Norge. Norges geologiske undersøkelse.
- Smith, A.K. 1973. Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon Salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 3: 312.

- Sægrov, H. 1990. Er innsjøgyting hos aure undervurdert? Vassdragsregulantenenes forening. Fiskesymposium 1990. Enfo.
- Sægrov, H., Hobæk, A. & L'Abée-Lund, J.H. 1996. Vulnerability of melanic *Daphnia* to brown trout predation. *Journal of Plankton Research* 18: 2113-2118.
- Sømme, I.D. 1931. Næringsvandring og gytevandring hos ørret på Hardangervidda. *Norsk Jæger- & Fiskerforenings Tidsskrift* 9-1931: 381-402.
- Sømme, I.D. 1934. Fiskets beskatning av ørretbestanden på Hardangervidda. Hefte 8, 1934. S. 405-421.
- Sømme, I.D. 1935. Ørretens vandringer og ørretens skjell. *Norsk Jæger- & Fiskerforenings Tidsskrift*. 4-1935: 13-17.
- Sønstebø, G.G. 1946. I hjertet av fjellet. Lågaros, Bjornesfjorden og Langesjøen. *Den Norske Turistforenings Årbok* 1946: 113-117.
- Tappel, P.D. & Bjorn, T.C. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management*. 3: 123-135.
- Terhune, L.D.B. 1958. The mark VI groundwater standpipe for measuring seepage through salmon spawning gravel. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. 15: 1027-1063.
- Tysse, Å. & Garnås, E. 1990. Fiskeribiologisk undersøkning i Langesjøen og Bjornesfjorden, Nore og Uvdal kommune 1989. Fylkesmannen i Buskerud. Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 11-1990. 48 s. + to vedlegg.
- Tysse, Å., Ø. Skaala & R. Y. Jenssen. 1998. Genetiske effekter av fiskeutsetting i Halnefjorden og Bjornesfjorden på Hardangervidda. Årsrapport 1998.
- Tysse, Å., Skaala, Ø. & Jenssen, R. Y., 2004. Har langvarig fiskeutsetting påverka auren i Halne og Bjornesfjorden? *Fisken og Havet*, nr. 7 – 2004
- Witzel, L.D. & MacCrimmon, H.R. 1983. Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112:760-771.

Vedlegg 1

Antall bunndyr funnet på 8 lokaliteter ved Bjornesfjorden i august 2007. Antall stjerner i venstre kolonne angir følsomheten for forsurening for de ulike gruppene eller artene - ingen stjerne viser arter/grupper som ikke er følsomme for forsurening, en stjerne (*) angir litt følsomme grupper/arter, to stjerner (**) angir moderat følsomme grupper/arter, og tre stjerner (***) angir grupper/arter som er svært følsomme for forsurening. Beregnet verdi for forsøringsindeksen er vist nederst i tabellen.

Stasjon:	Lågaros, utløp	Langebuåne	Utløp Kagelitjønn	Meinsbusundet	Krakbekken, nedre del	Krakbekken øvre del	Bekk fra Vegarhovd, nedre del	Sørtjønnbekken
Cnidaria								
	<i>Hydra</i> sp.		2	29				
Turbellaria								
**	<i>Crenobia alpina</i>	1					1	
Nematoda	10	6	2	9	6	12	1	4
Oligochaeta	11	27	22	37	30	10	9	13
Bivalvia								
*	<i>Pisidium</i> sp.	3	19	8				
Gastropoda								
***	<i>Lymnaea peregra</i>	6	49	37		15		
Acari	1					3	1	2
Ephemeroptera								
***	<i>Baetis rhodani</i>	1	3					
***	<i>Baetis</i> sp.	9						
***	<i>Baetis bundyae</i>		38	41	1			
***	<i>Baetis subalpinus</i>	30	2	1		1	3	1
	<i>Leptophlebia vespertina</i>							1
	<i>Leptophlebia</i> sp.				3			2
	<i>Metretopus borealis</i>				1			
**	<i>Siphonurus lacustris</i>				7			
	Siphonuridae indet.						3	1
Plecoptera								
	<i>Amphinemura standfussi</i>			1				
**	<i>Capnia</i> sp.	1						
**	<i>Diura nanseni</i>	1					4	6
	<i>Leuctra hippopus</i>	5						
	<i>Leuctra fusca</i>	7						
	<i>Nemoura cinerea</i>				1			
	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>						1	
	Nemouridae indet.		1					
**	Perlodidae indet.	3	1	2	4		3	
Coleoptera								
	Dytiscidae indet.		1	1	2			
Trichoptera								
	<i>Agrypnia</i> sp.				1			
	<i>Chatopteryx villosa</i>			1				
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2					2	11
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	3	1	10	7		53	29
	<i>Rhyacophila nubila</i>	6	2				1	
	Limnephilidae indet.					1		
	Trichoptera indet.		1	1				

Vedlegg 1 fortsetter ...

	Stasjon:	Lågaros, utløp	Langebuåne	Utløp Kagelitjønne	Meinsbusundet	Krabbekken, nedre del	Krabbekken øvre del	Bekk fra Vegarhovd, nedre del	Sørtjønnebekken
Diptera									
	Chironomidae indet.	142	69	55	113	128	28	203	318
	Simuliidae indet.	371	9	2	1			26	3
	<i>Tipula</i> sp.	1		1	2	1	1		
	Empididae indet.	1	6					2	3
Crustacea									
	<i>Bosmina</i> sp.	12	1	1	2				
**	<i>Daphnia</i> sp.	2		5	7				
	<i>Eurycercus lamellatus</i>				14	42	17		
	<i>Holopedium gibberum</i>				55			13	
	<i>Polyphemus pediculus</i>				1				
	Calanoida indet.	2	2		26				
	Cyclopoida indet.	5		8	5	15	14	2	7
	Harpacticoida indet.	3	2	8	1		1	3	
	Chydoridae indet.	1	2		5	3	24	7	24
	Sididae indet.				3	12	1		
	Ostracoda indet.						6		1
	<i>Gammarus lacustris</i>			3	7	23	2		
	Sum individer	620	171	211	413	284	136	338	426
	Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Forsuringsindeks 2	1	0,92	1	1	1	1	1	1

FERSKVANNSØKOLOGI - LAKSEFISK - BUNNDYR

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en avdeling ved Senter for Anvendt Miljøforskning hos Universitetsforskning Bergen (Unifob). Unifob er Universitetet i Bergen sitt forskningsselskap. LFI-Unifob tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være tilstede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, og VESO) og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettsider finnes på <http://lfi-unifob.uib.no>