

# NINA Rapport 234

## Definisjon av gyteperioder og atferds- responser hos harr og ørret i Søndre Rena i forbindelse med militær båttrafikk

Jon Museth  
Morten Kraabøl  
Olav Berge  
Oddgeir Andersen



**Høgskolen i Hedmark**  
Avdeling for  
skog- og utmarksfag



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger

## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

Definisjon av gyteperioder og atferds-  
responser hos harr og ørret i Søndre Rena i  
forbindelse med militær båttrafikk

Jon Museth  
Morten Kraabøl  
Olav Berge  
Oddgeir Andersen

Museth, J., Kraabøl, M., Berge, O. & Andersen, O. 2007. Definisjon av gyteperioder og atferdsrespons hos harr og ørret i Søndre Rena i forbindelse med militær båttrafikk - NINA Rapport 234. 35 s.

Lillehammer, februar 2007

ISSN: 1504-3312

ISBN 10: 82-426-1794-1

ISBN 13: 978-82-426-1794-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Jon Museth

KVALITETSSIKRET AV

Eva B. Thorstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Børe K. Dervo (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Forsvarsbygg Utvikling Østerdalen

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Are Vestli

FORSIDEBILDE

Forstyrrelsesforsøk ved Kjøllsæterbrua (foto: Jon Museth)

NØKKEWORD

Søndre Rena, Hedmark, harr, ørret, gyteperiode, forstyrrelse, telemetri

KEY WORDS

River Søndre Rena, Hedmark County, brown trout, spawning period, movements, disturbance, telemetry

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

##### **NINA hovedkontor**

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

##### **NINA Tromsø**

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

##### **NINA Lillehammer**

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

*Museth, J., Kraabøl, M., Berge, O. & Andersen, O. 2007. Definisjon av gyteperioder og atferdsrespons hos harr og ørret i Søndre Rena i forbindelse med militær båttrafikk - NINA Rapport 234. 35 s.*

Målet med denne undersøkelsen har vært å 1) definere gyteperiodene for harr og ørret i Søndre Rena og 2) undersøke hvordan harr og ørret responderer på militær båttrafikk i elva i perioder nær gyting. Undersøkelsen er utført på oppdrag fra og er finansiert av Forsvarsbygg Utvikling Østerdalen.

Bakgrunnen for undersøkelsen er at Løpsjøen og deler av Søndre Rena i Åmot kommune vil bli en del av Forsvarets øvingsareal. Behovet for bruk av Rena elv og Løpsjøen knytter seg til ingeniørvåpenets øvingsaktiviteter i rennende og stillestående vann og flytting av personell og kjøretøy fra Rena Leir til Regionfelt Østlandet (i anlegg for oversetting over vassdrag, OVAS). Den militære aktiviteten er hjemlet og regulert i utslippstillatelse gitt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) og i egen reguleringsplan for Søndre Rena og Løpsjøen, blant annet for å redusere de negative effektene av militær aktivitet på vassdragsmiljø, fiske og friluftsliv. Forsvaret har anledning til å øve i Søndre Rena i inntil 37 dager per år (andre reguleringer gjelder for Løpsjøen). I tillegg er det forutsatt i eget vilkår i SFTs utslippstillatelse at øvelser i elva skal legges utenfor gyteperioden for ørret. I SFTs innstilling til Miljøverndepartementet i oversendelsen av klagesaken, er vilkåret foreslått strammet inn ved at øvelser skal holdes utenom gyteperioden også for harr.

Undersøkelsene som ble utført våren og høsten 2006 bekreftet at OVAS-området er et viktig gyteområde for både harr og ørret. Telemetristudier viste at gytemodne individer av henholdsvis harr og ørret oppholdt seg i dette området i gyteperiodene. Samtidig viste registrering av gytegrøper (ørret) på strekninger av Søndre Rena, hvor det tidligere er påvist gyting av ørret, at tettheten var størst i det framtidige OVAS-området. Mulige effekter av militær aktivitet på gyte-suksessen til harr og ørret er derfor en svært relevant problemstilling.

### *Gyteperioden for ørret*

Gytegropregistreringer høsten 2006 viste en tiltakende graveaktivitet i begynnelsen av oktober, men at hovedaktiviteten trolig foregikk i månedsskiftet oktober / november. Fangst av gytefisk i forbindelse med radiomerking og kontrollfiske ga også det samme bildet. De første utgytte individene ble fanget i slutten av oktober (25. oktober), samtidig som det ble funnet hunnfisk med løse rognsekker som ble vurdert til å gyte i løpet av en uke. Radiomerkede individer som stod på gyteområdet ved Rødsbakken hadde markerte nedstrøms forflytninger som var relativt konsentrert i tid i løpet av første halvdel av november. Denne forflytningen markerte sannsynligvis slutten på gytingen til disse individene.

Vi konkluderer med at det pågikk gyting hos ørret i Søndre Rena i 2006 fra begynnelsen av oktober fram til og med midten november, men at hovedaktiviteten var fra midten av oktober til og med første uke i november. Dette er senere på året enn hva som regnes som vanlig for ørret i denne delen av landet, og skyldes at vanntemperaturen i Søndre Rena er noe høyere på grunn av vassdragsreguleringen. Det er også viktig å ta høyde for at toppen i gytingen vil variere noe fra år til år. Ut i fra en samlet vurdering av resultater fra denne og andre undersøkelser i Søndre Rena og generell litteratur om gytetidspunkt for ørret, defineres gyteperioden for ørret til å omfatte hele oktober måned og første halvdel av november måned (årlige variasjoner inkludert).

### *Gyteperioden for harr*

De første fiskene med rennende melke og rogn ble fanget i midten av mai. Gyteaktivitet (kurtise og jaging) ble påvist ved direkte observasjon fra Kjøllsæterbrua i perioden 12. – 29. mai 2006. Første utgytte hunnfisk ble fanget 8. juni og første utgytte hannfisk 9. juni. Det ble fanget hunnfisk med kompakte rognsekker så sent som 30. mai, noe som viser at det er individuelle variasjoner i gytetidspunktet. Den 20. juni ble tre utgytte hanner og to utgytte hunner fanget

(ingen gyteklare individer). Harren hadde ingen markert tilbakevandring fra gyteplassene. Dette skyldes trolig at de har et overlappende gyte- og leveområde i sommersesongen, noe som også er vist i tidligere undersøkelser i Søndre Rena.

Oppvandring av harr fra stilleflytende overvintringsområder ved Holmbo og elvemagasinet Løpsjøen om våren er sannsynligvis en god indikasjon på starten av gytetida. Tidligere undersøkelser har vist at dette trolig skjer ved temperaturer på 4-5°C og har variert med tre uker fra slutten av april til midten av mai. Dette stemmer også godt med hva man vet om harrgyting fra litteraturen. Den første harren ble fanget på gyteområdet den 10. mai, og den 12. mai var første observasjon av gytefisk fra Kjøllsæterbrua. Gjennomsnittlig og maksimal vanntemperatur varierte fra henholdsvis 3.9-4.0°C og 4.7-5.4°C disse dagene.

Vi konkluderer med at det trolig pågikk harrgyting i Søndre Rena i 2006 fra andre uka i mai fram til og med første halvdel av juni, men at hovedaktiviteten var i andre halvdel av mai og første uka av juni. Gyteperiodens start og varighet er svært temperaturavhengig hos en vårgyter som harren, og vil derfor variere fra år til år. Ut i fra en samlet vurdering av resultater fra denne og andre undersøkelser i Søndre Rena defineres gyteperioden for harr til å omfatte hele mai måned og første halvdel av juni måned.

#### *Forstyrrelsesforsøk*

Det ble gjennomført forstyrrelsesforsøk på harr (uke 22 og 24) og ørret (uke 41 og 46). Forsøket ble gjennomført ved at radiomerket fisk ble eksponert for militær båttrafikk (Zodiac med 90/180 hk utvendig motor) to ganger daglig (én times varighet hver gang) i to dager. De øvrige dagene var uten forstyrrelse. Fiskene ble posisjonert tre ganger i døgnet (morgen, formiddag, kveld) og responsvariablene <sup>1</sup>total forflytningsavstand og <sup>2</sup>avstand mellom morgen- og kveldsposisjon ble beregnet. Forstyrrelsen ga ingen statistisk signifikant effekt på det observerte forflytningsmønsteret til noen av artene. Gjennomsnittsverdiene for de to responsvariablene var imidlertid gjennomgående noe høyere på dager med enn uten forstyrrelse for harr. I tillegg var variasjonen i responsvariablene større på dager med forstyrrelse. Dette kan skyldes at individene reagerer ulikt på forstyrrelse. For ørreten sin del var det derimot en tendens til at gjennomsnittlig forflytning var lavere på dager med enn uten forstyrrelse. Dette kan skyldes at ørret i større grad holder seg i ro ("trykker") enn harren ved eksponering for motorbåttøy.

#### *Konklusjon / anbefalinger*

Eksponering for forstyrrelse i form av motorbåttrafikk på det nivået som ble gjennomført i dette studiet medførte ikke storskala forflytninger. Eventuelle negative effekter av forstyrrelse vil sannsynligvis avhenge av omfanget og intensiteten av aktiviteten. Vi vurderer de fysiske inngrepene i OVAS (bygging av 4× 40 m brede traseer) som mer alvorlig for den lokale harr- og ørretrekrutteringen i området enn militær båttaktivitet i elva i det omfanget som er skissert. Hvis man opprettholder vedtaket om at militær aktivitet i elva skal legges utenom gyteperiodene for harr og ørret, betyr dette at periodene 1. mai – 15. juni (harr) og 1. oktober – 15. november (ørret) skal være virksomhetsfrie. En slik avgrensning garanterer ikke mot overlapp mellom gyting og militær aktivitet i spesielle år, men sikrer høyst sannsynlig at toppen i gytingen skjer i virksomhetsfrie perioder hvert år. Andre studier (redegjort for i kapittel 1.3) har imidlertid vist at stress og/eller utsatt gyting som følge av forstyrrelse kan medføre redusert klekkesuksess. Generelt er fisk mer sårbare for forstyrrelse i forkant av, enn under selve gytingen. En streng gytetidsfredning vår og høst vil kunne medføre at den militære aktiviteten blir konsentrert og intensivert i forkant av gyteperiodene. Vurdert opp mot eksisterende kunnskap anser vi dette som uheldig og foreslår at man definerer akseptable øvelsesnivåer også utenfor de definerte gyteperiodene. Alternativt kan man vurdere å definere lengre perioder om våren og høsten, som inkluderer gyteperiodene, hvor man legger begrensninger på omfanget av øvelsesaktiviteten.

Forfatter adresser:

- Jon Museth\* & Oddgeir Andersen, Norsk Institutt for naturforskning (NINA), Fakkeldgården, 2626 Lillehammer (\* epost: [jon.museth@nina.no](mailto:jon.museth@nina.no))
- Morten Kraabøl, NTNU Vitenskapsmuseet, c/o NINA, Fakkeldgården, 2626 Lillehammer
- Olav Berge, Høgskolen i Hedmark, avdeling for skog- og utmarksfag, 2480 Koppang

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
1.1 Bakgrunn for undersøkelsene .....	8
1.2 Målet med fiskeundersøkelsen.....	8
1.3 Generelt om lyd i vann og forstyrrelse av fisk .....	8
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>11</b>
<b>3 Materiale og metode</b> .....	<b>13</b>
3.1 Definisjon av gyteperioder.....	13
3.1.1 Fangst av gytemoden fisk.....	13
3.1.2 Observasjon av gytemoden harr.....	13
3.1.3 Registreringer av gytegroper .....	13
3.2 Forstyrrelsesforsøk .....	13
3.2.1 Fangst og merking av fisk med radiosendere .....	13
3.2.2 Posisjonering av fisk.....	14
3.2.3 Gjennomføring av forstyrrelsesforsøk.....	14
3.2.4 Statistisk analyse.....	14
<b>4 RESULTATER</b> .....	<b>15</b>
4.1 Gyteperiode til harr i Søndre Rena.....	15
4.1.1 Fangst av gytemoden harr våren 2006.....	15
4.1.2 Forflytninger våren 2006.....	16
4.2 Gyteperiode til ørret i Søndre Rena .....	18
4.2.1 Fangst av gytemoden ørret høsten 2006.....	18
4.2.2 Gyting indikert ved forflytninger høsten 2006 .....	18
4.2.3 Registrering av gytegroper høsten 2006 .....	21
4.3 Atferdsresponser i forbindelse med militær båttrafikk .....	22
4.3.1 Harr .....	22
4.3.2 Ørret .....	22
<b>5 DISKUSJON</b> .....	<b>26</b>
5.1 Definisjon av gyteperioder.....	26
5.2 Konsekvensene av forstyrrelse av harr og ørret i Søndre Rena .....	27
<b>6 Referanser</b> .....	<b>30</b>

## Forord

Denne rapporten oppsummerer fiskeundersøkelser som er foretatt i Søndre Rena i 2006. Bakgrunnen for undersøkelsen var at det er lagt begrensninger for Forsvarets bruk av Søndre Rena gjennom reguleringsplanen og utslippstillatelse fra Statens Forurensingstilsyn (SFT). Blant annet er det bestemt at bruk av elva skal unngås i harrens og ørretens gyteperioder. Hovedmålet med prosjektet har vært å definere gyteperiodene for harr og ørret i Søndre Rena. I tillegg er det gjennomført undersøkelser av hvordan harr og ørret responderer på båttrafikk i elva.

Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) har hatt ansvar for gjennomføring av undersøkelsene. Høgskolen i Hedmark har vært en viktig samarbeidspartner og har hatt ansvaret for gjennomføringen av det praktiske feltarbeidet. Undersøkelsen er utført på oppdrag fra og er finansiert av Forsvarsbygg Utvikling Østerdalen.

Undersøkelsene har til tider krevd en stor arbeidsinnsats, og enkelte dager har opptil åtte personer vært delaktig i gjennomføring av posisjonering, logging av aktivitet og gytegroppregistreringer ved snorkling. En stor takk til følgende: Ole Bakmann, Roar Borgerås og Kåre Sandklev fra Høgskolen i Hedmark (merking, kontroll av gytefisk og posisjonering). Studentene Cathrine Enoksen og Erland Danielsen (ørret), Tom Hætta og Esben Aarskog (harr) og Aslaug I. Petersen (gytegroppregistreringer) fra Høgskolen i Hedmark har vært viktige for gjennomføringen av prosjektet. De skal levere bacheloroppgaver fra Søndre Rena i løpet av våren 2007.

Båtførerne Olav Bjaadal og Vegard Finberg fra Ingeniørvåpenet takkes for innsatsen i forbindelse med forstyrrelsesforsøket.

En spesiell takk til Are Vestli i Forsvarsbygg for godt samarbeid.

Lillehammer, februar 2007

Jon Museth  
Prosjektleder

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn for undersøkelsene

Bakgrunnen for undersøkelsen er at Løpsjøen og deler av Søndre Rena blir en del av Forsvarets øvingsareal. Bruken er hjemlet og regulert i Statens Forurensingstilsyns (SFT) utslippstillatelse og reguleringsplan for Søndre Rena og Løpsjøen av 17.06.04. Behovet for bruk av Rena elv og Løpsjøen knytter seg til Ingeniørvåpenets øvingsaktiviteter i rennende og stillestående vann. En relativt liten del av vannaktiviteten vil være knyttet til oversetting av Leopard stridsvogner over elva i "anlegg for oversetting over vassdrag" (OVAS) i Søndre Rena (Forsvarsbygg 2004).

