

2319

NINA Rapport

# Forslag til framtidig kultiveringspraksis av Hunderørret

Frode Næstad, Annette Taugbøl, Jon Museth og Kjetil Olstad



©: Kjetil Rolseth/ NINA

## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Forslag til framtidig kultiverings- praksis av Hunderørret

Frode Næstad  
Annette Taugbøl  
Jon Museth  
Kjetil Olstad

Næstad, F., Taugbøl, A., Museth, J. & Olstad, K. 2023. Forslag til framtidig kultiveringspraksis av Hunderørret. NINA Rapport 2319. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, juni 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5117-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Stein I. Johnsen /Sten Karlsson

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin E. Mathiesen (sign.)

OPPDRAKSGIVER/BIDRAGSYE

Hafslund Eco og Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

FORSIDEBILDE

Hovedbilde: Hunderørret på gyteplass nedstrøms Hunderfossen (foto: Kjetil Rolseth). Innfelt bilde: Hunderørret fanget ved dreggefiske i Ringsakerfjorden på 1950-tallet (foto: ukjent/privat bilde)

NØKKEWORD

- Hunderfossen
- Gudbrandsdalslågen
- SNP
- Genetisk diversitet
- Ørret
- Aure
- Brunørret
- Settefisk
- Stamfisk
- Krysninger

**Juni 2023: Det ble oppdaget en feil på rekkefølgen på deler av skjellmaterialet, og analysene ble kjørt på nytt i gjeldende versjon. Hovedkonklusjonene fra den opprinnelige NINA Rapport 2243 er ikke vesentlig endret.**

**I januar 2024 ble det oppdaget at deler av figur 4 var falt ut, av ukjente årsaker. Den opprinnelige figuren ble lagt på plass.**

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Næstad, F., Taugbøl, A., Museth, J. & Olstad, K. 2023. Forslag til framtidig kultiveringspraksis av Hunderørret. NINA Rapport 2319. Norsk institutt for naturforskning

I dette prosjektet har vi undersøkt genetisk variasjon i voksen ørret samlet inn ved ulike tidspunkt ved Hunderfossen og i Mjøsa tilbake til 1909. I tillegg er det samlet inn ungfisk fra flere gyteplasser i Gudbrandsdalslågen og sidevassdrag på strekningen Fåberg - Harpefoss. Målsettingen har vært å avdekke mulige delbestander som kan ha betydning for valg av strategi ved eventuelt framtidig kultivering. Det store bildet tilsier at fisken som i dag vandrer opp trappa ved Hunderfossen tilhører én genetisk gruppe sammen med nedre del av Gudbrandsdalslågen, slik at uttak av stamfisk i praksis kan skje på hele denne strekningen. Antall stamfisk som skal benyttes ved eventuell framtidig kultivering vil avhenge av vill populasjonsstørrelse og andelen settefisk som bidrar inn i gytefiskpopulasjonen. For å unngå for stort innslag av settefisk i gytebestanden, men samtidig bidra til fisket i Mjøsa, anbefaler vi utsetting av større settefisk i Mjøsa da dette gir økt tilslag på utsettingene og redusert oppvandring av gytemoden settefisk i Gudbrandsdalslågen. Vi anbefaler videre å ikke ta ut stamfisk fra fisketrappa da dette er fisk som skal opp for å gyte på områder der vi antar det er rom for økt produksjon av naturlige rekrutter. Stamfisk bør i størst mulig grad hentes fra området nedenfor demningen der det samles et overskudd av gyteklar fisk på de begrensede gyte- og oppvekstområdene på minstevannføringsstrekningen.

Det presiseres at dette utelukkende blir et tiltak for å opprettholde fisket i Mjøsa, men dette vil ikke være et tilstrekkelig tiltak for å bevare Hunderørreten. Vi understreker derfor at tiltak for å sikre naturlig produksjon av Hunderørret må prioriteres, herunder å sikre opp- og nedvandring og vurdere behov for fysiske avbøtende tiltak i hovedelva og sidevassdrag, samt sørge for bærekraftig beskatning, før man eventuelt vurderer å starte opp kultiveringsvirksomheten på nytt.

### **Hvis forvaltningen finner det nødvendig å gjenoppta kultiveringsvirksomheten anbefales følgende (kort oppsummert):**

1. Det anbefales å hente ut stamfisk nedstrøms dammen fordi vi forventer at tetthetsavhengige faktorer som skyldes redusert vannføring begrenser produksjonen på denne strekningen. Metode for skånsom fangst må utredes.
2. Uttak av stamfisk bør skje gjennom hele gytesesongen og bruk av ulike størrelser på hanner og hunner anbefales da dette vil redusere sannsynligheten for nært slektskap mellom foreldrene. Kjønnfordelingen på settefisken bør være så lik.
3. All stamfisk skal individmerkes for å unngå gjenbruk.
4. Det skal tas finneprøver av all stamfisk, og fra 25 tilfeldige avkom fra hver familiegruppe før utsetting for å ha mulighet for oppstart av genetisk overvåkning.
5. Det anbefales å lage familiegrupper med likt antall avkom, justert ned mot antall egg fra den minste hunnfisken.
6. Dødeligheten i de forskjellige klekkekarene og familiegruppene skal dokumenteres.
7. Fisken settes ut som 2- åring.
8. Det anbefales å sette ut fisken i nordenden av Mjøsa om våren. Grad av eventuell feilvandring til andre elver med utløp i Mjøsa bør overvåkes.
9. Det anbefales å innføre differensierte fiskeregler som gir villfisken mer vern enn settefisken. Dette vil bidra til å redusere andelen settefisk i gytebestanden.

### **Forfattere**

Frode Næstad<sup>1</sup>, frode.nastad@nina.no, Annette Taugbøl<sup>1</sup>, annette.taugbol@nina.no, Jon Museth<sup>1</sup>, Kjetil Olstad<sup>1</sup>

<sup>1</sup>NINA Lillehammer, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Bakgrunn for oppdraget</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Historisk innledning om Hunderfossen</b> .....	<b>7</b>
2.1 Hunderørreten - Norges største ørret.....	7
2.2 Historien om Hunderfossen kraftverk.....	7
2.3 Utsettinger.....	8
<b>3 Genetikk</b> .....	<b>11</b>
3.1 Kort om populasjonsgenetiske begreper.....	11
3.2 Settefisk.....	12
<b>4 Genetiske undersøkelser</b> .....	<b>16</b>
4.1 Populasjonsgenetisk struktur i Gudbrandsdalslågen og Gausa.....	16
4.2 Genetiske undersøkelser i nærliggende- og andre "størørret" populasjoner.....	18
<b>5 Prinsipielt om kultiveringspraksis satt i kontekst med Hunderfossen</b> .....	<b>19</b>
5.1 Prinsipielt om kultiveringspraksis.....	19
5.2 Praktisk kultivering.....	19
<b>7 Anbefaling for fremtidig kultivering</b> .....	<b>23</b>
<b>8 Referanser</b> .....	<b>25</b>

## Forord

Dette prosjektet oppsummerer resultater av genetiske analyser fra Hunderørret samlet inn ved to ulike strategier:

- 1) Fra gamle skjellprøver samlet inn fra gytefisk fra ulike tidspunkt fra 1909 og fram til i dag. Dette er fisk fanget i nordenden av Mjøsa (eldste prøver), teinelagsfiske på det som i dag er minstevannføringsstrekning nedstrøms demningen (før utbygging av Hunderfossen kraftverk) og fra fiskefella i fisketrappa i Hunderfossdemningen (etter utbygging).
- 2) Fra ungfisk samlet inn fra Gudbrandsdalslågen og sideelver opp mot Harpefoss. Dette arbeidet er utført av Statsforvalteren i Innlandet og Gudbrandsdalen Sportsfiskerforening.

Basert på resultatene fra de genetiske analyse har vi gitt råd om hvordan eventuell framtidig kultivering av Hunderørret bør gjennomføres.