Utslippstillatelsen og reguleringsplanen legger i utgangspunktet sterke begrensninger på bruken av Søndre Rena ved at Forsvaret gis anledning til å øve inntil 37 dager per år (andre reguleringer gjelder for Løpsjøen). Søndre Rena vil derfor være uten militær aktivitet 228 dager i året. Denne begrensningen er gjort av hensyn til vassdragsmiljø, fiske og friluftsliv, og vil begrense omfanget av eventuelle negative effekter av OVAS-aktiviteten og militær båttrafikk i elva utover effektene av de fysiske inngrepene som er planlagt (OVAS-traseer) og gjennomført (Kjøllsæterbrua). I tillegg er det i reguleringsplanen fastsatt følgende perioder med øvingsforbud:

- Siste uka i juni til første uka i august (ferietid)
- Helger, helligdager, høytider og netter (med unntak av to helgedager og 4 netter)
- Første uka i fiskesesongen (20. – 27. mai)

I SFTs utslippstillatelse forutsettes det at øvelser i elva skal søkes lagt utenfor gyteperioden for ørret. I SFTs innstilling til MD i oversendelsen av klagesaken er vilkåret foreslått strammet inn ved at øvelser skal holdes utenom gytetiden også for harr. I brev fra Fylkesmannen i Hedmark til NVE i forbindelse med konsesjonsbehandlingen av Forsvarets inngrep og aktivitet i Søndre Rena defineres gyteperioden til ørret fra 15. september til 15. oktober og hele mai for harr. For ørret er dette noe tidligere enn det man har avdekket ved undersøkelser i Søndre Rena (Taugbøl m.fl. 2004) og stamfiske utført av Evenstad Settefiskanlegg. Tidligere undersøkelser har vist at mai er en viktig måned for harrgyting, men at det er usikkerhet knyttet til varigheten (Taugbøl m.fl. 2004). Kunnskapen om gyteperiodene i Søndre Rena er derfor upresis.

## 1.2 Målet med fiskeundersøkelsen

Målet med denne undersøkelsen har vært å:

- Definere gyteperiodene for harr og ørret i Søndre Rena slik at Forsvaret kan planlegge sin virksomhet slik at vilkårene i SFTs utslippstillatelse oppfylles.
- Undersøke hvordan gytefisk reagerer på lydstry av avgitt av båttrafikk i elva. I tillegg er det gjennomført en litteraturstudie over effektene av forstyrrelser på fisk (kap.1.3)

## 1.3 Generelt om lyd i vann og forstyrrelse av fisk

Vann er et meget godt egnet medium for overføring av lydbølger. Lydens hastighet i vann er fem ganger raskere enn i luft. I tillegg bevarer den sin styrke over lengre distanser enn andre signaler som for eksempel lys og oppløste stoffer (Hawkins & Myrberg 1983). Det naturlige bakgrunnsnivået av lyd og støy i ferskvann er varierende, og avhenger av fysiske påvirkninger i vannet som for eksempel strømmer, regnvær, bevegelse i bunnsubstratet, vindbølger og biotiske bevegelser og prosesser (Hawkins & Johnstone 1978, Rogers & Cox 1988, Lugli & Fine 2003). Menneskelige aktiviteter kan medføre en betydelig støyøkning. Båter med utenbords påhengsmotor kan produsere lydnivåer på 175 dB under vann og kan derfor gi sterke og naturlige signaler over store områder under vannflaten (Greene & Moore 1995). Slike støy nivå

kan påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gytepartnere blir kamuflert eller forstyrret (Myrberg 1978). Propellen til en utenbords båtmotor avgir lydbølger i et bredt spekter av frekvenser som genereres fra antall propellblader og rotasjonshastigheten (Urlick 1983). Lydbølgene som avgis direkte fra propellen er lavfrekvente og ligger gjerne rundt 10-11 Hz (Greene & Moore 1995). Lydbølger som avgis fra luftboblene rundt propellen gir høyere frekvenser i området 100-1000 Hz (Urlick 1983). Økt lydnivå i akvatiske miljø igangsetter både fysiologiske og atferdsmessige stressresponser hos fisk (Welch & Welch 1970)

Det er en stadig økende bekymring angående effektene av antropogen lydstry på akvatiske organismer (Popper 2003, Wysocki m.fl. 2006). Selv om forskningen på dette området foreløpig må anses som begrenset foreligger det informasjon om at både kort- og langtids eksponering for kunstige lydnivå påvirker fiskenes atferd. I ytterste konsekvens er det dokumentert at noen fiskearter kan få redusert eller ødelagt hørsel etter slik eksponering (Scholik & Yan 2001a, b, Amoser & Ladich 2003, McCauley m.fl. 2003, Smith m.fl. 2004). Generelt skiller man mellom to hovedgrupper av fisk når det gjelder mottakelighet for lydpåvirkning. Hørselsspesialistene har en direkte forbindelse mellom de Weberske knoklene, det indre øret og svømmeblæren. Denne anatomiske utformingen av hørselsorganene medfører at disse fiskene er svært sensitive for et bredt spekter av lydbølger, og at de kan høre små båter på opptil flere hundre meters avstand (Amoser m.fl. 2004). I ferskvann er det karpefiskene, som for eksempel mort, gullbust og ørekyte som regnes som hørselsspesialister. Disse artene er svært sensitive for lydstry fordi de hører et bredt spekter av frekvenser og har en lav grenseverdi med hensyn til lydstryken. Andre fiskearter, som for eksempel ørret, sik, harr, abbor og gjedde, mangler denne anatomiske utformingen i hørselsorganene og responderer derfor på et smalere spekter av lydbølger. Ørret og laks hører lydbølger innenfor frekvensene 30-400 Hz (Hawkins & Johnstone 1978) og er derfor sensitive for lydfrekvenser som genereres av båtmotorer (Satterthwaite 1994, Blanchfield m.fl. 2005, Popper m.fl. 2005, Wysocki m.fl. 2006).

Effektene av motoriserte båter på ulike fiskearters atferd er relativt godt undersøkt i marine miljøer. Kommersielle fiskerier har stor interesse av å kjenne til eventuelle unnvikelsesresponser hos fisk som kommer i nærheten av fiskebåter. Flere studier har dokumentert unnvikelsesresponser hos en rekke marine fiskearter som hører motorinduserte lyder fra fartøyene og det tilhørende fiskeutstyr (Vabø m.fl. 2002, Jørgensen m.fl. 2004, Handegard & Tjøstheim 2005, De Robertis & Wilson 2006, Skaret m.fl. 2006). Ved overvåkning av fiskebestander med ekkolodd er unnvikelsesresponser hos fisk av stor betydning. Både horisontal og vertikal unnvikelse vil kunne medføre underestimert av populasjonenes biomasse og et feilaktig bilde av fiskenes fordeling i vannmassene (MacLennan & Simmonds 1992, Mitson & Knutsen 2003). Det er dokumentert unnvikelsesrespons hos fisk ned til 150 m dyp som følge av overflatefartøy i marine miljøer (Vabø m.fl. 2002).

I ferskvannslokaliteter er det utført svært få undersøkelser på dette området. Vanndybdene er som oftest langt mer begrenset, slik at den vertikale unnvikelsesmuligheten bortfaller helt eller delvis. Derimot er båtene som regel mye mindre enn marine fiskefartøyer. Studier av unnvikelse i slike grunne ferskvannssystemer er relativt fåtallige, men understøtter det generelle bildet fra marine studier om at fiskearter i ferskvann i varierende grad unnviker og blir forstyrret av båter (Lagler m.fl. 1950, Mueller 1980, Boussard 1981, Satterthwaite 1994, Mous & Kemper 1996, Lucas m.fl. 2002, Blanchfield m.fl. 2005, Drastic & Kubecka 2005). I noen ferskvannslokaliteter med betydelig båttrafikk er det rapportert at fisk til en viss grad kan bli habituert til båtstry (Blanchfield m.fl. 2005). Dersom avstandene mellom fisk og båt er mindre enn 5 m vil imidlertid ikke habituering oppstå (Satterthwaite 1994). Det er derfor sannsynlig at fisk i grunne elver med betydelig båttrafikk ikke er i stand til å tilvenne seg båttrafikk som følge av kort avstand mellom fisk og båt, samt visuelle stimuli som virker additivt på atferdsresponsen. Enhver overkryssing av militær båt i Søndre Rena er derfor å betrakte som en stressfaktor, og konsekvensene til avheng av varighet, frekvens og intensitet.

Fra en biologisk synsvinkel representerer slike unnvikelsesresponser en funksjonell respons på stimuli som den enkelte fisk tolker som en trussel (Fréon & Misund 1999, Vabø m.fl. 2002).

Predasjonsrisiko kan være den drivende evolusjonære kraft som har fremmet en slik atferdsrespons (Fuiman & Magurran 1994). Unnvikelsen kan således være forårsaket av generell frykt overfor ukjente objekter eller at de lavfrekvente lydene forveksles med frekvenser som avgis av store predatorer (Richardson m.fl. 1995). I grunne ferskvannssjøer og spesielt i elver vil effekten av overkjørende båter sannsynligvis være stor som følge av at fiskene oppfatter både lyd og opplever direkte observasjon av båten. Den korte avstanden mellom båt og fisk som spesielt er gjeldende ved båttrafikk i elver vil ut ifra ovenstående kunnskap kunne medføre at graden av forstyrrelse hos ferskvannsfisk er vesentlig større enn hos marine fisker. Den horisontale fluktreaksjonen hos forstyrret fisk i elver antas derfor å kunne være betydelig.

Fiskens motivasjonsstatus i forkant av forstyrrelsen antas å ha innvirkning på fiskens terskelverdi og reaksjonsmønster (Magurran m.fl. 1985). Aktiviteter som gyting og matsøk kan være assosiert med så høy motivasjon at de påvirker terskelverdien for hva som tolereres av farer i umiddelbar nærhet (Millinski 1993, Ryer & Olla 1998). Blant annet brukes begrepet "stupid spawners" (dum gytefisk) i atferdsøkologien, og henviser til at gytefisk eksponerer seg mer for farer enn umoden fisk. Videre er vist at det normale atferdsmønsteret bortfaller (Nash 1982, Johannes 1978)

Studier har vist at sild er ekstremt sensitiv for båtstøy før gyting (Olsen m.fl. 1983, Misund 1990, Vabø m.fl. 2002), mens sensitiviteten avtar sterkt eller uteblir under selve gytingen (Mohr 1971, Skaret m.fl. 2005) og øker igjen etter gytingen når matsøket gjenopptas (Hafsteinsson & Misund 1995, Fernandes m.fl. 2000 a, b, Nøttestad m.fl. 1996). Slike motivasjonsrelaterte atferdsforskjeller er i samsvar med det man kunne forvente ut ifra teorien om at alle dyr forsøker å maksimere overlevelsesmulighetene og bidraget til neste generasjoner (fitness). Gyting og matsøk er å betrakte som essensielle aktiviteter i den sammenheng, og toleransegrensene endres derfor i takt med motivasjonsvariasjoner gjennom året. Det er imidlertid begrenset kunnskap om disse forskjellene når det gjelder ferskvannsfisk. Tolkningen av unnvikelsesrespons hos marine fiskearter må også utføres med en viss grad av forsiktighet fordi åpne havområder gir helt andre rammer for atferdsrespons sammenlignet med grunne elver og innsjøer. I elver hvor det planlegges en økning i motorisert ferdsel er det i hvert enkelt tilfelle svært viktig å undersøke mulige effekter på fiskenes atferd i ulike deler av livssyklusen.

Dersom laksefisk blir forstyrret under gytingen kan dette medføre at gytetidspunktet blir forsinket. Under naturlige forhold modnes rogn i hunnfisken utover sommeren og høsten hos ørret og gjennom vinteren og våren hos harr. Ved egglosning frigjøres rogn inne i bukhulen og gyting skjer umiddelbart etterpå (de Guadamar & Beall 1998). Ved forstyrrelser på gyteplassene kan gytetidspunktet utsettes som følge av unnvikelsesatferd og stress (Kubokawa m.fl. 2001). Dette kan medføre overmodning av rogn i hunnfisken, og negative effekter av dette inntreffer etter få døgn. Forsinket gyting inntil 1-2 uker hos ørret medfører redusert levedyktighet hos rogn manifestert som økt dødelighet og deformeringer samt redusert fruktbarhet kort tid etter egglosningen inne i bukhulen. I tillegg har overmodning en negativ effekt på hunnens gyteatferd og kapasitet til å gyte. Selve gytingen foregår raskere hos overmodne hunner, og en større andel av rogn blir holdt tilbake i bukhulen som residualrogn (de Guadamar & Beall 1998). Det er videre dokumentert at overmodning og forsinket gyting medfører redusert befruktningsrate ved gyting og at andelen rogn som overlever til øyerogn og nyklekket yngel avtar betydelig (Azuma m.fl. 2003). Gytetidspunktet er synkronisert i forhold til optimalt klekketidspunkt etter inkubasjonstiden (Bye 1984). Usynkron gyting vil derfor kunne medføre redusert overlevelse hos yngel som følge av at tilgangen til små næringsdyr eller vannføringen ikke gir optimale levevilkår (Robertson m.fl. 1988, Sheaves 2006). Gyteatferden kan imidlertid modifieres til en viss grad i takt med naturlige svingninger i fysiske forhold som vannføring, vanntemperatur og substratsammensetning (Heggberget 1988, Webb & McLay 1996, Kraabøl 2006, Moir m.fl. 2006). Sosiale forhold som andel hunner i forhold til andel hanner, hierarkiske forhold blant hannene, samt fysiologiske forhold som kroppslig og energetisk tilstand kan også modifieres gyteatferden til hunnene (Beall & de Guadamar 1999, Quinn 2005).