Prosjektet er finansiert av Hafslund Eco Vannkraft og Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, og vi ønsker å takke Trond Taugbøl, Odd Henning Stuen og Ola Hegge for gode tilbakemeldinger og tålmodighet. En takk rettes også til Tore Solbakken og Per Ragnar Seeberg med medhjelpere fra Gudbrandsdalen Sportsfiskerforening for hjelp til innsamling av ungfisk. De gamle skjellprøvene er ekstrahert for DNA på Universitetsmuseet i Oslo (Tøyen, NHM) og analysert for SNPer på NINAGEN i Trondheim. Vi takker også Asbjørn Vøllestad fra Universitetet i Oslo for godt samarbeid.

*Lillehammer, juni 2023*

Annette Taugbøl,  
Prosjektleder

# 1 Bakgrunn for oppdraget

Hunderørreten gyter i Gudbrandsdalslågen med sideelver og bruker Mjøsa som næringslokalitet. På grunn av sin livshistorie, individuelle størrelse og historiske betydning er Hunderørreten en av de mest ikoniske i Norge (se bl.a. Aass og Kraabøl 1999, Aass 2011, Kraabøl 2012).

Som en følge av de negative effektene av utbyggingen av Hunderfossen kraftverk ble det raskt startet forsøk med utsetting av fisk. Basert på innledende forsøk ble det gitt pålegg om utsetting av 15 000 fiskeenheter av toårig ørret f.o.m. 1980. Utsettingene må sies å ha vært svært vellykket i form av at tilslaget var godt, og i flere år på 1990-tallet og tidlig på 2000-tallet var andelen settefisk i trappa høyere enn andelen villfisk.

På bakgrunn av en positiv utvikling i oppgangen av villfisk i fisketrappa ved Hunderfossen de senere årene, og en mulig negativ genetisk påvirkning på bestanden fra kultivering, besluttet Statsforvalteren i 2020 å oppheve pålegget om utsetting av ørret, med virkning fra og med 2023 (varsel sendt i mars 2019). I arbeidet med gjennomgangen av status til storørret i Norge anbefalte også Museth et al. (2018) at det burde gjøres en kritisk gjennomgang kultiveringspraksisen for storørret, både i Mjøsa og i andre storørretlokaliteter. Dette ble også gjentatt i «Forslag til strategi for bevaring og utvikling av bestandene av storørret» (Gladsø et al. 2020). I tillegg har det blitt påpekt at det er et behov for økt kunnskap om genetisk struktur for å sikre en forsvarlig og bærekraftig forvaltning av storørret i Norge (Museth et al. 2018).

Målsettingen med dette prosjektet har vært todelt:

1. Øke kunnskapen om genetisk struktur til storørreten som gyter i Gudbrandsdalslågen med sidevassdrag.
2. Med bakgrunn i denne kunnskapen (fra pkt. 1) og nyere generell kunnskap om genetiske effekter av kultiveringsvirksomhet og råd om hvordan denne bør gjennomføres, foreslå en strategi for kultivering av Hunderørret hvis det viser seg at det i framtiden blir behov for å gjenoppta utsettingene for å opprettholde fritidsfiske.



## 2 Historisk innledning om Hunderfossen

### 2.1 Hunderørreten - Norges største ørret

Gudbrandsdalslågen (heretter kalt Lågen) er den største tilløpselva til Mjøsa, og er én av 58 elver og bekker der ørret fra Mjøsa gyter (Gregersen 2009). Ørreten på gytevandring i Lågen har historisk blitt kalt Hunderørret. Dette skyldes det omfattende fisket i Lågen ved og nedstrøms Hunderfossen gjennom teinelagsfiske på oppvandrende gytefisk (Huitfeldt-Kaas 1917, Aass 2011). Hunderørreten i Gudbrandsdalslågen er kanskje den mest kjente storørretbestanden i Norge, og det tas jevnlig fisk på over 10 kg. Hunderørret er den mest storvokste av populasjonene i Mjøsa og blir langt større enn i de mindre tilløpselvene og -bekkene (Kraabøl 2012). Vekstmønsteret til ørreten er derfor ikke bare avhengig av et rikelig tilbud av byttefisk, men miljøforholdene i gyteelva har også stor betydning (Museth et al. 2018).

Ørretungene oppholder seg 2-7 år i Lågen (snitt 4,2 år) før den vandrer ut i Mjøsa ved en gjennomsnittslengde på 25 cm (Nater et al., 2018, Aass, 1990). Før utvandring til Mjøsa blir ørreten blank, en tilpasning til det pelagiske levesettet. Denne endringen i utseende har medført at man har sammenlignet Hunderørreten med sjørret, og smolt blir brukt som betegnelse for ørreten som vandrer ut i «innlandshavet» Mjøsa (Kraabøl 2012). I Mjøsa går ørreten ut i de frie vannmassene (pelagialen) og begynner å beite på de rike forekomstene av særlig krøkle (*Osmerus eperlanus*), men også lagesild (*Coregonus albula*) og sik (*Coregonus lavaretus*) har betydning som næring for ørreten i Mjøsa (Huitfeldt-Kaas, H. 1917, Taugbøl et al. 1989). Miljøskifte, og kanskje særlig diettskifte mot fisk gir et tydelig vekstomslag, og ørreten vokser gjennomsnittlig 10-15 cm pr år etter utvandring til Mjøsa (Aass, 1990). Ved førstegangs gyting er Hunderørreten 66-68 cm og 3-5 kg, og den gyter deretter vanligvis hvert annet år (Aass, 1993).

### 2.2 Historien om Hunderfossen kraftverk

Utbyggingen av Hunderfossen kraftverk er det menneskelige inngrepet som har hatt størst negativ betydning for Hunderørreten. Byggingen startet i 1961, og de to turbinene ble satt i drift i hhv. 1963 og 1964. Kraftverket utnytter fallet på 46 m mellom Hunderfossen og Hølsaundet, og inntil 320 m<sup>3</sup>/sek blir ledet vekk fra den 4,4 km lange minstevannføringsstrekningen. Området nedenfor dammen (på nåværende minstevannføringsstrekning) ble ansett for å være det viktigste gyte- og oppvekstarealet til Hunderørreten (Aass, 1990).

Fra anleggsfasens start i 1961 og fram til fisketrappa ble satt i drift i 1966 var det ikke oppvandringsmuligheter forbi Hunderfossen. I de første årene ble kraftverket kjørt etter behovet for kraft, slik at kraftverket ofte var stengt i helgene og i full drift i ukedagene. Dette medførte stor variasjon i vannføring nedstrøms demningen. Først i 1965 ble det satt krav om minstevannføring mellom Hunderfossen og Hølsaundet. Det var imidlertid ikke krav om minstevannføring i perioden 16. oktober til 1. juli. I denne perioden var det kun vann fra lekkasjer i dammen (ca. 50 l/s) som rant på dagens minstevannføringsstrekning. Først i 1967 ble det innført krav om minstevannføring også om vinteren, og fra 1967-1976 var minstevannføringen satt til 0,5 m<sup>3</sup>/s om vinteren. I 1976 ble et nytt og mer tilpasset minstevannføringsreglement innført og minstevannføringen om vinteren ble satt til 1,8 m<sup>3</sup>/s. Fra og med 2017 har det vært et midlertidig manøvreringsreglement og vintervannføringen har økt til 5,0 m<sup>3</sup>/s. En mer detaljert beskrivelse av endringer i minstevannføringer er gitt i Kraabøl (2009). Under inkubasjonstiden for rogn (november – april) er det estimert at reduksjonen i vannføringen fra en naturlig situasjon er på 94,5-97,4% (Kraabøl, 2006).

Kombinasjonen av manglende fiskepassasje forbi Hunderfossen og ingen krav om minstevannføring om vinteren medførte en omfattende dødelighet på både rogn og gytefisk, og et stort antall gytefisk døde av vann og oksygenmangel om vinteren de første årene (Heitkøtter 1981). Våren 1964 ble det omtalt i *Dagningen* og *Gudbrandsdølen* og *Lillehammer Tilskuer* at et stort antall

ørret var fanget og innefrosset under isen i kulpen nedstrøms Hunderfossen, og det ble skildret en «folkevandring» der folk hentet ut innefrosset og halvdød ørret. Det er anslått at mellom 500-600 ørret med gjennomsnittsvekt på 7.5 kg ble hentet opp. Ved at en betydelig andel av de gytemodne Hunderørretene døde, samt at rognen frøs inne i de første driftsårene til kraftverket, gjorde at populasjonen sannsynligvis fikk en alvorlig knekk i denne perioden.

Det har gjentatte ganger også blitt sluppet mindre vann enn pålagt minstevannføring, noe som har ført til lavere gyteaktivitet under dammen (Kraabøl, 2006). I 2017 innførte kraftselskapet frivillige endringer i minstevannføringsreglementet fra 1976. Det nye midlertidige reglementet har i stor grad tatt hensyn til anbefalingene som er gitt gjennom publikasjonene som har kommet fra ulike forsknings- og kartleggingsprosjekter i regi av NINA og NTNU Vitenskapsmuseet i perioden 1990-2016. Endringene har medført en miljøtilpasset minstevannføring og lukemanøvrering som i større grad tar hensyn til forholdene for oppvandring, gyting og nedvandring. En evaluering av effektene av det midlertidige manøvreringsreglementet vil publiseres i en egen rapport (Museth et al. 2023). Problemer med nedstrøms passasje av smolt og voksen fisk gjennom turbinene er ikke løst, men det arbeides med planer for ombygging av isluke og inntaket til kraftverket (Bendixby et al. 2022).

### **Fisketrapp**

Et av konsesjonsvilkårene for utbyggingen av Hunderfossen var at det skulle bygges fisketrapp. Trappa ble konstruert som en kulpetrapp og er 170 meter lang. I fisketrappa ble det også montert inn en felle for oppvandrende fisk, og fanget fisk ble bedøvet, veid, lengdemålt og det ble tatt skjellprøve for senere alders- og vekstberegninger. All fisk ble merket med et Carlin-merke ved første gang de ble fanget (Jensen, 1991). Fisketrappa har senere blitt beregnet til å ha en virkegrad på i overkant av 30 %, og radiotelemetristudier har vist en forsinkelse i oppvandringen (Kraabøl, 2007). Trappa (eller fella) syntes å være selektiv på størrelse, og selektiviteten kan ha variert med vannføringen (Haugen et al. 2008; Nater et al. 2020). I 2016 ble det installert en mer moderne overvåkingsmetode (VAKI-fisketeller) i fisketrappa og etter et år med parallell registrering av fisk både i fiskefelle og VAKI-fisketeller, er det fra 2017 kun blitt overvåket med VAKI.

### **Nedvandring**

Fisketrappa ble etter datidens standard kun designet for oppstrøms vandring. Nedvandring over kraftverket har i hovedsak skjedd på tre måter frem mot 1980-tallet; gjennom turbinen, ved åpne flomluker eller gjennom tømmerfløtingsluke som periodevis var i drift mellom april og november. Tømmerluke ble stengt i siste halvdel av 1980 tallet, da tømmertransporten ble flyttet over til vei og jernbane. I 2010 ble varegrinda byttet ut og man gikk fra 6 cm til 10 cm lysåpning, dette medførte at en økt andel av den nedvandrende fisken gikk igjennom turbinene (Kraabøl et al. 2013, 2015).

## **2.3 Utsettinger**

Per Aass (1990) startet forsøk med førstegenerasjons settefisk i 1965, der stamfisken ble hentet fra teinelagene ved Ensby. Senere ble stamfisken hentet fra Hunderfosskulpen og fisketrappa. Klekking og startforing ble gjort ved flere anlegg, bl.a. i Lillehammer, Reinsvoll, Mo i Rana og Ålvkarleby i Sverige. I de første årene ble yngelen hovedsakelig sluppet som én-somringer oppstrøms Hunderfossen. På slutten av 1960 tallet ble det bygget et provisorisk klekkeri inne i Hunderfossdammen. Dagens anlegg stod ferdig i 1973, og kapasiteten er senere økt med 50 %.

Etter en innledende fase med undersøkelser, der betydningen av utsettingssted, -tid og -størrelse ble undersøkt, ble det fastsatt en strategi i 1984 basert på resultatene fra undersøkelsene til Aass. Tilslaget av settefisk viste seg å være størst ved utsetting i nedre deler av Lågen eller i Ringsakerfjorden om våren/forsommer. Størrelsen på den utsatte fisken var av stor betydning for overlevelse/gjenfangst, og gjenfangstraten økte fra 1-2 % for 15 cm fisk til 25 % for 24-25 cm fisk (Aass, 1990).

Utsettingspålegget fra 14. april 1980 hensyntok resultatene fra forsøkene til Aass. Pålegget er gitt som fiskeenheter, hvor en settefisk på 20-25 cm satt ut før 1. juli regnes som en fiskeenhet. Hvis settefisken er mindre eller den settes ut etter 1. juli teller den mindre og det må settes ut et høyere antall for å nå pålegget. Tabell for beregning av fiskeenheter er gitt i Aass (1990). Dette pålegget på 15.000 fiskeenheter av 2-årig ørret i Gudbrandsdalslågen var knyttet til utbyggingen av Hunderfossen kraftverk. I 1991 kom det et nytt pålegg om å sette ut 10.000 fiskeenheter i Mjøsa sør/Vorma knyttet til reguleringen av Mjøsa og reguleringsdammen ved Svanfoss. Begge påleggene ble effektivert med opphav i Hunderørret. All settefisk har vært fettfinneklippet og fisk som har inngått i forsøk har i noen tilfeller vært individmerket med Carlinmerke. All fisk fanget i fiskefella i trappa er registrert og individmerket i årene 1966 til 2016 (Moe et al., 2020, Aass, 1990, 1993). I 2016 ble det som nevnt over, installert en automatisk VAKI fisketeller som registrerer både opp- og nedvandring gjennom fisketrappa.

De første settefiskene ble registrert i trappa i 1968. Settefisken kom for alvor inn i fangstene i 1974, da andelen settefisk i fisketrappa økte til 19,4 %, og mellom 1975 og 2008 har andelen settefisk ligget mellom 22,7 – 63,1 % (Museth et al. 2023). I årene mellom 1990 og 2011 var andelen settefisk høyere enn villfiskandelen ( $\geq 50$  %). Fra 2012 har andelen villfisk vært økende og settefiskandelen i sportsfiskefangster og i fisketrappa har ligget på 31-34 % (Hegge, 2020, Kraabøl, 2009).

**Tabell 1. Kort oppsummering av historiske hendelser**

Årstall	Hendelse
1900- 1980's	Økende eutrofiering og uønsket algevekst i Mjøsa
< 1960	Teinelagsfiske og drivgarn i Lågen
1908	Forbudet mot oter og dreggefiske i Mjøsa opphevet
1960 – 1963	Byggefase av dammen
1961 – 1967	Ingen minstevannføring nedenfor dammen, kun vann fra en lekkasje
1964	Massedød av fastfrossen fisk nedenfor dammen
1965	Per Aas starter settefiskproduksjon
1966	Ferdig utbygget fisketrapp
1968	319 fettfinneklippet fisk kommer til fisketrappa
1973	Hunderfossen settefiskanlegg i full drift
1974	19.4% innslag av settefisk i fisketrappa
1976	Minstevannføring vinter på 1.8 m <sup>3</sup> /s
1980 – årene	Tømmerluka som var i drift fra april-november stenges
1996 – 2004	Utbrudd av soppsykdom som gav omfattende dødelighet på gytefisk
2010 – 2011	Varegrinder med 6 cm åpning skiftet ut til varegrinder med 10 cm
2011	Manuell manøvrering av isluke
2017	Nytt midlertidig manøvreringsregime med økt minstevannføring og bestemmelser om lokkeflommer og lukemanøvrering for å bedre forholdene for opp- og nedvandring