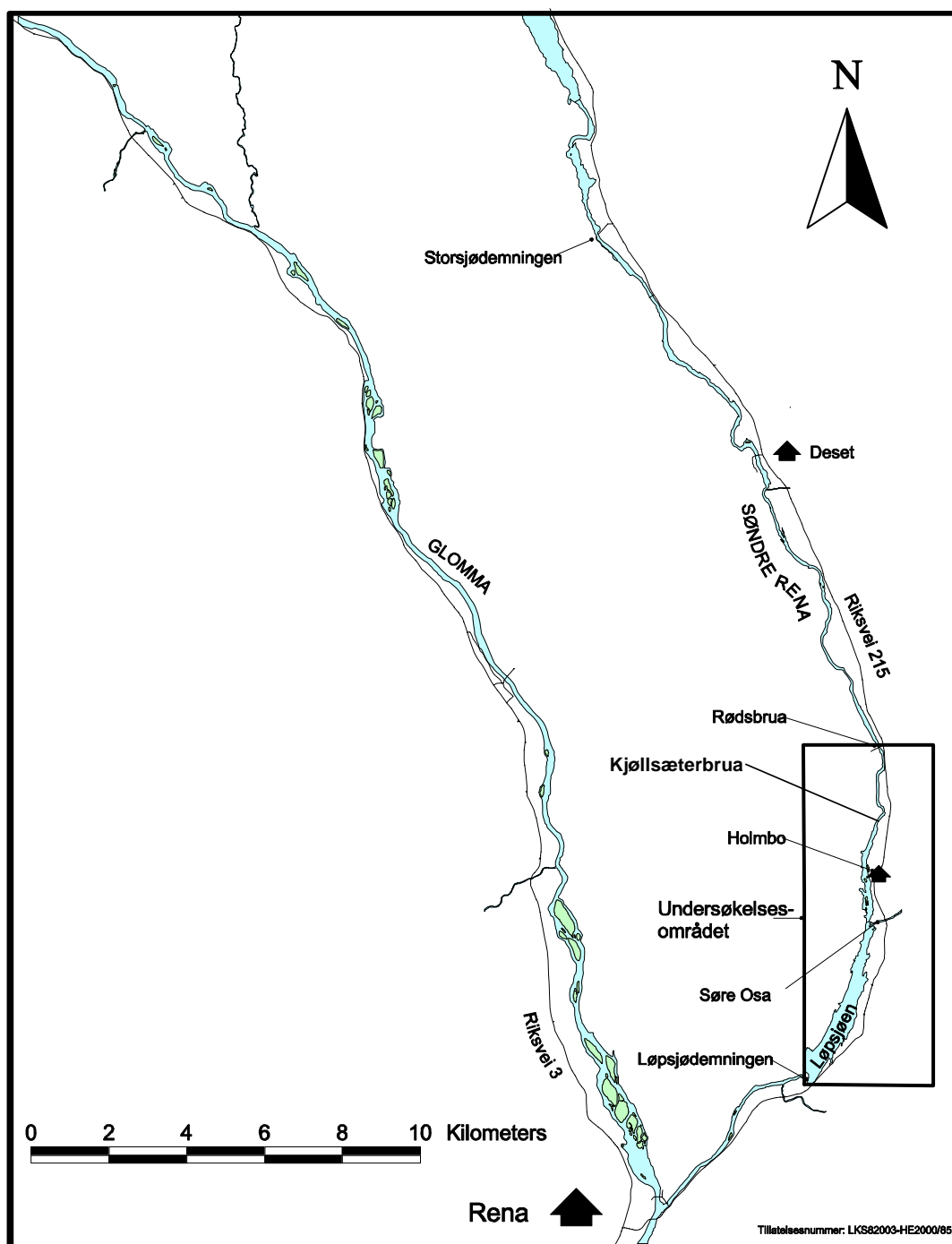
## 2 Områdebeskrivelse

Søndre Rena er lokalisert fra utløpet av Storsjøen til samløpet med Glomma (figur 2.1). Dette er en elvestrekning på ca 31 km. Storsjøen er regulert 3,64 m med et magasinivolum på 175 mill. m<sup>3</sup>, og ble første gang regulert i 1940. Fra 1971 ble ca 40 % av årlig vannføring i Glomma overført til Renavassdraget oppstrøms Storsjøen gjennom Rendalsoverføringa. Søndre Rena blir også tilført mye vann fra Osensjøen gjennom Osa kraftverk og elva Søre Osa. Årlig middelvannføring i Søndre Rena er 108 m<sup>3</sup>sek<sup>-1</sup>. Søndre Rena er preget av tidligere tømmerfløting, med tilhørende utrettinger, forbygninger og kanalisering av elveleiet.

Løpet kraftverk ble satt i drift i 1971 og utnytter en brutto fallhøyde på 19 m og er lokalisert ca 5.5 km sør for samløpet med Glomma. Ved byggingen av kraftverket og tilhørende damkonstruksjon (Løpsjødemningen) ble elvemagasinet Løpsjøen etablert. Løpsjøen (1.5 km<sup>2</sup>) er ca 4 km lang og strekker seg helt opp til utløpet av Søre Osa (figur 2.1). Etter etableringen av demningen endret elva karakter i det neddemte området og gikk fra å være ei elv med strykpartier til å bli en innsjø. Fiskesamfunnet endret seg i betydelig grad som følge av dette inngrepet. Tidligere var det mest ørret og harr på strekningen, mens nå er det abbor, mort, sik og gjedde som dominerer (Enerud 1982, Museth m.fl. 2006a, b).

Vårt undersøkelsesområde har vært Søndre Rena på elvestrekningen Rødsbrua til overgangen mellom Søndre Rena og Løpsjøen (Flåtestøa). Dette er en strekning på ca 4,5 km (8,5 – 4 km fra Løpsjødemningen). Det er denne elvestrekningen som fysisk vil bli berørt av Forsvarets øvelsesaktivitet knyttet til Søndre Rena (egne reguleringer gjelder for Forsvarets bruk av elvemagasinet Løpsjøen). OVAS er under etablering ca 2 km nedstrøms Rødsbrua, og en ny bru stod ferdig i august 2006 (Kjølåsæterbrua). Tidligere undersøkelser har vist at både harr- og ørretgyting er betydelig i dette området (Taugbøl m.fl. 2004). Det øverste partiet fra Rødsbrua til litt nord for Holmbo Camping er relativt stilleflytende, avbrutt enkelte strømpartier. Fra området nord for Holmbo til Løpsjøen er elva bredere og mer stilleflytende med kun ett strømparti ved utløpet av Søre Osa. Tidligere undersøkelser har vist at det stilleflytende partiet nedstrøms Holmbo og elvemagasinet Løpsjøen er et viktig overvintringsområde for harr i Søndre Rena (Taugbøl m.fl. 2004).

Det er store fiskeinteresser knyttet til Søndre Rena. Elvas beskaffenhet, med lange, stilleflytende partier og et svært rikt insektliv utgjør grunnlaget for en solid fiskestamme der spesielt ørret, harr og sik er de mest ettertraktede artene for fiskerne. Årlig selges i overkant av 4 000 fiskekort i regi av Åmot Utmarksråd og ca 2/3 av disse fiskerne foretrekker Søndre Rena som fiskeområde (Aas m.fl. 2001, Andersen 2006)



**Figur 2.1.** Oversiktskart over Søndre Rena og undersøkelsesområdet mellom Rødsbrua og Løpsjødemningen (liten ramme).

## 3 Materiale og metode

### 3.1 Definisjon av gyteperioder

#### 3.1.1 Fangst av gytemoden fisk

Harr for radiomerking ble fanget ved stangfiske og drivgarnsfiske i perioden 12. mai til 9. juni 2006 (vedlegg 1), og ørret for radiomerking ble fanget ved stangfiske i perioden 29. august til 2. oktober 2006 (vedlegg 2). I alt ble det radiomerket 17 harr og 18 ørret. I tillegg til de radiomerkede individene ble det fanget harr ved ulike tidspunkt for å vurdere gytstatus (se vedlegg 3). Disse ble avlivet og undersøkt for kjønnsmodningsstadium. Ørret ble vurdert med hensyn til egglosning og rennende melke og sluppet tilbake i elva.

#### 3.1.2 Observasjon av gytemoden harr

Det ble gjennomført observasjonsstudier av harr fra Kjøllsæterbrua i perioden 10. mai – 9. juni.

#### 3.1.3 Registreringer av gytegroper

Registreringer ble utført 4. oktober, 19. oktober og i perioden 6. – 8. november 2006 på tre ulike strekninger av Søndre Rena (Kjøllsæterbrua, Rødsbakken og Hansberget). Erfaringsmessig er vannhastigheten for høy i Søndre Rena til at det lar seg gjøre å registrere gytegroper ved snorkling nedover elva. Samtidig er sikten dårlig, spesielt etter utløpet av Osa kraftverk (farget vann). Derfor var vi avhengige av å redusere farten på dykkeren med å bruke en robåt med anker. En person holdt seg i båten, mens 1-2 personer snorklet og registrerte gytegroper. Utgangspunktet for metoden var at båten skulle stå helt stille og hvert transekt skulle være 50 meter langt. Men ettersom det var sterk strøm og lite egnet bunnssubstrat for ankerfeste, måtte vi tilpasse metoden ved å benytte flere anker. Observasjonene ble registrert på et eget skjema, hvor det ble skilt mellom hvorvidt gytegroper ble registrert mens båten stod stille eller var i drift. Der hvor ankerene festet seg og båten stod stille, merket vi posisjonen til båten på GPS. Flytelina på 50 meter ble festet nedstrøms båten. Observatøren slapp seg ned langs lina og hver gytegrop ble registrert i forhold til dykkerens avstand til båten. Der hvor ankerene ikke festet seg og båten var i drift, merket vi først et startpunkt for transektet og deretter hver gytegrop på GPS. Denne metodikken sikret nøyaktig posisjonering av hver enkelt gytegrop.

Vi fikk varierende antall transekt for hver lokalitet. Ved Hansberget ble det registrert 1 523 meter fordelt på fire transekt 6. november og ved Rødsbakken 1 433 meter fordelt på seks transekt 7. november. Ved Kjøllsæterbrua ble det registrert 300 meter fordelt på fem transekt 19. oktober og 568 meter fordelt på seks transekt 7. og 8. november. Tettheten (med 90 % CI) av gytegroper på hver lokalitet ble estimert i programmet Distance 5.0, som blir bruk ved linjetaksering av blant annet rype.

### 3.2 Forstyrrelsesforsøk

#### 3.2.1 Fangst og merking av fisk med radiosendere

I alt ble det radiomerket 17 harr og 18 ørret. For detaljer om radiomerkede individer av harr og ørret, se henholdsvis vedlegg 1 og vedlegg 2. Fangst og merking ble foretatt så nært opp mot gyteperioden som mulig for å sikre at et stort nok antall oppholdt seg i området under forstyrrelsesforsøkene. Harren gjennomførte store forflytninger i denne perioden, og av 11 radiomerkede harr som stod i området ved Kjøllsæterbrua (OVAS) fredag 26. mai hadde 6 individer forlatt undersøkelsesområdet når forstyrrelsesforsøket startet 29. mai.

Både harr og ørret ble merket med utvendige radiosendere (modell F1970; 3,9 gram) fra Advanced Telemetry Systems (ATS), USA. Bruk av utvendige sendere ble valgt fordi merkingen skulle gjennomføres relativt tett opp mot gytetidspunktet, og implantasjon (innoperering i buk-

hulen) av sendere ble vurdert å kunne forårsake komplikasjoner og langtids effekter på atferden. Harr- og ørretsenderne var henholdsvis i frekvensområdet 142.013 – 142.172 og 142.181 – 142.350. Merkeprosedyrene er beskrevet i Taugbøl m.fl. (2004).

### 3.2.2 Posisjonering av fisk

Posisjonering ble utført fra drivende båt uten motor. Ved bruk av forkortet antenne, i etterkant av grovposisjonering med en 3-elements Folding Yagi antenne (modell 12762), ble fiskene posisjonert med en nøyaktighet innenfor en diameter på 20 meter (upubl. data fra Evenstad Settefiskanlegg). Posisjonene ble lagret på GPS og overført til PC.

I ukene med forstyrrelsesforsøk ble fiskene posisjonert 3 ganger daglig (kl 0800-1000, kl 1200-1300 og kl 1600-1700). Etter disse ukene ble harr posisjonert 2 ganger i uka fram til 21. juni og ørret 2 ganger i uka fram til 14. november.

### 3.2.3 Gjennomføring av forstyrrelsesforsøk

Det ble gjennomført forstyrrelsesforsøk på radiomerket harr i uke 22 (29. mai – 2. juni) og i uke 24 (12. juni – 15. juni). På dager med motorbåttrafikk stilte Ingeniørvåpenet med båt og båtfører. Forstyrrelsesforsøkene ble utført ved at en Zodiac med 90/180 hk kjørte frem og tilbake innenfor undersøkelsesområdet i én time to ganger daglig. Fordelingen av dager med og uten båttrafikk i ulike uker er vist i tabell 3.1.

Forstyrrelsesforsøket på ørret ble gjennomført på samme måte, men ble noe redusert på grunn av at ingeniørvåpenet ikke hadde anledning til å stille båt med fører. Opprinnelig var det planlagt forstyrrelsesforsøk i uke 44, men som ikke ble gjennomført. Forstyrrelsesforsøket i uke 46 ble avsluttet etter to dager på grunn av mannskapsmangel hos ingeniørvåpenet. Dette var selvsagt beklagelig, men forstyrrelsesforsøket som ble gjennomført i uke 41 var avgjørende for at undersøkelsen ble gjennomført på en tilfredsstillende måte. Uke 41 var i begynnelsen av gyteperioden, og det var spesielt viktig å få kartlagt ørretens atferd i denne perioden. Den mest intense delen av gyteperioden var i uke 44, som utgikk.

<b>Tabell 3.1.</b> Oversikt over hvilke dager fisken ble eksponert for motorbåttrafikk (MED) og ikke (UTEN) i uker med forstyrrelsesforsøk					
	Mandag	Tirsdag	Ukedag Onsdag	Torsdag	Fredag
Harr					
Uke 22	MED	UTEN	MED	UTEN	UTEN
Uke 24	MED	UTEN	MED	UTEN	
Ørret					
UKE 41	UTEN	MED	UTEN	MED	UTEN
UKE 46	UTEN	MED	UTEN		

I uker da forstyrrelsesforsøkene pågikk ble fiskene posisjonert tre ganger daglig for å avdekke eventuelle endringer i forflytningsmønsteret som følge av båttrafikken. Følgende responsvariable ble beregnet: akkumulert forflytning (total avstand mellom morgen-, formiddags- og kveldsposisjon) og avstand mellom morgen- og kveldsposisjon (førte forstyrrelsesforsøket til skifte av standplasser i elva?). Det er viktig å påpeke at dette opplegget kan avdekke atferdsmessig respons på forstyrrelse, og avdekke effekter av forstyrrelse på gytesuksessen.

### 3.2.4 Statistisk analyse

Analysene av resultatene fra forstyrrelsesforsøket ble utført i statistikkprogrammet SAS versjon 9.1. Hver fisk ble peilet 3 ganger daglig fordelt over to 5-dagers perioder: én periode i begyn-

nelsen av og én periode under gytesesongen. Innen hver periode skulle det gjennomføres forstyrrelsesforsøk annenhver dag. I periode 2 for ørreten hadde Forsvaret ikke anledning til å stille opp med båtmannskap mer enn én dag. Vi fikk således kun gjennomført ett forstyrrelsesforsøk i periode 2, så dataene ble noe ubalanserte. I tillegg vandret fisk ut av området mellom periodene, mens andre radiomerkede individer kom inn i området i periode 2.

Responsvariablene var (1) akkumulert daglig forflytningsavstand målt i meter og (2) forflytning mellom morgen- og kveldsposisjon på dager med og uten forstyrrelse målt i meter. Individene viste stor variasjon i forflytningsavstander, og dataene var ikke normalfordelte. For å redusere variasjonen ble responsvariablene transformert ved bruk av den naturlige logaritmen ( $\ln$ ) til estimatverdien som fremkom. Denne transformasjonen gjorde samtidig variablene tilnærmet perfekt normalfordelte.

Forklaringsvariablene som ble benyttet i analysene var kategoriske slik som kjønn (hann, hunn eller ubestemt), gytestadium (gytefisk eller gjeldfisk), periode (tidlig eller under gyting), forstyrrelse (med eller uten), individnummer (frekvensnummer) og dag (fortløpende nummerert).

Siden vi hadde gjentatte observasjoner fra hvert individ og forventet tilfældige variasjon både innen observasjoner av samme individ og periode, mellom individer innen samme periode, samt mellom perioder, benyttet vi GLM (mixed models). Vi testet også forklaringsvariablene for interaksjonseffekter i modellen.