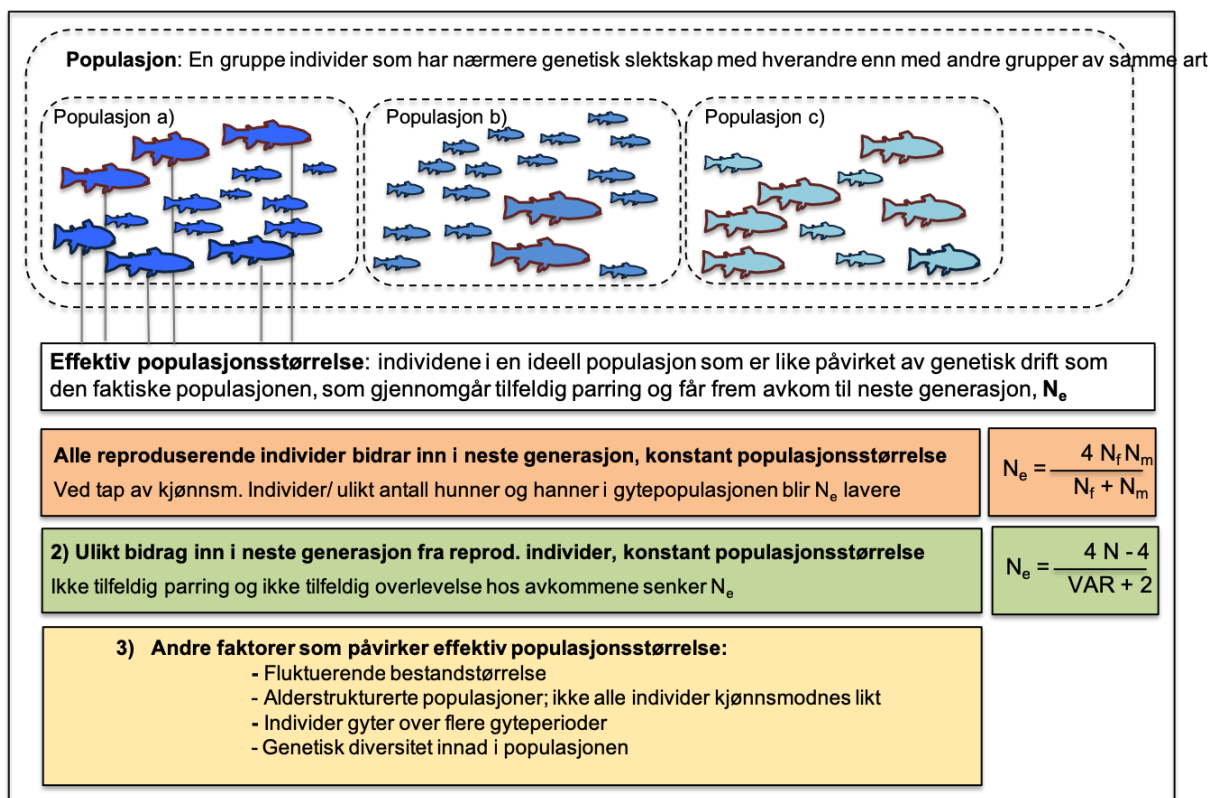
Tidligere bestyrer Frank Hansen ved Hunderfossen settefiskanlegg ga følgende informasjon om driften av settefiskanlegget (Museth, 2018): Antall foreldrepar brukt for settefisken i Lågen har variert; i perioden 2010-2017 varierte antall foreldre fra mellom 12-26 hunner og 5-13 hanner. Som hovedregel er det brukt villfisk, men i år med lav oppgang ble det brukt settefisk i foreldregruppene. Hunnfisken ble strøket opp i en bakk på ca. 3 liter, antall hunner pr. bakk var derfor avhengig av mengden rogn i hunnene. Rogna i hver enkeltbakk ble befruktet med minimum tre hanner, og hannene ble ofte brukt på flere rognbakker.

Den relative store suksesshistorien som utsettingen av Hunderørret har vært, har det i de senere år blitt stilt spørsmål ved (Kraabøl, 2009). En høy andel av settefiskpopulasjonen har hatt bakgrunn i et relativt lavt antall foreldrepar, noe som har medført en bekymring for populasjonens genetiske variasjon. Når det effektive antallet stamfisk er lavt, men innslaget av settefisk i gytebestanden er stor, som i tilfelle her, kan man forvente at den totale effektive bestandsstørrelsen har blitt lavere som følge av kultiveringen enn det den hadde vært uten utsettinger (Ryman & Laikre, 1991; Karlsson et al. 2016), og dermed gitt et raskere tap av genetiske variasjon som følge av tilfeldig genetisk drift. Et økende antall rapporter har vist en negativ effekt av utsatt fisk på villfiskpopulasjonen, både med hensyn til genetikk, men også lavere naturlig produksjon i vassdragene (Aprahamian et al. 2003, Araki et al.2008, Araki et al.2009, Araki & Schmid, 2010, Jonsson et al.2019). På den andre siden, i en langtidsstudie over 19 år av bidraget av settefisk på en populasjon av Kongelaks (Chinook), fant man en positiv populasjonsutvikling med begrenset negativ effekt på den ville populasjonen, og konkluderte med at et godt gjennomført settefiskprogram kan være effektivt for å styrke den ville populasjonen (Janowitz-Koch et al.2019).

### 3 Genetikk og genetiske utfordringer med settefisk

#### 3.1 Kort om populasjonsgenetiske begreper

Ordet populasjon brukes mye, men hva som menes med begrepet varierer. I følge Store Norske Leksikon kan en populasjon defineres som en gruppe organismer i forplantningsmessig sammenheng med hverandre. Organismene kan da sies å dele et felles lager av gener eller frekvenser av gener (arveanlegg) til mer lokale skalaer, hvor populasjoner som regel er definert som ulike sub-grupperinger av individer som har nærmere genetisk slektskap med hverandre enn andre sub-grupper av samme art.



**Figur 1.** Ved at det selekteres ut enkeltindivider som får svært høy reproduksjon med høy overlevelse kan den naturlige genetiske variasjonen i ulike årsklasser forskyves mot noen få genetiske variasjoner, slik at man totalt sett har fått en lavere genetisk variasjon i populasjonen selv om antall fisk holdes konstant.

Genetisk variasjon er nøkkelfaktoren til en sunn populasjon. Genetisk mangfold er den genetiske variasjonen innenfor en art, og denne vil variere fra populasjon til populasjon og fra individ til individ. En viss grad av genetisk isolasjon (få migranter) er en forutsetning for at en populasjon kan utvikle en genetisk unik profil som skiller seg fra andre populasjoner. Denne genetiske variasjonen mellom populasjoner kan komme fra tilpasninger til miljøet de lever i via seleksjon på allerede eksisterende gen-varianter, eller mer sjelden, mutasjoner. Genetiske populasjons-ulikheter kan også komme til uttrykk via tilfeldig tap av genetisk variasjon, kalt genetisk drift, som over tid kan gi de samme konsekvensene som ved innavl. Genetisk drift er en viktigere prosess i små populasjoner enn i store, da den genetiske variasjonen som oftest er lavere i små populasjoner. Det virker logisk at en stor populasjon har en høy genetisk variasjon, men dette er ikke alltid tilfelle. Det er heller ikke den totale populasjonsstørrelsen som er viktig når det gjelder den fremtidige genetiske variasjonen til populasjonen, men den effektive populasjonsstørrelsen ( $N_e$ ) til bestanden, da dette er andelen i populasjonen som faktisk reproduserer og fører genene sine videre til neste generasjon. Hvis en høy andel av populasjonen går igjennom tilfeldig

reproduksjon er det mindre sjanse for innavl og genetisk drift i populasjonen, noe som gir en bedre forutsetning for at populasjonen skal overleve. Tilfeldig reproduksjon mellom kjønnsmodne individer, samt lik overlevelse for avkommene er en *ideell* populasjon med få eksempler i virkeligheten (fravær av nye mutasjoner, naturlig seleksjon, genetisk drift og genflyt; en populasjon i såkalt «Hardy-Weinberg-llikevekt»). I en bestand der de kjønnsmodne individene har stor ulikhet i reprodutivt utfall vil dette minske den effektive populasjonsstørrelsen betraktelig. Dette vil for eksempel være vanlig for en art der en dominant hann ofte parrer seg med flere hunner, slik at  $N_e$  i en typisk naturlig ørrepopulasjon vil være lavere enn potensialet til populasjonen. Hvor lang tid det tar å evolvere genetiske adskilte populasjoner avhenger til dels av populasjonens størrelse ved etablering (founder population), genetisk mangfold i populasjonen, hvor stor andel som gjennomgår gyting (effektiv populasjonsstørrelse) og tilsig av nytt genetisk materiale fra innvandrere som går videre til neste generasjon (genflyt).