For å finne effekter av forstyrrelse på gytefiskens atferd, startet vi med en full modell bestående av alle forklaringsvariablene, inklusiv de nevnte interaksjonseffektene og benyttet såkalt "Backward-selection". Dette er en seleksjonsmetode som fjerner den minst signifikante variabelen i modellen. Denne prosedyren ble gjentatt helt til vi bare hadde signifikante forklaringsvariable. Dette ble gjort separat på ørret og harr med akkumulert forflytning innen samme dag og avstand mellom morgen- og kveldsposisjon som responsvariable.

## 4 RESULTATER

### 4.1 Gyteperiode til harr i Søndre Rena

#### 4.1.1 Fangst av gytemoden harr våren 2006

De tre første individene ble radiomerket 12. mai, hvorav to hannfisk (46.5 og 47 cm) med rennende melke og én moden hunnfisk (46 cm) med faste rognsekker. I perioden 15. – 19. mai ble det fanget og radiomerket fem gyteklare hanner (41 – 46 cm) og tre modne hunner (38 – 41 cm). Disse var alle relativt gyteklare (løse rognsekker), og én hadde rennende rogn. I perioden 23. mai – 30. mai ble det radiomerket én gyteklar og én utgytt hannfisk. Det ble merket én moden hunnfisk med fortsatt faste rognsekker i denne perioden (30. mai), noe som indikerte individuelle forskjeller i gytetidspunktet. Den 9. juni ble det radiomerket én utgytt og to umodne hannfisk.

I tillegg til de radiomerkede individene ble det fanget og kontrollert harr i perioden 10. mai til 20. juni. Den første harren på gyteplassen i området ved Kjøllsæterbrua ble fanget 10. mai. Dette var en moden hann som ikke var gyteklar (uten rennende melke). Den 12. mai ble det fanget en moden hann (36 cm) med rennende melke, og den 22. og 30. mai ble det fanget to gyteklare hanner (50 og 41 cm) med rennende melke. Den første utgytte hunnfisken (47 cm) ble fanget 8. juni og den andre 13. juni. Den 20. juni ble det fanget to utgytte hunner (46 og 48 cm), to utgytte hanner (39 og 43 cm) og sju umodne individer (35 - 40 cm).

Fangsten av moden harr våren 2006 tydet på at gytingen pågikk i siste halvdel av mai og første halvdel av juni.

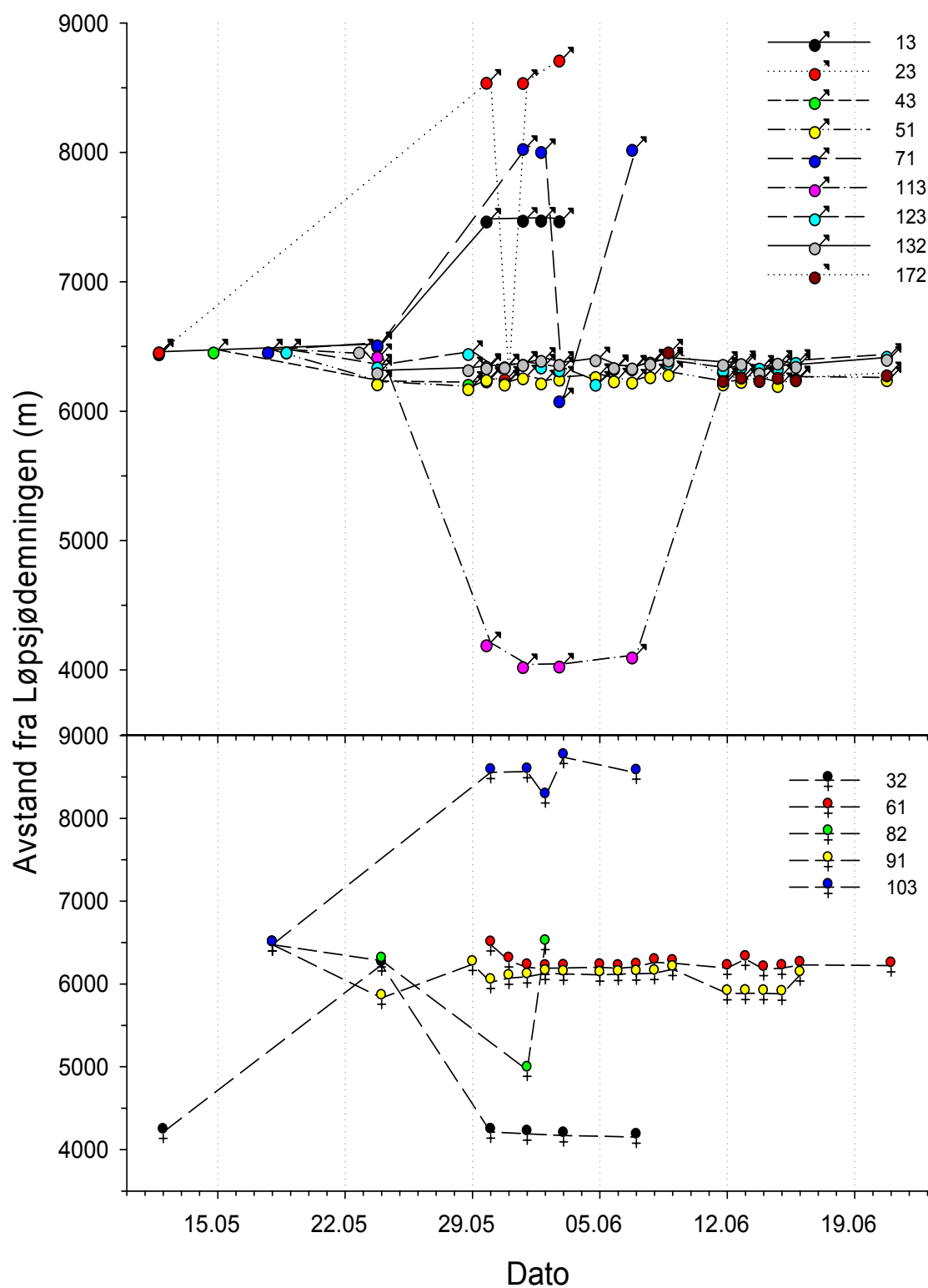
Det ble gjennomført et enkelt observasjonsstudie fra Kjøllsæterbrua i perioden 10. mai til 9. juni. Den 12. mai ble de første harrerne observert fra brua ( $n = 6$ ). Disse var svært aktive og forflyttet seg raskt over et relativt stort område, og atferden ble tolket som begynnende gyteaktivitet. Harr var derfor på gyteområdene nedstrøms Kjøllsæterbrua 12. mai. Gjennomsnittlig og maksimal vanntemperatur registrert denne dagen var henholdsvis 3,9 og 4,7 °C. Den 14. mai ( $n = 4$ ), 15. mai ( $n = 1$ ), 18. mai ( $n = 0$ ) og 19. mai ( $n = 4$ ) ble det også observert aktiv harr mange av dagene. Den 21. mai ble den største aktiviteten registrert med til sammen 9 fisker tilstede. Denne dagen var gjennomsnittlig og maksimal vanntemperatur henholdsvis 4,1 og 4,7°C. Den 22. (  $n = 3$ ), 24. ( $n = 2$ ) og 29. mai ble det også registrert enkelte harr, men aktiviteten var lavere. I perioden 30. mai – 9. juni ble det ikke registrert harr ved observasjon fra brua. Gyting ble ikke observert i løpet av studiet.

#### **4.1.2 Forflytninger våren 2006**

I perioden 12. mai til 9. juni ble 17 harr radiomerket i Søndre Rena (for detaljer om radiomerkede individer, se vedlegg 1). Av disse var ti modne hannfisk, fem modne hunner og to umodne hunner). Med unntak av ett individ som ble merket ved Flåtestøa (ca 4 km fra Løpsjødemningen), ble alle merket i området ved Kjøllsæterbrua (ca 6,5 km fra Løpsjødemningen), og samtlige ble fanget og radiomerket innenfor området av elva som vil bli berørt av militær øvelsesaktivitet (Søndre Rena nedstrøms Rødsbrua, 4 til 8,5 km fra Løpsjødemningen). Selv om det ble forsøkt å foreta fangst og merking så langt inn mot gyteperioden og forstyrrelsesforsøkene som mulig, forflyttet en del fisk seg oppstrøms og ut av dette området i løpet av våren. Strekningen Flåtestøa – Rødsbrua ble peilet opptil tre ganger daglig i forbindelse med forstyrrelsesforsøket (se kap. 3) i uke 22 og 24, og vi hadde ikke kapasitet til å posisjonere harr oppstrøms Rødsbrua i disse periodene. Her fokuserer vi på forflytningene til kjønnsmoden fisk som kan gi opplysninger om gytetidspunkt.

Fem av ni modne hanner holdt seg i området ved Kjøllsæterbrua (merkestedet) fram til peilingene ble avsluttet 21. juni (figur 4.1). Disse gytte høyst sannsynlig i området ved Kjøllsæterbrua, men hadde ikke markerte forflytninger som kunne si noe om eksakt gytetidspunkt. Tre andre hanner forflyttet seg fra én til to km oppstrøms merkestedet, men det er uklart om dette var før eller etter gyting. To av disse forflyttet seg oppstrøms etter 24. mai. En hann forflyttet seg ca 2,4 km nedstrøms til området ved Flåtestøa. Her ble den posisjonert i perioden 30. mai til 7. juni. Den 12. juni ble den igjen posisjonert ved merkestedet ved Kjøllsæterbrua.

To av fem modne hunner ble posisjonert i området ved Kjøllsæterbrua i hele perioden, og gytte sannsynlig i dette området. Harr nr. 103 forflyttet seg opp til Rødsbrua etter merking og ble stående her fram til den 8. juni (ingen posisjoner etter dette). Harren som ble merket ved Flåtestøa 12. mai ble posisjonert ved Kjøllsæterbrua 24. mai, men ble så posisjonert ved Flåtestøa igjen 30. mai. Her ble den posisjonert fram til 7. juni, men etter det mistet vi kontakten (figur 4.1). Harren viste ikke samme markerte opp- og nedstrøms forflytninger som ørreten i forbindelse med gyting (se kap. 3.2.2), og posisjoneringene angir derfor ikke det eksakte gytetidspunktet. Posisjoneringene antyder likevel at minst 7 av de 15 radiomerkede modne individene gytte i området ved Kjøllsæterbrua våren 2006.



**Figur 4.1.** Bevegelsesmønster til radiomerket harr i Søndre Rena i perioden 12. mai – 21. juni 2006. Gytemoden hannfisk (øverst,  $n = 9$ ) og gytemoden hunnfisk (nederst,  $n = 5$ ). Første angitte posisjon er merkelokalitet.

## 4.2 Gyteperiode til ørret i Søndre Rena

### 4.2.1 Fangst av gytemoden ørret høsten 2006

I forbindelse med radiomerking ble fire gytemodne hanner i perioden 29. august til 26. september (29. aug: n = 2; 25. sept: n = 1; 26. sept: n = 1). Samtlige av disse hadde rennende melke. Dette bekreftet at de var gyteklare på fangsttidspunktet, men det er generelt vanskelig å angi forventet gytetidspunkt for kjønnsmoden hannfisk.

I alt seks gytemodne hunner ble fanget og radiomerket i perioden 31. august til 2. oktober (31. aug: n = 3; 21. sept: n = 1; 26. sept: n = 1; 2. okt: n = 1). Ingen av disse hunnfiskene hadde rennende rogn på fangsttidspunktet. To av disse ble merket relativt tidlig (31. august) og hadde faste rognsekker. Også de tre hunnfiskene som ble radiomerket i slutten av september / begynnelsen av oktober hadde faste rognsekker, og gytingen ble vurdert til å ikke være nært forestående (> 2 uker)

I tillegg til de radiomerkede ørretene ble det fanget gytefisk av begge kjønn utover høsten for å kontrollere gytetidspunktet. Den 17. oktober ble det fanget én gytemoden hannfisk med rennende melke og to gytemodne hunnfisk hvor egg-løsningen var i gang. Disse ble vurdert som gyteklare innen 14 dager (dvs. månedsskiftet oktober / november). Den 25. oktober ble det fanget seks gytemodne hunnfisk hvorav to var utgytt, én var delvis utgytt og de resterende tre ble anslått gyteklare i løpet av én uke. I tillegg ble det fanget to hannfisk med rennende melke.

Isolert sett tyder fangsten av gytefisk i Søndre Rena 2006 på at ørretens gytemaksimum var i siste halvdel av oktober og begynnelsen av november.

### 4.2.2 Gyting indikert ved forflytninger høsten 2006

I perioden 29. august – 2. oktober 2006 ble 18 ørret radiomerket i Søndre Rena (individdata, se vedlegg 2). Av disse var fire gytemodne hannfisk, seks gytemodne hunnfisk og åtte umodne (gjeldfisk) av begge kjønn. Samtlige av disse ble fanget og radiomerket innenfor området av elva som vil bli berørt av Forsvarets aktivitet (Søndre Rena nedstrøms Rødsbrua, 4 til 8,5 km fra Løpsjødemningen, se figur 4.2). Selv om det ble forsøkt å foreta fangst og merking så langt inn mot gyteperioden og forstyrrelsesforsøkene som mulig, forflyttet en del fisk seg oppstrøms og ut av dette området i løpet av høsten. Strekningen Flåtestø – Rødsbrua ble peilet tre ganger daglig i forbindelse med forstyrrelsesforsøket (se kap. 3) i uke 41 og 46, og vi hadde ikke kapasitet til å posisjonere ørret oppstrøms Rødsbrua i disse periodene. Her fokuserer vi på forflytningene til kjønnsmoden fisk som kan gi opplysninger om gytetidspunkt hos de enkelte individene.