### 3.2 Potensielle genetiske effekter av settefiskproduksjon til naturlige bestander

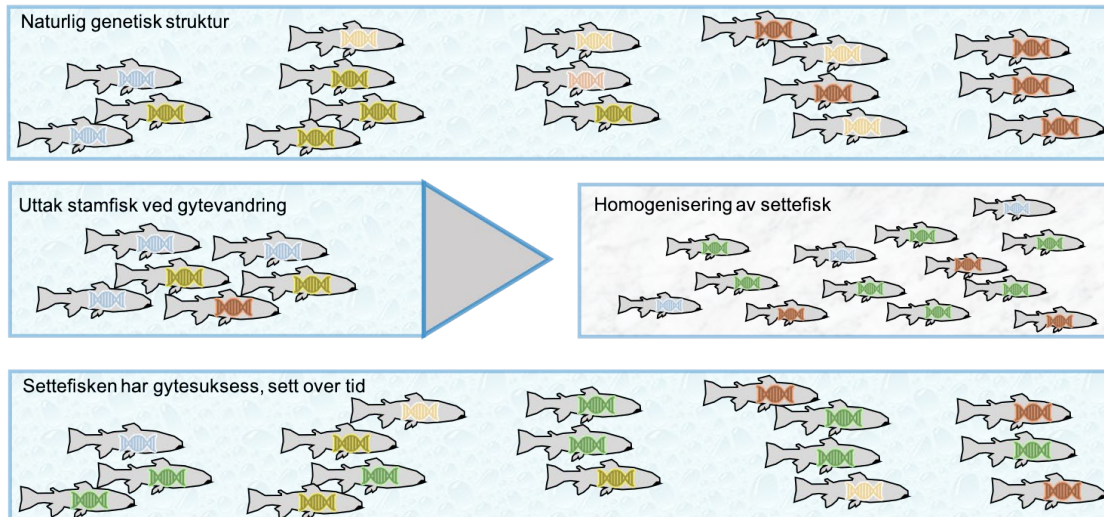
Kunstig klekking og utsettinger av ferskvannsfisk startet for alvor i Norge i 1860-årene. Utsettinger av ørret og laks har vært et populært tiltak for å øke verdien til fisket. En stor andel av fisken som settes ut i Norge produseres av kraftselskapene som en kompensasjon for de negative effektene reguleringen har på den naturlige produksjonen. Fagmiljøene har lenge uttrykt en bekymring for konsekvensene utsettingene har på de naturlige populasjonene (Ryman & Ståhl, 1980, 1981). Med økende kunnskap om genetikk og lokale tilpasninger ble kravet om bruk av stedeegne stammer, vassdragsvise kultiveringssoner mm. innført i 1992 (Laks og innlandsfiskeoven). Siden 1990-tallet har det vært en økende bekymring for de mulige negative effektene av de store utsettingsprogrammene (Aprahamian et al. 2003, Araki et al. 2008, Araki et al. 2009, Araki & Schmid, 2010, Hindar et al. 1991, Jonsson et al. 2019) og det har også blitt påvist negative konsekvenser i en rekke ulike kultiveringsprogram for laks (bl.a. i Eira, Bævra, Årøyelva: Hagen et al. 2020, og Daleelva i Vaksdal: Hagen et al. 2023). Man ønsker derfor å dreie fiskeutsettinger i Norge fra fiskeforsterkningstiltak over til bevaringstiltak, og en styrking av den naturlige produksjonen der menneskelige inngrep har medført en reduksjon i produksjonsgrunnlaget.

I «Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk» (Anonym 2011) påpeker man at all utsetting av fisk, fra rognplanting til utsetting av større fisk, innebærer et inngripen i naturlige seleksjonsprosesser, og har potensielle negative genetiske effekter på bestanden/populasjonen. Blant de negative effektene nevnes:

- Fravær av seksuell seleksjon, fritt makevalg.  
I anleggssituasjon er det mennesker som velger hvilke hanner og hunner som skal pares. Fraværet av fritt makevalg kan ha konsekvenser for bl.a. fitness som er vist hos sølvlaks (*Oncorhynchus kisutch*) (Thériault et al. 2011). Hos flere arter er det funnet at et av kriteriene for hunnenes valg av hann er ut ifra immungener (MHC), også andre faktorer som størrelse, dominans m.m. har vist å kunne ha betydning (Auld et al. 2019).
- Reduksjon i genetisk variasjon og skjev genetisk representasjon av populasjonen i stamfiskutvalget.  
I kultiveringsarbeidet er det ofte begrensninger i antall stamfisk og antall familiegrupper som kan håndteres, dette innebærer en risiko for både skjevt utvalg og at man ikke får med seg hele den genetiske bredden i bestanden (Ryman & Ståhl, 1980), med en påfølgende reduksjon av den effektive bestandsstørrelsen (Ryman & Laikre 1991) og et raskere tap av genetisk variasjon og økt grad av innavl.

- **Tilpasning til karmiljø og redusert naturlig seleksjon**  
På laks er det vist at settefisk har lavere fitness enn villfisk (Araki et al. 2008, Milot et al. 2013), og det er også vist at kun én utsatt generasjon av settefisk skjøv det naturlige seleksjonstrykket over på trekk som hadde vært fordelaktige i karmiljø, men som var ufordelaktige i det naturlige systemet. Det er bl.a. vist at fisk som var best tilpasset i klekkeriet fikk avkom som hadde lavere overlevelse i naturen (Christie, 2012).
- **Epigenetiske effekter**  
Ulike miljøfaktorer er med å styre genuttrykket til et individ, dvs. hvilke gener som er aktivert eller deaktivert i genomet. Genuttrykket er arvbart, og overføres til neste generasjon.

I Lågen med tilløpselver er der registrert 17 gyteområder for storørret (Kraabøl, 1998). Genetiske studier har vist at ørret kan danne subpopulasjoner selv uten fysiske sperrer mellom de ulike gyteplassene. Disse subpopulasjonen kan oppstå selv ved korte avstander mellom gyteområdene (Andersson et al. 2017, Saha et al. 2022, Ryman, 1980, Skaala, 1989, Ryman, 1979). Ørret har derfor en stor grad av *homing* til sitt fødested. Det er grunn til å tro at disse forskjellene reflekterer en tilpasning til det naturlige miljøet på fødeplassen (Ryman & Ståhl, 1981). Om ikke dette hensyntas i settefiskprogrammet kan genetiske tilpasninger til subpopulasjoner bli borte (Ryman, 1981). **Figur 2** gir et forenklet bilde av en slik homogenisering av den opprinnelige genetikken i en elv med fire subpopulasjoner, illustrert som fisk i blå, gul, oransje og rød farge. Ved å ta et tilfeldig uttak av stamfisk til settefiskproduksjon som så settes tilbake i høy frekvens i ulike deler av elven, kan dette føre til tap av den genetiske delgrupperingen som elven har opparbeidet seg gjennom år med seleksjon og drift. En forutsetning er at en stor andel utsatt fisk kjønnsmodnes og bidrar inn til neste generasjons yngel. Totalt sett, og med et meget godt avlsprogram, er det ikke sikkert at elven som helhet mister store mengder genetisk diversitet på kort sikt, men den lokale sub-grupperingen vil med tid gå tapt.



**Figur 2.** Enkel illustrasjon av en elv med naturlig villfisk og hvordan uttak av settefisk til yngelproduksjon og utsetting av settefisk kan påvirke det genetiske mangfoldet. Den genetiske strukturen i en elv er ofte inndelt i ulike del-populasjoner som har høyere genetisk tilhørighet. Ved uttak av stamfisk til settefiskproduksjon er det viktig å ta ut stedegen fisk, og også ta ut et tilstrekkelig antall stamfisk slik at settefisken kan få så høy genetisk variasjon som mulig. I dette eksemplet er det fisket inn et lavt antall settefisk som gjør at fisken som settes ut har forholdsvis lik genetisk bakgrunn. Avhengig av hvordan settefisken overlever, og om den reproducerer med levedyktig avkom, kan settefisk påvirke elven på to måter: 1) den utkonkurreres av villfisken frem mot gyting, eller ved gyteopene slik at den ikke bidrar med kjønnsceller til neste generasjon. Konsekvensene av utsettingen vil da være konkurranse med villfisken i de stadiene de overlever og eventuell sykdomsspredning fra klekkeriet. 2) Settefisken gyter og får avkom med hverandre

og villfisken. Ved at settefisk i dette eksempelet stammet fra noen få individer vil dette føre til en genetisk utvanning av diversitet og populasjonen vil over tid bli mer homogenisert. Populasjonsstrukturen ville mest sannsynlig gått tapt også ved et høyere uttak av stamfisk om ikke selve krysningene og videre utsettingsstrategi ble endret til å hensynta lokale genetiske tilpasninger. Ved stamfiske i Hunderfossen er det ikke mulig å skille gytefisk fra de ulike gyteområdene i Lågen på strekningen Hunderfossen - Harpefoss. Flere undersøkelser har funnet adskilte subpopulasjoner også ved relativt korte distanser mellom gyteområdene uten vandringshindre, disse forskjellen tyder på en høy grad av «homing» til fødeplassen (Ryman, 1981; Skaala & Nævdal, 1989). Disse stammene kan derfor bli blandet i settefiskproduksjonen. Dette er en generell problemstilling når fisketrapper brukes ved innsamling av stamfisk

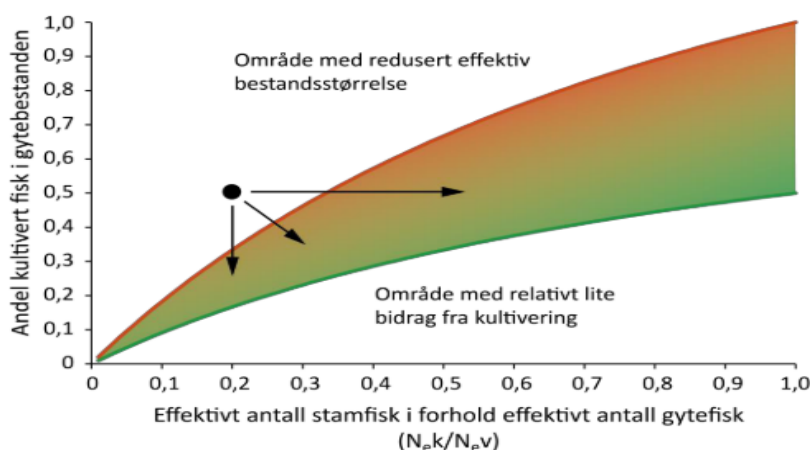
Andre utilsiktede effekter på sub-populasjonenes genetiske tilpasninger kan oppstå ved at det fiskes stamfisk i konsentrerte perioder i gytesesongen. Hvis f.eks. gyting tidlig i sesongen er genetisk betinget, kan uttak av stamfisk tidlig i sesongen resultere i at en høyere andel av settefisk som overlever til kjønnsmodning migrerer tidligere opp i elven og gyter med en større andel settefisk enn ellers i gyteperioden, med de følger at hele livshistoriestrategien for bestanden kan forskyves over tid. Som et eksempel er det for storørreten i Gudbrandsdalslågen vist ved merkeforsøk at utsatt fisk på gytevandring ankommer fisketrappa ved Hunderfossen i gjennomsnitt en uke seinere enn det villfisken gjør (Aass 1990). En senere oppvandring av settefisk sammenliknet med naturlig produsert fisk er også funnet hos atlantisk laks (Jonsson et al. 1990).

### Hvordan bevare genetisk variasjon i settefisk – Ryman-Laikre effekten

Utsetting av settefisk medfører en høy risiko for å redusere naturlig genetisk variasjon i populasjoner. For å opprettholde bestandens mulighet for genetisk tilpasning til kontinuerlig skiftende miljø og for å unngå gyting mellom nært beslektede individer (innavl), bør produksjon og utsetting av fisk skje på en slik måte at den ivaretar den genetiske variasjonen i bestanden. Hvilke hensyn som må tas avhenger i hovedsak av tre ting (Ryman & Laikre, 1991):

- Den effektive populasjonsstørrelsen til villfisken ( $N_eV$ )
- Den effektive populasjonsstørrelsen til den kultiverte settefisken ( $N_eK$ )
- Andel utsatt fisk i gytebestanden

I situasjoner der man har kunnskap om disse faktorene kan man estimere den totale effektive bestandsstørrelsen og vurdere en mulig Ryman-Laikre effekt (**figur 3**).



**Figur 3.** Andelen kultivert fisk i en gytebestand som gir maksimal effektiv bestandsstørrelse (grønn linje) og redusert bestandsstørrelse (rød linje) ved ulike forhold mellom effektivt antall stamfisk og andel settefisk i gytebestanden. Figuren er hentet fra *Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet*, Karlsson et al. (2016).

Kort forklart går Ryman-Laikre-effekten ut på at selv om antall fisk i bestanden øker som følge av kultivering, så kan likevel den effektive bestandsstørrelsen minke. Dette kan skje ved at det



f.eks. produseres for mange avkom fra for få stamfisk i forhold til antall gytefisk som gyter naturlig i bestanden (figur 2), som igjen vil føre til at en større andel av populasjonen vil bestå av nært beslektede individer. Reduksjonen i effektiv bestandsstørrelse vil igjen gi et raskere tap av genetisk variasjon enn det ville ha vært uten kultivering.

For å bevare den genetiske variasjonen i et system er det derfor viktig å vite noe om populasjonen en skal forsøke å styrke ved utsetting og dernest forsøke å opprettholde den genetiske variasjonen i størst mulig grad med en hensiktsmessig oppdretts-protokoll. Det er spesielt antall stamfisk og antall settefisk i forhold til populasjonsstørrelsen som bestemmer om utsetting av fisk er bærekraftig eller ikke over tid, gitt at settefiskene gyter og produserer levedyktige avkom.

En stor utfordring ved utsetting av fisk er hvordan en skal opprettholde den effektive populasjonsstørrelsen for villfisken i de ulike systemene over tid. Studier har vist at settefisk som over tid bidrar inn i gytebestanden har en innvirkning på den effektive populasjonsstørrelsen til villfisken i systemet (Ryman, 1980, Hagen, 2020). Det kan være vanskelig å forutse konsekvensene av utsatt fisk, både for de ulike systemene, men også for ulike utsatte årsklasser, da det stort sett settes ut et bestemt antall settefisk i et system uavhengig av villfiskens naturlige svingninger i sterke og svake årsklasser. For å opprettholde populasjonenes mulighet for genetisk tilpasning til et kontinuerlig vekslende miljø, og for å unngå en unaturlig høy fremtidig innavlseffisient, bør produksjon og utsetting av fisk skje på en slik måte at den ivaretar den genetiske variasjonen i bestanden.