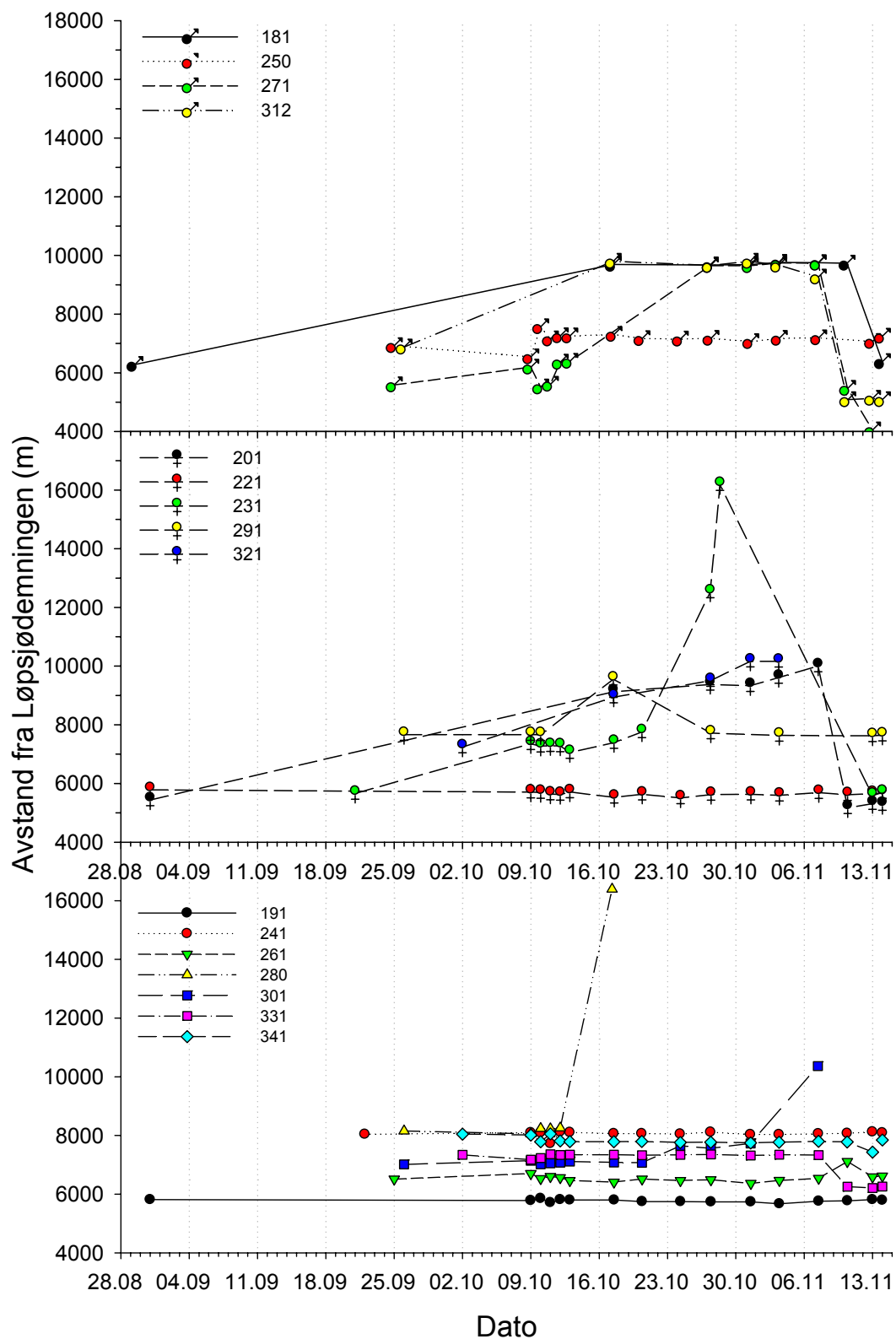
Det ble registrert tildels betydelige forflytninger av de radiomerkede gytefiskene høsten 2006. Gytemodne hannfisk ble posisjonert innenfor strekninger fra 1027 – 5687 m av elva (median = 3 706 m), mens de gytemodne hunnfiskene ble observert innenfor strekninger fra 202 – 10 598 m (median = 2 923 m). Med noen unntak var gjelfiskene mer stasjonære og ble peilet innenfor en strekning på 185 – 8 337 m (median = 949 m). Markert oppstrøms forflytning etterfulgt av nedstrøms forflytning ble imidlertid kun registrert hos gytemoden fisk (figur 4.2), og indikerer derfor gytetidspunkt.

To av hannfiskene (nr 181 og 312) hadde forflyttet seg oppstrøms Rødsbrua da posisjoneringene startet 9. oktober (figur 3.1). Disse ble senere posisjonert ved Rødsbakken. En av dem forflyttet seg opp til samme område en gang mellom 13. oktober og 27. oktober (figur 3.1). Tre gytemodne hunnfisk forflyttet seg opp til det samme området i løpet av undersøkelsesperioden (figur 3.1). To hadde forflyttet seg oppstrøms Rødsbrua før 9. oktober, mens én forflyttet seg oppstrøms Rødsbrua en gang mellom 10. og 17. oktober. Gyteproppregistreringer utført i samme periode viste at området disse gytefiskene forflyttet seg til var gyteområder for ørret i Søndre Rena (se kap. 3.2.3), og vi antar at den observerte konsentrasjonen av kjønnsmoden radiomerket ørret i dette området høsten 2006 var relatert til gyting. Ørret nr 231 forflyttet seg nesten 8,5 km oppstrøms (til Deset) i perioden 20. – 28. oktober.

Én hannfisk og én hunnfisk holdt seg nedstrøms Rødsbrua i hele perioden.

Én av hannene forflyttet seg 3.3 km nedstrøms i tidsrommet 10. – 14. november, mens to andre hanner forflyttet seg henholdsvis 4.3 og 4.2 km nedstrøms i tidsrommet 7. – 10. november. Tilsvarende markert nedstrøms forflytning ble registrert på én hunnfisk (nr. 201) som stod i det samme området. Denne forflyttet seg 4,8 km nedstrøms i tidsrommet 7. -10. november. En annen hunnfisk (321) som stod i det samme området ble ikke posisjonert etter 3. november. Ørret nr 291 vandret sannsynligvis opp 10. eller 11. oktober, men gikk tilbake til utgangsposisjonen allerede 27. oktober. Ørreten som ble posisjonert ved Deset forflyttet seg 10,5 km nedstrøms i perioden 28. oktober – 13. november.

De radiomerkede gytefiskene av begge kjønn som hadde markerte forflytninger vandret altså opp til gyteplassen ved Rødsbakken i begynnelsen av oktober og vandret ned igjen i begynnelsen av november (senest 14. november). Dette gir en god indikasjon på gyteperioden for ørret i denne delen av Søndre Rena.



**Figur 4.1.** Bevegelsesmønster til radiomerket ørret i Søndre Rena i perioden 30. august – 14. november 2006. Gytemoden hannfisk (øverst,  $n = 4$ ), gytemoden hunnfisk (midten,  $n = 5$ ) og umoden ørret av begge kjønn (nederst,  $n = 7$ ). Første angitte posisjon er merkelokalitet.

### 4.2.3 Registrering av gytegrøper høsten 2006

Det ble gjennomført registreringer ved snorkling i Søndre Rena på ulike tidspunkt høsten 2006. Den 4. oktober ble elvestrekningen fra Rødsbrua til Holmbo befart av to dykkere. Det ble kun registrert 2-3 gytegrøper på hele strekningen (én usikker observasjon). Sterk strøm og liten sikt i vannet gjorde det vanskelig å registrere gytegrøper ved bruk av denne metoden, og det er knyttet en viss usikkerhet til disse registreringene.

Den 19. oktober ble 4 gytegrøper registrert (1,3 gytegrøper 100 m<sup>-1</sup>, tabell 3.1) ved Kjøllsæterbrua. Registreringene her ble gjentatt 7. – 8. november, og det ble registrert totalt 30 gytegrøper (5,3 gytegrøper 100 m<sup>-1</sup>). Tetthetsestimatene (antall gytegrøper ha<sup>-1</sup>) indikerer en tredobling av tettheten av gytegrøper i dette området fra 19. oktober til 8. november (tabell 4.1).

Den 6. november ble 34 gytegrøper registrert ved Hansberget (2.2 gytegrøper 100 m<sup>-1</sup>), og det ble påvist 14 gytegrøper (0.98 gytegrøper 100 m<sup>-1</sup>) ved Rødsbakken 7. november. Registreringene ved gyteperiodenes avslutning i november viste at alle de tre undersøkte lokalitetene er viktige gyteområder for ørret i Søndre Rena, og at den største tettheten av gytegrøper ble påvist ved Kjøllsæterbrua/OVAS-området.

Gytegrøpregistreringene i perioden 6. – 8. november viste at det nylig hadde vært en betydelig gyteaktivitet i Søndre Rena. Samtidig viser den betydelige økningen av antall gytegrøper fra 19. oktober til 8. november ved Kjøllsæterbrua at selv om graving allerede hadde foregått ved første registrering (fire grøper registrert), så hadde det vært en betydelig progressiv graveaktivitet fram til siste registrering.

**Tabell 4.1.** Resultater av gytegrøpregistreringer på ulike lokaliteter i Søndre Rena høsten 2006. I tillegg til totalt antall gytegrøper, transekt og meter registrert er estimater av tettheten av gytegrøper ha<sup>-1</sup> med 90 % konfidensintervall (CI) gitt (analyser i Distance 5.0).

Dato	Lok.	Antall gytegrøper	Antall transekt	Antall meter	Antall gytegrøper 100 m <sup>-1</sup>	Antall gytegrøper ha <sup>-1</sup>	90 % CI
4.10	Rødsbrua-Holmbo	2(3)	1	2 500	-	-	
19.10	Kjøllsæterbrua	4	5	300	1.3	42.0	28.1-62.7
6.11	Hansberget	34	4	1 523	2.2	54.3	43.4-67.9
7.11	Rødsbakken	14	6	1 433	1.0	30.5	6.8-137.1
7.-8.11	Kjøllsæterbrua	30	6	568	5.3	126.9	72.9-221.0

## 4.3 Atferdsrespons i forbindelse med militær båttrafikk

### 4.3.1 Harr

Forstyrrelse i form av båttrafikk i elva ga ingen signifikant effekt på akkumulert forflytning i løpet av dagen (sum avstand (m) mellom morgen-, formiddags- og kveldsposisjoner,  $F_{1,8} = 1,36$ ,  $P = 0,28$ ) eller avviket (m) mellom morgen- og kveldsposisjonen ("displacement",  $F_{1,8} = 3,4$ ,  $P = 0,10$ ) i den statistiske modellen som ble benyttet (GLM mixed models, se kap. 3.5). Ingen harr forlot undersøkelsesområdet i løpet av forstyrrelsesforsøket (to dager uke<sup>-1</sup>) i uke 22 ( $n = 5$ ) eller uke 26 ( $n = 8$ ).

Det er imidlertid verdt å merke seg at både de observerte gjennomsnittsverdiene for akkumulert forflytning og avvik mellom morgen- og kveldsposisjonene var høyere på dager med båttrafikk enn på dager uten (figur 4.3). I uke 22 (29. mai – 3. juni) var gjennomsnittlig daglig akkumulert forflytning på de tre dagene uten båttrafikk 101 meter ( $\mu$  (median) = 89 m), mens den var 129 m ( $\mu = 112$ ) på de to dagene med båttrafikk i elva (5 individer peilet tre ganger per dag). I uke 24 (12. juni – 15. juni) var tilsvarende resultat på to dager uten båttrafikk 69 m ( $\mu = 41$ ) og 102 m på to dager med forstyrrelse ( $\mu = 56$  m). I uke 22 var gjennomsnittlig avvik mellom morgen- og kveldsposisjon 69 m på de to dagene uten båttrafikk ( $\mu = 41$  m), mens den var 102 m på to dager med båttrafikk ( $\mu = 52$  m). Tilsvarende resultat i uke 24 på dager uten båttrafikk var 41 m ( $\mu = 24$ ) og 77 m på dager med båttrafikk ( $\mu = 43$ ).

Fredagen (26. mai) før forstyrrelsesforsøket startet i uke 22 stod 11 harr innenfor undersøkelsesområdet. Dessverre forflyttet seks av disse seg ut av området i løpet av helga, slik at kun fem individer ble posisjonert (tre ganger daglig) i uke 22. En av disse forlot området fram til neste forstyrrelsesforsøk i uke 24, men ble erstattet av fire individer slik at åtte individer ble posisjonert tre ganger daglig i uke 24. Forskjellene i de observerte gjennomsnitts- og medianverdiene på dager med og uten båttrafikk kan synes marginale og var ikke signifikante, men tatt i betraktning at antall individer var forholdsvis lavt, og at det var store individuelle variasjoner i forflytningsmønsteret, kan vi ikke utelukke at de observerte forskjellene var en effekt av militær båttrafikk. Samtidig ser vi at den observerte variasjonen i responsvariablene var høyere på dager med enn uten båttrafikk (figur 4.3). Dette kan blant annet skyldes at den individuelle responsen på båttrafikk i elva varierte.

Forskjellen i avviket mellom morgen- og kveldsposisjon hos harr på dager med og uten båttrafikk nærmer seg signifikant nivå ( $P = 0,103$ ). Dette betyr at vi med nesten 90 % sikkerhet kan si forstyrrelse har en effekt på avviket mellom morgen- og kveldsposisjon. Siden vi har få statistiske enheter (fisk i området i hver periode), kombinert med denne tendensen, mener vi at man kan konkludere med at båttrafikken sannsynligvis hadde en viss betydning for harrens forflytningsmønster i gytetiden. Det er sannsynlig at dette ville kommet klarere frem dersom flere radiomerkede individer hadde oppholdt seg innen undersøkelsesområdet i forsøksperiodene.

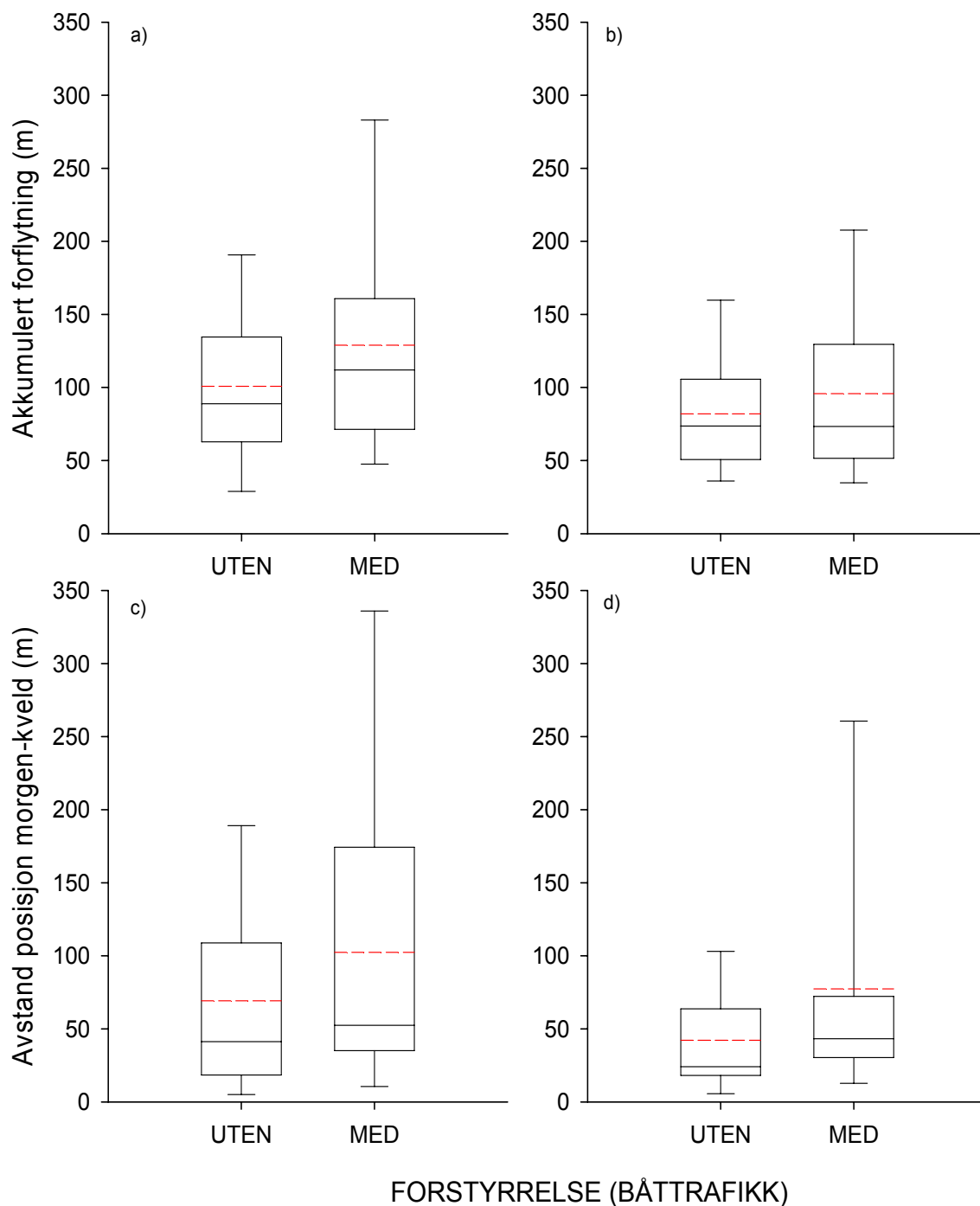
### 4.3.2 Ørret

I likehet med harr ga ikke forstyrrelse i form av båttrafikk i elva noen signifikant effekt på akkumulert forflytning i løpet av dagen (sum avstand (m) mellom morgen-, formiddags- og kveldsposisjoner,  $F_{1,13} = 2,74$ ,  $P = 0,122$ ) eller avviket (m) mellom morgen- og kveldsposisjonen ("displacement",  $F_{1,13} = 3,28$ ,  $P = 0,093$ ) i den statistiske modellen som ble benyttet (GLM mixed models, se kap. 3.5). Tolv ørret stod i undersøkelsesområdet når forstyrrelsesforsøket startet i uke 41. Dette var i startfasen av gytingen (se kap 4.2.2). Ti av disse stod i dette området i hele uka (2 dager med båttrafikk). En umoden fisk forlot undersøkelsesområdet etter dag tre (uten forstyrrelse), mens en moden hunnfisk forlot området etter dag to (med forstyrrelse). Denne forflyttet seg til gyteområdet på Rødsbakken og ble stående her, men var tilbake på utgangsposisjonen, sannsynligvis etter endt gyting, den 27. oktober. Flere gyteklare ørret forlot under-