For å få rogn og melke til settefisk samler klekkeriet inn et utvalg av gytemodne fisk fra en lokal bestand. Når det brukes et for lavt antall villfisk til rognkornproduksjon vil yngelen på anlegget gå igjennom en såkalt flaskehalseffekt (bottleneck), som fører til tap av genetisk mangfold i settefisk-populasjonen sammenlignet med den naturlige villfisk-populasjonen. Når man da setter ut et stort antall settefisk vil dette påvirke den fremtidige genetiske variasjonen i populasjonen om settefiskene overlever til gyting, gyter og får levedyktig avkom på et nivå som påvirker villfisken. En utfordring er at det ofte er en begrensning på antall stamfisk og familiegrupper som kan brukes inn i settefiskproduksjonen, og hvor stor andel man kan ta ut fra gytepopulasjonen.

#### **Økologiske effekter av settefisk: Konkurransen**

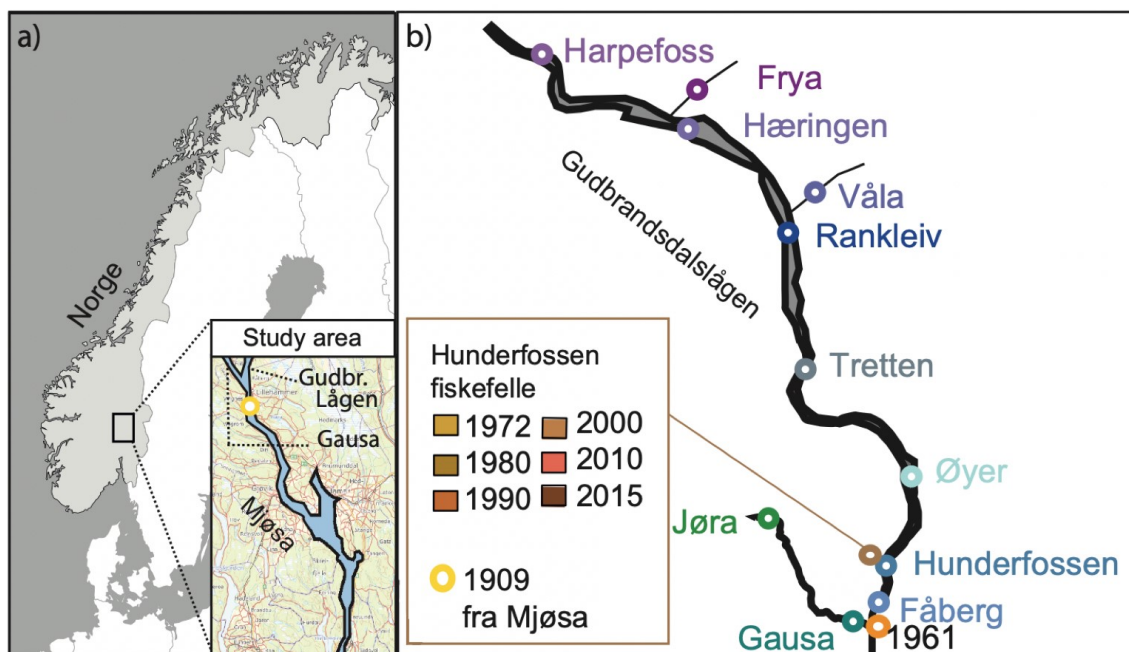
Settefisk vil konkurrere med villfisk om mat og standplasser/revir på rennende vann. Det er derfor viktig at størrelsen på utsettingene ikke overstiger habitatets bæreevne. Slike effekter vil ikke tradisjonell overvåkning som «antall settefisk per hektar» eller «andel settefisk i fangsten» kunne fange opp direkte, men effektene kan fanges opp gjennom lengre tidsserier av vekst og aldersgrupper før og etter utsettinger. Tidsserier oppfyller imidlertid sjelden kriteriet om å være lange nok for å unngå andre temporale effekter som kan påvirke resultatene.

## 4 Genetiske undersøkelser i Lågen

Dette kapitelet oppsummerer resultater relevant for denne rapporten. Mer detaljerte beskrivelser av materialer og metoder for de genetiske undersøkelsene og en beskrivelse av laboratoriemetodikk er gitt i **Vedlegg 1**.