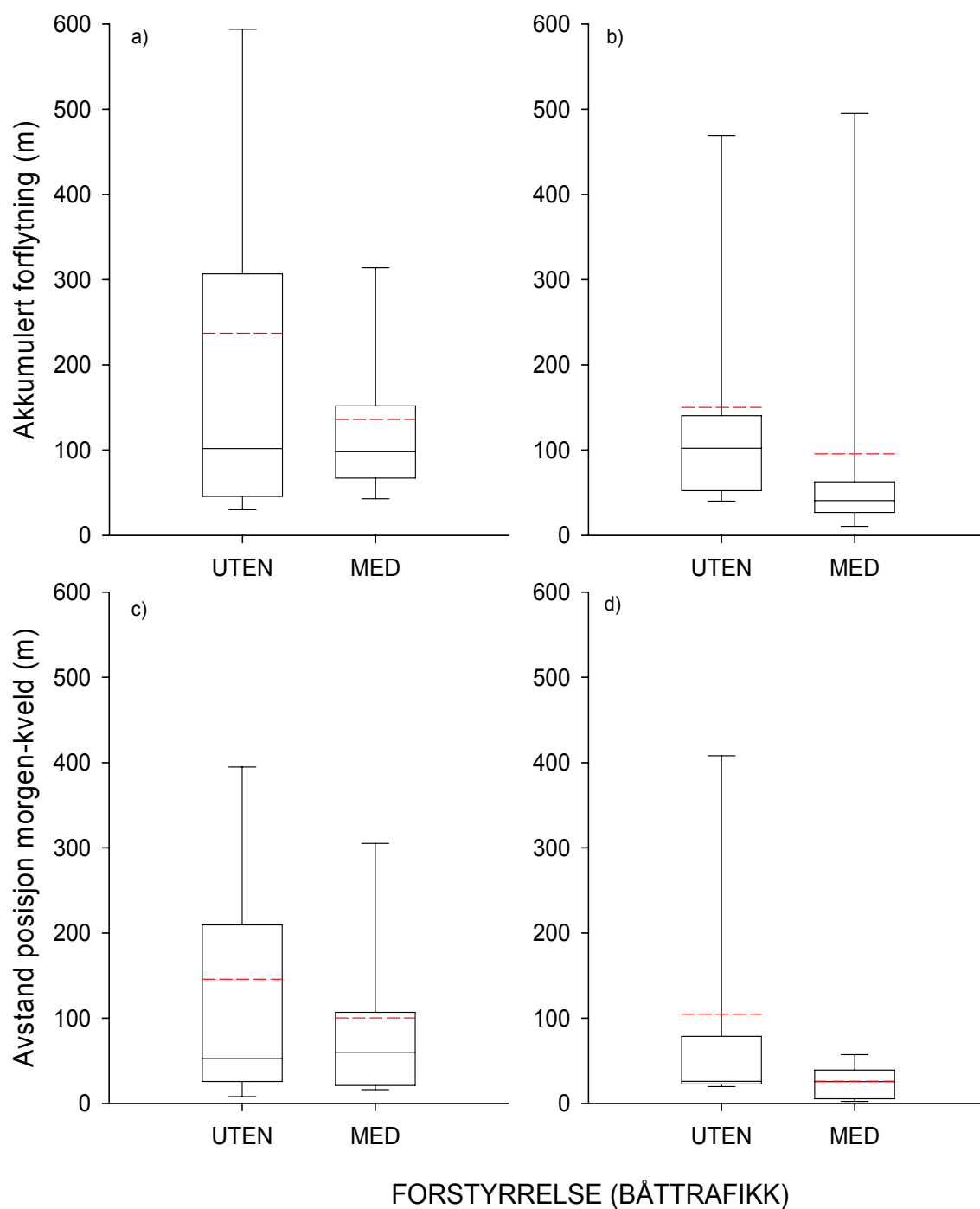
søkelsesområdet forut for forstyrrelsesforsøket og stod i det samme området på Rødsbakken, men vi kan ikke utelukke at den observerte forflytningen var en respons på båttrafikken i elva.

Det er i likhet med harren en konsistent trend i de observerte gjennomsnittsverdiene for ørret, men disse viser enn helt annet mønster enn det som ble observert for harr. Både de observerte gjennomsnittsverdiene for akkumulert forflytning og avvik mellom morgen- og kveldsposisjonene var lavere for ørret på dager med båttrafikk enn på dager uten (figur 4.3). I uke 41 (9.–13. oktober) var gjennomsnittlig daglig akkumulert forflytning på de tre dagene uten båttrafikk 237 m ( $\mu$  (median) = 102), mens den var 136 m ( $\mu$  = 98) på de to dagene med båttrafikk. Vi ser imidlertid at medianverdiene var identiske. I uke 46 var tilsvarende resultat på én dag uten båttrafikk 150 m ( $\mu$  = 102) og 96 m med båttrafikk ( $\mu$  = 41), med andre ord noe lavere observerte verdier enn i uke 42 som var i starten av gyteperioden. I uke 41 var gjennomsnittlig avvik mellom morgen- og kveldsposisjon 146 m ( $\mu$  = 53 m) på de to dagene uten båttrafikk, mens den var på 100 m ( $\mu$  = 60 m) på to dager med båttrafikk. Tilsvarende resultat i uke 46 på én dag uten båttrafikk var 105 m ( $\mu$  = 26) og 26 m ( $\mu$  = 26) på én dag med båttrafikk.

Forskjellene i de observerte gjennomsnitts- og medianverdiene på dager med og uten båttrafikk kan synes marginale og var ikke signifikante, men tatt i betraktning at antall individer var forholdsvis lavt, og at det var store individuelle variasjoner i forflytningsmønsteret, kan vi ikke utelukke at de observerte forskjellene var en effekt av militær båttrafikk.



**Figur 4.3.** Observert akkumulert forflytning til **harr** (sum av avstand (m) mellom morgen-, formiddags- og kveldsposisjon i uke 22 (a, n = 5, to dager) og uke 26 (b, n = 8, to dager) og observert avvik (m) mellom morgen- og kveldsposisjon i uke 22 (c, n = 5, to dager) og uke 26 (d, n = 8, to dager) på dager med og uten militær båttrafikk i Søndre Rena (Boksene omfatter de midtre 50 % av observasjonene. Medianen vises ved den heltrukne linjen inne i boksen, mens gjennomsnittsverdiene vises som stiptet rød linje. De vertikale linjene viser 10 (⊥) og 90 (⊤) persentilene). I uke 22 ble 5 individer posisjonert 3 ganger daglig i 2 dager med båttrafikk og 2 dager uten båttrafikk, og i uke 24 ble 6 individer posisjonert 3 ganger daglig i 2 dager med båttrafikk og 2 dager uten båttrafikk)



**Figur 4.4.** Observert akkumulert forflytning til ørret mellom morgen-, formiddags- og kveldsposisjon i uke 41 (a) og uke 46 (b) og observert avvik (m) mellom morgen- og kveldsposisjon i uke 41 (c) og uke 46 (d) på dager med og uten militær båttrafikk i Søndre Rena (Boksene omfatter de midtre 50 % av observasjonene. Medianen vises ved den heltrukne linjen inne i boksen, mens gjennomsnittsverdiene vises som stiplet rød linje. De vertikale linjene viser 10 (└) and 90 (┘) persentilene. I uke 41 ble 12 individer posisjonert 3 ganger daglig i 2 dager med båttrafikk og 3 dager uten båttrafikk, og i uke 46 ble 11 individer posisjonert 3 ganger daglig i 1 dag med båttrafikk og 1 dager uten båttrafikk).

## 5 DISKUSJON

### 5.1 Definisjon av gyteperioder

Hos laksefisk i nordlige strøk er endringer i daglengden av svært stor betydning for tidspunktet for gytingen (Randall & Bromage 1998, Davies & Bromage 2002). Flere andre miljømessige, økologiske og fysiologiske forhold påvirker også gytetidspunktet til laksefisk (Johannes 1978, Norcross & Shaw 1984, Heggberget 1988, Webb & McLay 1996, Sheaves 2006), og dette fører til at det er forskjeller i gytetidspunktet for de enkelte artene mellom lokaliteter, men også at man må forvente variasjoner mellom år innen en lokalitet. Hvis man skal definere perioder som vil fange opp harr- og ørretgytingen i Søndre Rena i årene framover er det derfor viktig å ta høyde for at tidspunktet for gytemaksimum trolig vil variere mellom år.

Den definerte gyteperioden for ørret (1. oktober – 15. november) er noe senere enn det man finner for Glommaørret som bruker Imsa og Atna som gyteområde. Disse elvene er kaldere og gytingen begynner i siste halvdel av september og antas å være avsluttet i løpet av oktober (Adolfson & Fredriksen 1993, Berge & Sagelv 1995, upubliserte observasjoner i forbindelse med stamfiske ved Evenstad Settefiskanlegg). Erfaringer fra flere års gytstudier av ørret i Gudbrandsdalslågen ved Hunderfossen har vist at toppen i gyteaktiviteten varierer innenfor en periode på 12 dager og at gjennomsnittlig varighet hvert enkelt år var 26 dager (Kraabøl 2006). Ørretens gyteperiode er i dette studiet definert ved fangst og vurdering av moden fisk, gytegroppregistreringer og forflytningsmønsteret til radiomerkede individer. Enkelte modne ørret viste markerte oppstrøms forflytninger etterfulgt av nedstrøms forflytninger i løpet av høsten. Erfaringer fra andre telemetristudier på ørret har vist at oppstrøms forflytninger hos gytefisk om høsten oftest er knyttet til gyting, og at ørretens øverste posisjon i elva er sammenfallende med en gytelokalitet (Arnekleiv & Kraabøl 1996, Kraabøl & Arnekleiv 2000, Arnekleiv & Rønning 2004). Individene som ble fulgt i dette studiet viste oppstrøms forflytninger fra begynnelsen av til midten av oktober. Samtidig hadde disse en markert nedstrøms forflytning som var relativt konsentrert i tid i løpet av første halvdel av november. En del individer stod på gyteområdet ved Rødsbakken, og dette er trolig lite egnet som overvintringsområde (grunt, sterk strøm), og denne forflytningen markerte sannsynligvis slutten på gytingen til disse individene.

Registrering av gytegrupper i 2006 viste en begynnende graveaktivitet i begynnelsen av oktober (4. oktober), men at hovedaktiviteten trolig foregikk i perioden mellom 19. oktober og 8. november. Fangst av gytefisk i forbindelse med radiomerking og kontrollfiske ga også det samme bildet. Hunnfisk fanget i slutten av september og begynnelsen av oktober (fram til 2. oktober) hadde faste rognsekker. De første utgytte individene ble fanget i slutten av oktober (25. oktober), samtidig med at ikke utgytte hunnfisk hadde løse rognsekker og ble vurdert til å gyte i løpet av en uke.

Det ble registrert mange gytegrupper i Søndre Rena i begynnelsen av november 2006. Registreringer høsten 2002 påviste ikke like høy tetthet av gytegrupper, men dette skyldes trolig at registreringene ble utført for tidlig i 2002 (Taugbøl m.fl. 2004). Hovedinnsatsen i 2002 ble lagt til perioden 25.-27. september. Ingen sikre gytegrupper ble påvist i denne perioden. Tilleggsundersøkelser den 24. oktober samme år påviste noen få gytegrupper (Taugbøl 2003). Disse resultatene viser at gytingen i Søndre Rena foregår senere enn september. Erfaringer fra fangst av stamfisk til Evenstad Settefiskanlegg er at gytingen i Søndre Rena foregår i oktober og at den trolig også kan pågå noe utover i november. Vi konkluderer med at det pågikk gyting i Søndre Rena i 2006 fra begynnelsen av oktober fram til og med første halvdel av november, men at hovedaktiviteten ikke startet før i midten av oktober dette året. Dette er senere enn det som blir angitt av fylkesmannen i brev av 14. juli 2004 (ref. 2004/2669-2) til NVE i forbindelse med den pågående konsesjonsbehandlingen. Her ble gyteperioden for ørret i Søndre Rena definert til 15. sept. – 15. oktober.

Vi definerer gyteperioden til harr fra 1. mai til 15. juni. Som for ørreten er det også her trolig store variasjoner geografisk og mellom år, men vanntemperaturen spiller nok en overordnet rolle. Andre studier viser at harren begynner gytingen ved vanntemperaturer mellom 3-5 grader (Northcote 1995, Kristiansen & Døving 1996, Kraabøl 2000). I Mjøsa's tilløpselver oppgis at gyteperioden for harr er mai-juni (Kristiansen & Døving 1996), og starttidspunktet kan variere fra slutten av april til midten av mai avhengig av vanntemperaturen (Kraabøl 2000). Sannsynligvis er både starttidspunktet og varigheten av gyteperioden svært temperaturavhengig. I Søndre Rena ble det fisket med drivgarn på gyteplassene i 2003, men etter flere uker med intensiv innsats ble den første harren fanget 20. mai (Taugbøl m.fl. 2004). I 2004 begynte oppvandringen av radiomerket harr fra Løpsjøen allerede i slutten av april, men de fleste vandret opp i begynnelsen av mai. Vanntemperaturen målt ved Løpet Kraftverk passerte 5 grader den 3. mai i 2004 sammenlignet med den 12. mai 2003. Drivgarnsfiske og direkte observasjoner av gytefisk fra Kjøllsæterbrua i dette studiet viste at harren var på plass på gyteplassene rundt 12. mai. Gjennomsnittlig vanntemperatur målt i elva denne datoen var 3,9 grader men var over 4 grader fra klokka 1300-2000. Harrens gyteperiode er i dette studiet i første rekke definert ved fangst og vurdering av moden fisk og direkte observasjoner av gytefisk i elva. Enkelte harr viste markerte forflytninger i mai, mens mange var påfallende stasjonære. Dette skyldes trolig at harren i Søndre Rena har overlappende gyte- og leveområde gjennom sommersesongen (Taugbøl m.fl. 2004).

Hvis man ønsker å unngå militær aktivitet under gyteperiodene vil avgrensningen av harrens (1. mai – 15. juni) og ørretens (1. oktober – 15. november) ikke garantere mot overlapp mellom gyting og militær aktivitet i helt spesielle år, men sikrer høyst sannsynlig at gytemaksimum vil foregå i virksomhetsfrie perioder hvert år.

## 5.2 Konsekvensene av forstyrrelse av harr og ørret i Søndre Rena

Harr- og ørretbestanden i Søndre Rena er fra før påvirket av en rekke faktorer som vassdragsreguleringer og hardt fiskepress (Museth m.fl. 2006b). Denne undersøkelsen har bekreftet at OVAS-området er et viktig gyteområde for både harr og ørret. Eksponering for forstyrrelse i form av motorbåttrafikk på det nivået som ble gjennomført i dette studiet medførte ikke storskala forflytninger. Det er heller ikke indikasjoner på at gytemoden harr eller ørret ikke fikk gyte. De forventede negative effektene av forstyrrelse vil imidlertid avhenge av omfang, intensitet og varighet av aktiviteten. Vi vurderer de negative effektene av de fysiske inngrepene i forbindelse med OVAS-området som potensielt mer alvorlig for harr- og ørretrekrutteringen i området enn militær båtaktivitet i elva i det omfanget som er skissert.

Dette betyr imidlertid ikke at den militære aktiviteten ikke bør reguleres. Validiteten til forstyrrelsesforsøket avhenger selvsagt av at den framtidige militære aktiviteten i elva er sammenlignbar med hva fisken ble eksponert for i denne undersøkelsen.

Dersom gytingen blir utsatt som følge av forstyrrelser vil dette sannsynligvis medføre redusert naturlig rekruttering for vedkommende art. Det er vist at laksefisk har en viss grad av plastisitet med hensyn til gytetidspunktet, og faktorer som vanntemperatur, konkurranse om territorier, kjønnsforhold og fysiologiske/energetiske forhold (Heggberget 1988, Webb & McLay 1996, Beall & de Gaudemar 1999, Davies & Bromage 2002). Forsinkelser utover disse naturgitte forholdene har vist seg å redusere gytesuksessen i betydelig grad. Overmodning gir redusert levedyktighet hos rogn, og økt dødelighet, misdannelser og redusert fertilitet øker med økende antall døgn som går mellom tidspunktet for egglosning (naturlig gytetidspunkt) og forsinket gyting/befruktning. Hos laks er det vist at andel døde, ubefruktede og misdannede økte fra henholdsvis 16,7%, 3,1% og 1,7 % til 25,4%, 9,7% og 5,4% etter om lag 1 ukes forsinkelse av naturlig gytetidspunkt (de Gaudemar & Beall 1998). Disse tre faktorene er essensielle parametere på naturlig gytesuksess, og den raske og betydelige endringen som følger av økende tidsdifferanse mellom egglosning og befruktning viser hvor sårbar laksefisk er for forstyrrelser som

medfører forsinket gyting. Det antas derfor at målbare effekter i form av redusert gytesuksess inntreffer allerede etter 1 døgnns forsinkelse. Tilsvarende sammenhenger er også vist hos vårgytende regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) (Azuma 2003).

Forstyrrelser fra båttrafikk i Rena vil kunne virke forsinkende på gytefisk ved at fryktreaksjoner som oppstår hos fisk ved passering av båter vil medføre avbrudd i naturlige atferdssekvenser i forbindelse med forberedelse til og gjennomføring av gytingen. Resultatene fra denne undersøkelsen ga imidlertid ikke klare holdepunkter for dette. Telemetristudiene avdekket ikke signifikante forstyrrelser målt som forflytninger verken for harr eller ørret under forstyrrelsesforsøkene. Litteraturstudiene på tilsvarende problemstillinger indikerer imidlertid at fisk responderer uansett på båter som passerer fisk nærmere enn 5 meter (Satterthwait 1994). Gyteplasser for harr og ørret er nesten uten unntak lokalisert på slike grunnere partier av elva (Ottaway et al. 1991, Witzel & MacCrimmon 1983, Crisp & Carling 1989, Grost et al. 1990, Essington et al. 1998, Zimmer & Power 2006.). Det er derfor grunn til å tro at forstyrrelser og avbrudd fra naturlige atferdsrekker tilknyttet gytesyklusen vil øke proporsjonalt med antall overkryssninger med båt med påfølgende forsinket gytetidspunkt. Habituering oppstår ikke i slike grunne partier av elva (Satterthwait 1994).

En annen effekt av forsinket gyting er at synkroniseringen mellom gytetidspunktet og klekking blir forskyvet. Forsinket gyting vil derfor medføre forsinket klekking etter et gitt forhold mellom antall døgn og vanntemperatur de aktuelle døgnene. Gytetidspunktet synkroniseres som følge av naturlig seleksjon til å inntreffe på et tidspunkt som gir optimale forhold for nyklekket yngel. De selekterende kreftene opptrer gjennom forskjellig dødelighet hos nybefruktet rogn eller yngel på en slik måte at overlevelse og vekst er optimalisert (Bye 1984, Norcross & Shaw 1984, Sheaves 2006). Forstyrrelser i denne temperaturbaserte synkroniseringen av gyte- og klekketidspunkt kan gi betydelig redusert naturlig rekruttering utover de direkte effektene av overmodning.

I noen måneder før gyting kanaliseres energien i stor grad til oppbygging av rogn i gonadene hos hunnfisk (vitellogenese). For harr skjer dette i perioden mars-april, og i august-september hos ørret. I denne perioden er fiskene ømfintlige for stressfaktorer (Kubokawa et al. 2001). Stress har i likhet med forsinkelse av gytetidspunktet en negativ effekt på fiskenes atferd samt rognas utvikling og levedyktighet (Billard & Gillet 1981, Pickering et al. 1982, Barry et al. 1995, Carragher et al. 1989, Carragher & Sumpter 1990, Foo & Lam 1993). Stor aktivitet med båttrafikk under vitellogenese vil derfor med stor sannsynlighet gi betydelig stress hos gytemoden harr og ørret som lever i de elveavsnittene hvor øvingsaktiviteten foregår. Det er overveiende sannsynlig at harr og ørret er mer sårbare under vitellogenese sammenlignet med gyteperioden som følge av betydelige forskjeller i motivasjonsstatus.

Omfanget av øvingsaktiviteten med båter er selvsagt svært utslagsgivende på de eventuelle negative effektene som er nevnt ovenfor. Videre bør det bemerkes at litteraturstudiene av båtforstyrrelser på fisk viste at fiskene er mer sårbare under vitellogenese sammenlignet med gyteperioden. Vi mener at en moderat båttrafikk både under vitellogenese og gytingen er mulig uten betydelige effekter på gytemoden ørret og harr. Utstrakt aktivitet i disse periodene er imidlertid sterkt å fraråde med henvisning til ovenstående utredning om risiko for redusert naturlig gytesuksess.

Hvis man opprettholder vedtaket om at militær aktivitet i elva skal legges utenom gyteperiodene for harr og ørret betyr dette at periodene 1. mai – 15. juni (harr) og 1. oktober – 15. november (ørret) skal være virksomhetsfrie. Disse periode tar høyde for at gyteperiodene for begge arter vil variere noe fra år til år. Alternativt kan man ut i fra temperaturovervåkning og fangst av gytemoden fisk i forkant av gytingen definere de årlige variasjonene og innrette aktiviteten i henhold til dette.

Avgrensningen av gyteperiodene garanterer ikke mot overlapp mellom gyting og militær aktivitet i spesielle år, men sikrer høyst sannsynlig at toppen i gytingen skjer i virksomhetsfrie perio-

der hvert år. Andre studier (redegjort for i kapittel 1.3) har som nevnt vist at stress hos fisk og utsatt gyting som følge av forstyrrelse kan medføre redusert klekkesuksess, og at fisk kan være mer sårbare for forstyrrelse i forkant enn under selve gytingen. Det ensidige fokuset på å unngå øvelsesaktivitet i gyteperiodene er derfor ikke tilstrekkelig.

En streng og langvarig gytetidsfredning vår og høst kan medføre at den militære aktiviteten blir konsentrert og intensivert i forkant av gyteperiodene. Vurdert opp mot eksisterende kunnskap anser vi dette som uheldig og foreslår at man definerer akseptable øvelsesnivåer også utenfor de definerte gyteperiodene. Alternativt, av praktiske årsaker knyttet til øvelsesbehovet, kan man vurdere å definere lengre perioder om våren og høsten, som inkluderer gyteperiodene, hvor man legger strenge begrensninger på omfanget av øvelsesaktiviteten.

Det anbefales at all militær aktivitet i elva rapporteres gjennom en 5-års periode slik at nøyaktig omfang og mulige effekter kan analyseres i ettertid.

Overvåking av harr og ørretbestanden vil være viktig for å avdekke eventuelle negative langtidseffekter av OVAS og forstyrrelse, og for å vurdere behovet for endringer i reguleringen av Forsvarets øvelsesaktivitet. Data for fangst per innsatsenhet ved forsøksfiske og sportsfiske er samlet inn av henholdsvis Høgskolen i Hedmark og Åmot Utmarksråd før etablering av OVAS (videreføring under planlegging). Kvaliteten av disse dataene i overvåkingssammenheng bør analyseres og vurderes. Gytetroppregistreringer bør vurderes å utføres hvert år i begynnelsen av november fordi dette vil gi tilleggsinformasjon om utviklingen i gytefiskbestanden (ørret). Det foreligger ikke gode data på ungfisktettheten / rekrutteringen av harr og ørret. Det bør derfor undersøkes nærmere om det finnes egnede lokaliteter for elektrofiske i og utenfor øvelsesområdet til Forsvaret. Alternative metoder for å vurdere rekrutteringen bør i tillegg utredes.

## 6 Referanser

- Adolfson, P. & Fredriksen, T. 1993. Radiotelemetristudie av Glommaørretens vandringsmønstre og gyteområder. Høgskolen i Hedmark, Avd. for skog- og utmarksfag, Evenstad. Prosjektoppgave.
- Amoser, S. & Ladich, F. 2003. Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *Journal of the Acoustical Society of America* 113: 2170-2179.
- Amoser, S., Wysocki, L.E. & Ladich, F. 2004. Noise emission during the first powerboat race in an Alpine lake and potential impact on fish communities. *Journal of the Acoustical Society of America* 116: 3789-3797.
- Andersen, O. 2006. Overvåkningsprogram for jakt, fiske og friluftsliv i Forsvarets øvingsområder i Åmot kommune. Gjennomgang av data for perioden 2003-2005. NINA rapport 181, 18 s.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. 1996. Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated Rivers; Research and Management* 10: 39-49.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2004. Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river. *River research & Applications* 20: 929-942.
- Azuma, T., Ohta, H., Oda, S., Muto, K., Yada, T. & Unuma, T. 2003. Changes in fertility of rainbow trout eggs retained in coelom. *Fisheries Science* 69: 131-136.
- Barry, T.P., Mallioson, J.A., Lapp, A.F. & Procarione, L.S. 1995. Effects of selected hormones and male cohorts on final oocyte maturation, ovulation and steroid production in walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquaculture* 138: 331-347.
- Beall, E. & de Guadamar, B. 1999. Plasticity of reproductive behaviour in Atlantic salmon *Salmo salar* (Salmonidae) in relation to environmental factors. *CYBIUM* 23: 9-28.
- Berge, O. & Sagelv, K. 1995. Auren i Glomma og Søndre Rena. Et telemetristudium av vandringer og gyteområder. Høgskolen i Hedmark, Avd. for skog- og utmarksfag, Evenstad. Prosjektoppgave, 33 s.
- Billard, R. & Gillet, C. 1981. Stress, environment and reproduction in teleost fish. I: Pickering, A.D. (red.): *Stress and fish*. Academic Press, New York, side 185-208.
- Boussard, A. 1981. The reactions of roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) to noises produced by high speed boating. I: O'Hara, K., Dickson-Barr, C & Leah, R.T. (red.). *Proceedings from the 2<sup>nd</sup> British Freshwater Fisheries Conference*, Liverpool, side 188-200.
- Blanchfield, P.J., Flavelle, L.S., Hodge, T.F. & Orihel, D.M. 2005. The response of lake trout to manual tracking. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 346-355.
- Bye, V.J. 1984. The role of environmental factors in the timing of reproduction cycles. I: Potts, G.W., Wootton, R.J. (red.): *Fish reproduction; strategies and tactics*. Academic, London, side 132-148.

- Carragher, J.F., Sumpter, J.P., Pottinger, T.G. & Pickering, A.D. 1989. The deleterious effects of cortisol implantation on reproductive function in two species of trout, *Salmo trutta* L. and *Salmo gairdneri* Richardson. *Gen. Comp. Endocrinol.* 76: 310-321.
- Carragher, J.F. & Sumpter, J.P. 1990. The effects of cortisol on the secretion of sex steroids from cultured ovarian follicles of rainbow trout. *Gen. Comp. Endocrinol.* 77: 403-407.
- Crisp, D.T. & Carling, P.A. 1989. Observations of siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34: 119-134.
- Davies, B. & Bromage, N. 2002. The effects of fluctuating seasonal and constant water temperatures on the photoperiodic advancement of reproduction in female rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 205: 183-200.
- de Guadamar, B. & Beall, E. 1998. Effects of overripening on spawning behaviour and reproductive success of Atlantic salmon females spawning in a controlled flow channel. *Journal of Fish Biology* 53: 434-446.
- De Robertis, A. & Wilson, C.D. 2006. Walleye Pollock respond to trawling vessels. *ICES Journal of Marine Sciences* 63: 514-522.
- Drastic, V. & Kubecka, J. 2005. Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research* 72: 219-228.
- Enerud, J. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i S. Rena og Løpsjøen, Åmot kommune, Hedmark fylke, 1981. DVF, Fiskerikonsulentene i Øst-Norge, Rapport 11/82.
- Essington, T.E., Sorensen, P.W. & Paron, D.G. 1998. High rate of redd superimposition by brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Minnesota stream cannot be explained by habitat availability alone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 2310-2316.
- Fernandes, P.G., Brierly, A.S., Simmonds, E.J., Millard, N.W., McPhail, S.D., Armstrong, F., Stevenson, P., Squires, M. 2000b. Fish do not avoid survey vessels. *Nature* 407: 152.
- Foo, J.T.W. & Lam, J. 1993. Serum cortisol response to handling stress and the effect of cortisol implantation on testosterone level in the tilapia, *Oreochromis mossambicus*. *Aquaculture* 115: 145-158.
- Forsvarsbygg 2004. Reguleringsplan for Rena elv og Løpsjøen. Nyhetsbrev fra Forsvarsbygg Utbyggingsprosjektet Østerdalen. Oktober 2004.
- Fréon, P. & Misund, O.A. 1999. Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: Effects on fisheries and stock assessment. Fishing News Books, Blackwell Science Inc., 348 sider.
- Fuiman, L.A. & Magurran, A.E. 1994. Development of predator defences in fishes. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 146-183.
- Green, C.R. & Moore, S.E. 1995. Man-made noise. I: Richardson, W.J., Greene, C.R., Jr., Malme, C.I. & Thomsen, D.H. (red.): Marine mammals and noise. New York Academic Press.
- Green, C.R. & Moore, S.E. 1995. Man-made noise. I: Richardson, W.J., Greene, C.R., Jr., Malme, C.I. & Thomsen, D.H. (red.): Marine mammals and noise. New York Academic Press.

- Grost, R.T., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology* 5: 365-371.
- Hafsteinsson, M.T. & Misund, O.A. 1995. Recording the migration behaviour of fish schools by multibeam sonar during conventional acoustic surveys. *ICES J. Mar. Sci.* 52: 915-924.
- Handegard, N.O. & Tjøstheim, D. 2005. When fish meet trawling vessel: examining the behaviour of gadoids using free-floating buoy and acoustic split-beam tracking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2409-2422.
- Hawkins, A.D. & Johnstone, A.D.F. 1978. The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*. *J. Fish. Biol.* 13: 655-673.
- Hawkins, A.D. & Myrberg, A.A. 1983. Hearing and sound communication underwater. I: Lewis, B. (red.): *Bioacoustics: A comparative approach*, London Academic Press, side 347-405.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 845-849.
- Johannes, R.E. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environmental Biology of Fishes* 3: 65-84.
- Jørgensen, R., Handegard, N.O., Gjøsæter, H. & Slotte, A. 2004. Possible vessel avoidance behaviour of capelin in a feeding area and on a spawning ground. *Fisheries Research* 69: 251-261.
- Kraabøl, M. 2000. Telemetristudier på harr i Lågen og Gausa 1999. Registrering av gytelokaliteter. Miljøtjenester, Rapport 1/2000
- Kraabøl, M. 2006. Gytebiologi hos Hunderørret i Gudbrandsdalslågen nedenfor Hunderfossen kraftverk. NINA rapport 217, 34 sider.
- Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. 2000. Spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated Norwegian watercourse: impact of turbine water outlet into the lake and reduced water flow in the spawning tributaries. I: Moore, A. & Russell, I. (red.). *Advances in Fish Telemetry. Proceedings from the Third Conference on Fish Telemetry in Europe*. Norwich England, juni 1999, side 237-244.
- Kristiansen, H. & Døving, K. B. 1996. The migration of spawning stocks of grayling (*Thymallus thymallus*) in Lake Mjøsa, Norway. *Environmental Biology of Fishes* 47: 43-50.
- Kubokawa, K., Yoshioka, M. & Iwata, M. 2001. Sex-specific cortisol and sex steroids responses in stressed Sockeye salmon during spawning period. *Zoological Science* 18: 947-954.
- Lagler, K.F., Hazzard, A.S., Hazen, W.E. & Tompkins, W.A. 1950. Outboard motors in relation to fish behaviour, fish production and angling success. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 15: 280-303.
- Lucas, M.C., Walker, L., Mercer, T. & Kubecka, J. 2002. A review of fish behaviours likely to influence acoustic fish stock assessment in shallow temperate rivers and lakes. R&D technical report W2-063/TR/1 Environment Agency, 85 sider.
- Lugli, M. & Fine, M.L. 2003. Acoustic communication in two freshwater gobies: Ambient noise and short-range propagation in shallow streams. *J. Acoust. Soc. Am.* 114: 512-521.

- MacLennan, D.N. & Simmonds, E.J. 1992. Fisheries Acoustics. Chapman & Hall, London, 325 s.
- Magurran, A. E., Oulton, W.J. & Pitcher, T.J. 1985. Vigilant behaviour and shoal size in minnows. *Z. Tierpsychol.* 67:167-178.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J. & Popper, A.N. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *Journal of the Acoustical Society of America* 113: 638-642.
- Millinski, M. 1993. Predation risk and feeding behaviour. I. Pitcher, T.J. (red.): The behaviour of teleost fishes, 2. utgave. Chapman & Hall, London, side 285-305.
- Mitson, R.B. & Knudsen, H.P. 2003. Causes and effects of underwater noise and fish abundance estimation. *Aquatic Living Resources* 16:255-263.
- Misund, O.A. 1990. Sonar observations on schooling herring: school dimensions, swimming behaviour and avoidance of vessel and purse seine. *Rapp. P.-V- Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*198: 135-146.
- Mohr, H. 1971. Behaviour patterns of different herring stocks in relation to ship and midwater trawl. I: Kristjonsson, H. (red.): Modern Fishing Gear of the World, vol. 3, Fishing News Books, London, side 368-371.
- Moir, H.J., Gibbins, C.N., Soulsby, C. & Webb, J.H. 2006. Discharge and hydraulic interactions in contrasting channel morphologies and their influence on site utilization by spawning Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 2567-2585.
- Mous, P.J. & Kemper, J. 1996. Application of a hydroacoustic sampling technique in large wind-exposed shallow lake. I: Cowx, I.G. (red.): Stock Assessment in Inland Fisheries. Blackwell, Oxford, s 178-195.
- Mueller, G. 1980. Effects of recreational river traffic on nest defense by longear sunfish. *Transactions of the American Fisheries Society* 109: 248-251.
- Museth, J., Sandlund, O. T., Brandrud, T. E., Kjellberg, G., Løvik, J. E., Reitan, O., Taugbøl, T. & Aanes, K. J. 2006a. Elvemagasinet Løpsjøen i Søndre Rena. Undersøkelser av vegetasjon, dyreplankton, bunndyr, fisk og fugl 35 år etter etablering - NINA Rapport 168. 54 pp.
- Museth, J., Sandlund, O. T., Brandrud, T. E. m.fl. 2006b. Effekter av reguleringsdammer i store elver. I: Sandlund, O.T., Hovik, S., Selvik, J. R., Øygarden, L. & Jonsson, B. 2006 (red.) 2006. Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. – NINA Temahefte 35: 34-46.
- Myrberg, A. 1978. Ocean noise and the behaviour of marine animals: relationships and implications. I: Fletcher, J.L. & Busnel, R.B. (red.): Effects of noise on wildlife. New York: Academic Press.
- Nash, R.D.M. 1982. The dial behaviour of small demersal fish on soft sediments on the west coast of Scotland using a variety of techniques: with special reference to *Lesueribobious friesii* (Pisces: Gobiidae). *Marin Ecology* 3: 161-178.
- Norcross, B.L. & Shaw, R.F. 1984. Oceanic and estuarine transport of fish eggs and larvae: A review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113: 153-165.

- Northcote, T.G. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5: 141-194.
- Nøttestad, L., Aksland, M., Beltestad, A., Fernö, A., Johannesen, A. & Misund, O.A. 1996. Schooling dynamics of Norwegian spring spawning herring (*Clupea harengus*) in a coastal spawning area. *Sarsia* 80: 277-284.
- Olsen, K., Angell, J., Petterson, F. & Løvik, A. 1983. Observed fish reactions to a surveying vessel with special reference to herring, cod, capelin and polar cod. *FAO Fish. Rep.* 300, side 131-138 (utvalgte artikler fra ICES/FAO Symposium on Fisheries acoustics, Bergen 21.-24. juni 1982).
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & Reader, N.A. 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus redds. *Journal of Fish Biology* 19: 593-607.
- Pickering, A.D., Pottinger, T.G. & Christie, P. 1982. Recovery of the brown trout, *Salmo trutta*, from acute handling stress: a time course study. *Journal of Fish Biology* 20: 229-244.
- Popper, A.N. 2003. Effects on anthropogenic sounds on fishes. *Fisheries Research* 28: 24-31.
- Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A., Hanna, B.W., MacGillivray A.O., Austin, M.E. & Mann, D.A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *Journal of the Acoustical Society of America* 117: 3958-3971.
- Quinn, T. P. 2005. The behaviour and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press, 378 sider.
- Randall, C.F. & Bromage, N.R. 1998. Photoperiodic history determines the reproductive response of rainbow trout to changes in daylength. *J. Comp. Physiol* 198: 651-660.
- Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego.
- Robertson, A.I., Dixon, P. & Daniel, P.A. 1988. Zooplankton dynamics in mangrove and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43:139-150.
- Rogers, P.H. & Cox, M. 1988. Underwater sound as a biological stimulus. I: Atema, J., Fay, R.R., Popper, A.N. & Tabolga, W.N. (red.): *Sensory biology of aquatic animals*. Springer, New York, side 131-149.
- Ryer, C.H. & Olla, B.L. 1998. Shifting the balance between foraging and predator avoidance: The importance of food distribution for a schooling pelagic forager. *Env. Biol. Fish.* 52: 467-475.
- Satterthwaite, T.D. 1994. Effects on boat traffic on juvenile salmonids in the Rouge River. Oregon Department of Fish and Wildlife, Fish Research Project 1422H952-C-3-2039, Annual Progress Report. Portland, Oregon.
- Scholik, A.R. & Yan, H.Y. 2001a. Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hearing Research* 152: 17-24.
- Scholik, A.R. & Yan, H.Y. 2001b. Effects of boat noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environmental Biology of Fishes* 63: 203-209.

- Sheaves, M. 2006. Is the timing of spawning in sparid fishes a response to sea temperature regimes? *Coral Reefs* 25: 655-669.
- Skaret, G. Axelsen, B.E., Nøttestad, L., Fernö, A., Johannessen, A. 2005. The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1061-1064.
- Skaret, G., Slotte, A., Handegard, N.O., Axelsen, B.E. & Jørgensen, R. 2006. Pre-spawning herring in a protected area showed only moderate reaction to a survey vessel. *Fisheries Research* 78: 359-367.
- Smith, M.E., Kane, A.S. & Popper, A.N. 2004. Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *The Journal of Environmental Biology* 207: 427-435.
- Taugbøl, T. 2003. Foreløpig rapport fra undersøkelser i 2002 innenfor temaet FISK, knyttet til 1) INGRs bro- og oversettingsområde (OVAS) i Renaelva og 2) overvåking innenfor Regionfelt Østlandet (RØ). NINA Minirapport 2.
- Taugbøl, T., Museth, J., Berge, O. og Borgerås, R. 2004. Ørret, harr og gjedde i Løpsjøen og Søndre Rena. Undersøkelser før anlegg og militær aktivitet etableres. NINA Oppdragsmelding 861. 55 s.
- Vabø, R., Olsen, K. & Huse, I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries Research* 58: 59-77.
- Welch, B.L. & Welch, A.S. 1970 (red.). *Physiological effects of noise*. New York, Plenum Press.
- Urick, R.J. 1983. *Principles of underwater sound*. McGraw-Hill Book Company, New York, 3. utgave, 423 sider.
- Webb, J.H. & McLay, A. 1996. Variation in the time of spawning of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and its relationship to temperature in the Aberdeenshire Dee, Scotland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2739-2744.
- Witzel, L.D. & MacCrimmon, H.R. 1983. Redd-site selection by brook trout and brown trout in Southwestern Ontario Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 760-771.
- Wysocki, L.E., Dittami, J.P. & Ladich, F. 2006. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation* 128: 501-508.
- Zimmer, M.P. & Power, M. 2006. Brown trout spawning habitat selection preferences and redd characteristics in the Credit River, Ontario. *Journal of Fish Biology* 68: 1333-1346.
- Aas, Ø, Andersen, O. & Haaland, H. 2001. Temautredning friluftsliv, jakt og fiske i forbindelse med etablering av Regionfelt Østlandet i Gråfjell. Etablering av ingeniørvåpenet i Åmot kommune. NINA oppdragsmelding 719, 57 s.

## Vedlegg 1. Oversikt over radiomerkede harr i Søndre Rena, 2006.

Merkedato	Frekv	Kjønn	Lengde	Sted	Stadium	Kommentar
12.05.2006	13	♂	465	Leobrua	Moden	Gyteklar
12.05.2006	23	♂	470	Leobrua	Moden	Gyteklar
12.05.2006	32	♀	460	Flåtestøa	Moden	Ikke gyteklar
15.05.2006	43	♂	430	Leobrua	Moden	Gyteklar
18.05.2006	51	♂	410	Leobrua	Moden	Gyteklar
18.05.2006	71	♂	455	Leobrua	Moden	Gyteklar
18.05.2006	82	♀	410	Leobrua	Moden	Gyteklar
18.05.2006	91	♀	390	Leobrua	Moden	Gyteklar
18.05.2006	103	♀	380	Leobrua	Moden	Gyteklar
19.05.2006	113	♂	460	Leobrua	Moden	Gyteklar
19.05.2006	122	♂	435	Leobrua	Moden	Gyteklar
23.05.2006	132	♂	495	Leobrua	Moden	Gyteklar
23.05.2006	143	♂	480	Leobrua	Moden	Gyteklar
30.05.2006	61	♀	465	Leobrua	Moden	Ikke gyteklar
09.06.2006	152	♀	390	Leobrua	Umoden	
09.06.2006	162	♀	365	Leobrua	Umoden	
09.06.2006	172	♂	485	Leobrua	Moden	Utgytt

## Vedlegg 2. Oversikt over radiomerkede ørret i Søndre Rena, 2006.

Merkedato	Frekv,	Kjønn	Lengde	Sted	Stadium	Gytestatus
29.aug	181	♂	430		Moden	Gytefisk
31.aug	191	♀	400		Umoden	Gjeldfisk
31.aug	201	♀	425		Moden	Gytefisk
31.aug	212	♀	390		Moden	Gytefisk
31.aug	221	♀	540		Moden	Gytefisk / Settefisk
21.sep	231	♀	430		Moden	Gytefisk
22.sep	240	♂	360		Umoden	Gjeldfisk
25.sep	251	♂	430		Moden	Gytefisk
25.sep	262	♀	340		Umoden	Gjeldfisk
25.sep	271	♂	360		Moden	Gytefisk
26.sep	280	?	360		Umoden	Gjeldfisk
26.sep	291	♀	420		Moden	Gytefisk
26.sep	301	♀	380		Umoden	Gjeldfisk
26.sep	312	♂	320		Moden	Gytefisk
02.okt	321	♀	380		Moden	Gytefisk
02.okt	331	?	320		Umoden	Gjeldfisk
02.okt	341	?	290		Umoden	Gjeldfisk
02.okt	350	?	290		Umoden	Gjeldfisk

## Vedlegg 3. Kontrollgruppe harr, våren 2006

Dato	Lengde	Kjønn	Stadium	Alder	
10.mai	370	♂		5	4
12.mai	360	♂		5	4
19.mai	340	♀		2	4
22.mai	500	♂		5	10
30.mai	410	♂		5	6
08.jun	470	♀	0 (utgytt)		8
09.jun	390	♂	0 (utgytt)		5
13.jun	290	♀		2	3
13.jun	310	♀		2	3
13.jun	460	♀	0 (utgytt)		8
15.jun	335	♂		2	4
20.jun	352	♀		2	4
20.jun	365	♂		2	4
20.jun	370	♀		2	4
20.jun	370	♀		2	4
20.jun	365	♂		2	4
20.jun	388	♂		2	4
20.jun	390	♂	0 (utgytt)		5
20.jun	400	♀		2	5
20.jun	430	♂	0 (utgytt)		7
20.jun	463	♀	0 (utgytt)		10
20.jun	485	♀	0 (utgytt)		13





# NINA Rapport 234

ISSN:1504-3312

ISBN 10: 82-426-1794-1

ISBN 13: 978-82-426-1794-1



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)