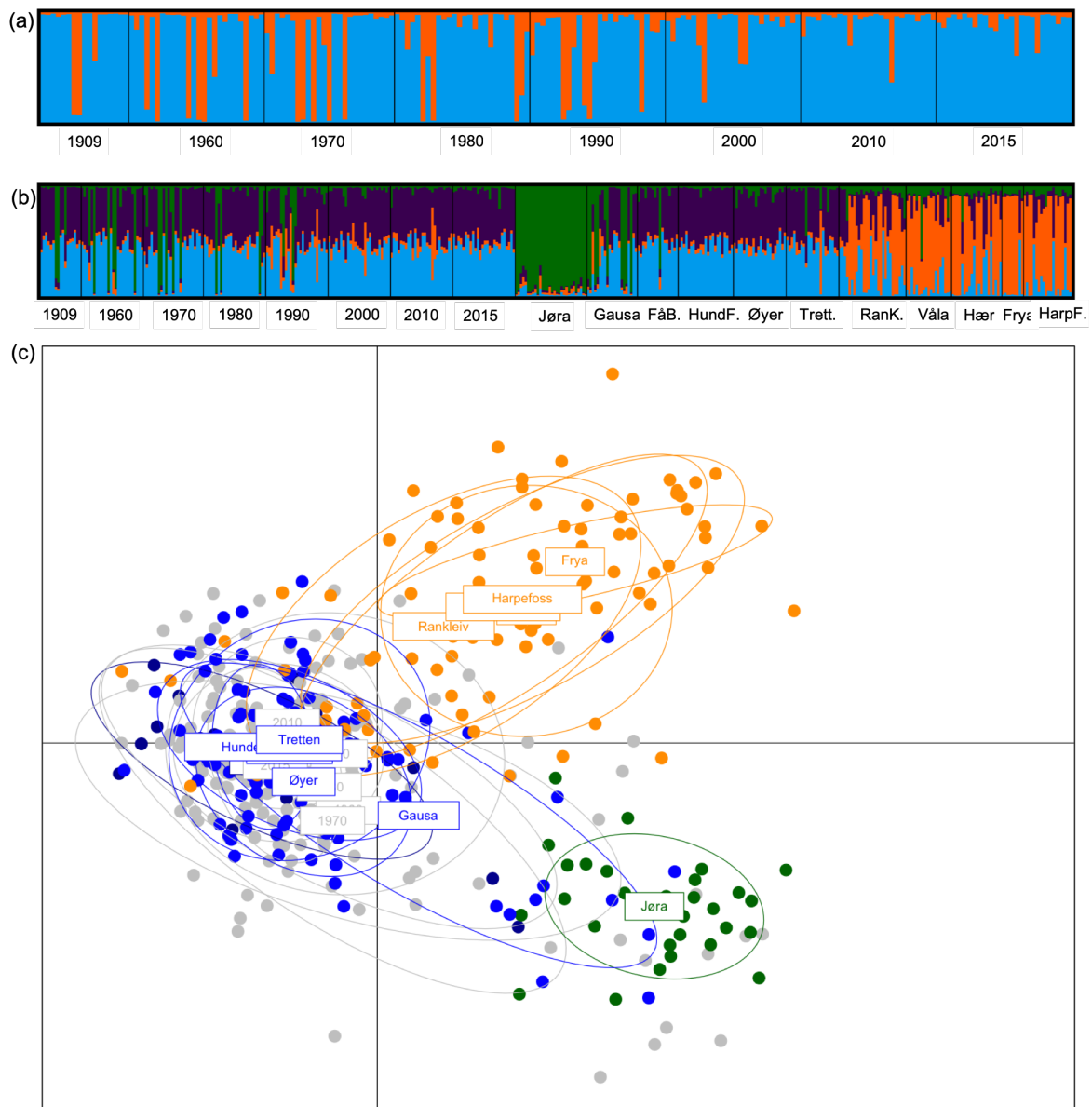
### 4.1 Populasjonsgenetisk struktur

Det ble gjennomført en genetisk undersøkelse på ørret basert på fiskeskjell samlet inn på følgende tidspunkt: 1909 (fra nordenden av Mjøsa), 1961 (fra teinelag i Lågen ved Fåberg) og fra 1970 – 2015 fra fiskefella i fisketrappa (**figur 4**). Fiskene samlet inn i 1909 var fra ørret over 5 kg (gjennomsnittslengden var 789 mm ± standardavvik 109 mm) og kan slik sett tilegnes Lågen med forholdsvis høy sikkerhetsgrad da gytefisk for de andre elvene typisk er av mindre størrelse (Kraabøl, 2012). For å sammenligne de gamle prøvene mot dagens genetiske struktur, ble det også samlet inn småfisk (for det meste årsunger (0<sup>+</sup>) samt noen ettåringer (1<sup>+</sup>) fra flere ulike, kjente, gyteplasser i Lågen opp mot Harpefoss i 2020 og 2021. Harpefoss er vandringshinder for videre oppvandring i Lågen (**figur 4**). Alle prøvene ble isolert for DNA og genotypet på 96 nøytrale markører (**Vedlegg 1**).



**Figur 4.** a) Kart over undersøkelsesområdet. b) Plassering av prøvestasjoner i Gausa og Gudbrandsdalslågen med sideelver for ungfiskundersøkelsene, og årstall/perioder for historiske skjellprøver fra eldre fisk fra Mjøsa og gytefisk fra Hunderfossen.

Kort oppsummert gir resultatene fra skjellprøvene samlet inn fra 1909-2015 støtte for én genetisk populasjon med enkelte migranter (oransje streker i fig 5a). Strukturen i ungfiskprøvene viser en genetisk delpopulasjon i Jøra (grønn i figur 5b og c), en delpopulasjon i Lågen mellom Fåberg og Tretten (delt blå/ lilla i figur 5b og c), og en populasjon oppstrøms Losna (Rankleiv-Harpefoss, oransje i figur 5b og c). Jøra-fisken har også en høyere genetisk tilhørighet til fiskene samlet inn over Losna enn til fisk nedstrøms Tretten (figur 5c), og fiskene samlet inn mot utløpet av Gausa har i større grad en blanding av genetik fra Jøra og Lågen (eventuell hybridisering).



**Figur 5.** Oppsummeringsplott av individuelle estimater av genetisk tilhørighet (Q), der Q er en kvantifisering av sannsynligheten for at hvert individ hører til en populasjon (K) som er under testing i STRUCTURE for (a) skjellprøvene samlet inn fra 1909 til 2015 og skjellprøvene sammen med nullplussene samlet inn i 2020 og 2021. Begge plottene viser hvert individ som en vertikal linje, der de ulike fargene representerer individuell genetisk tilhørighet til hver genetiske enhet Q, som tilsvarer en i det øverste plottet (blå og migranter i oransje), og tre i det nederste plottet (blå/lilla, grønn og oransje). Figur c) viser et PCA-plott av alle individene plottet i (b), der 1909-skjellprøvene er plottet i mørk blå, mens de andre skjellprøvene er plottet i grått; nullplussene er plottet i oransje, bortsett fra Jøra som er plottet i grønn. Som i (b) legger individene seg i tre genetiske grupper, en rundt Hunderfossen (grå og blå), en over Losna (oransje) og en fra Jøra (grønn).

## 4.2 Genetiske undersøkelser i nærliggende- og andre «storørret» populasjoner

Tradisjonelt finnes det storvokste ørretstammer i de fleste større lavlandsinnsjøer på Østlandet der fellestrekkene for stammene er at livshistorien ligner den vi finner hos sjørreten. I Norge er det ikke påvist konkrete tilfeller hvor storørretstammer er endret eller negativt påvirket pga. kultivering, men mest sannsynlig skyldes dette liten eller ingen uttesting med godt studiedesign; få genetiske prøver av kjent herkomst (villfisk / stamfisk), for kort analyseperiode (analyser er gjort kun for enkeltår/over noen få innsamlingsår) og/eller for få markører og/eller markører uten genetisk oppløselighet for å svare på spørsmålene man ønsker svar på. Som et lokalt eksempel for fisken i Gudbrandsdalslågen ble det påvist genetisk likhet mellom to elver på vestsiden av Mjøsa (Vismunda og Rinda) og elver på østsiden av Mjøsa (Skaala et al.1991). Dette er trolig forårsaket av at utsatt Brumundafisk, med «østlig» genetisk profil, har blitt satt ut i disse to elvene og senere gytt med lokal stamme (Skaala et al.1991). Det er ikke gjort videre undersøkelser om dette kan ha medført negative effekter for bestandsstørrelse eller populasjonsstruktur for ørretstammene i de to elvene.

I forbindelse med kultiveringsstrategi for Altevattnet, og for å bl.a. besvare om storvokst ørret kunne knyttes til en spesifikk lokalitet i området, ble det gjennomført genetiske analyser av seks innsamlede lokaliteter rundt Altevattn. Resultatene indikerte at 92 % av all fisken som var klassifisert som storørret (12 av 13 individer) og 100 % av fisk over 60 cm i studiet kunne tilbakeføres til Oustaelva (Præbel et al. 2012). De genetiske analysene viste videre at fisken i systemet var utsatt for retningsbestemt seleksjon, blant annet på et MHC-locus som er tilknyttet immunitet mot sykdom/parasitter og andre lokale tilpasninger. Estimer av effektiv populasjonsstørrelse for Oustaelva indikerte en populasjonsstørrelse på 18 (basert på innsamlet materiale i 2009-materialet) til 37 individer (basert på innsamlet materiale i 2012), noe forfatterne regnet som et helt klart minimumsestimat og anbefalte faktiske tellinger for å kvalitetssikre beregningene. Hvis beregningene skulle vise seg å stemme, og den effektive populasjonsstørrelsen i Oustaelva faktisk ligger på mellom 18-40 individer, vil tap av kun 4-16 gyttende stamfisk redusere den effektive populasjonsstørrelsen til et kritisk punkt, dog noe avhengig av den genetiske variasjonen til fisken. Det er videre publisert en enkelt studie fra Altevatn med god nok dekningsgrad av genomet for å eventuelt fastslå tilhørighet av storørret som stamme innen et vassdrag, der det viste seg at alle fiskene som var klassifisert som storørret i studiet klassifiserte seg til en gruppe (Præbel & Kanstad-Hansen, 2013). Dette resultatet indikerer at storørret kan ha en unik genetisk profil sammenlignet med andre lokale ørretstammer, men siden dette studiet ble gjennomført på fisk fra kun ett vassdrag kan de genetiske forskjellene også skyldes lokal differensiering i vassdraget, og ikke to evolusjonære linjer. Per i dag foreligger det ingen genetiske undersøkelser av «storørret» på tvers av populasjoner.

## 5 Prinsipielt om kultiveringspraksis med relevans for Hunderfossen

### 5.1 Prinsipielt om kultiveringspraksis

Med bakgrunn i naturmangfoldloven, lakse- og innlandsfiskloven og kunnskap om anadrome arters biologi har Miljødirektoratet utarbeidet retningslinjer for utsetting av anadrom fisk (Anonym 2014). De viktigste punktene i retningslinjene er ifølge Karlsson et al. (2016):

1. Stamfisk som brukes for å produsere avkom for utsettinger skal fanges i samme vassdrag som avkommet skal settes ut i, og skal ikke ha opphav i rømt oppdrettslaks eller avkom etter rømt oppdrettslaks.
2. Utsettinger skal gjøres med tidligst hensiktsmessige stadium.
3. Bestandenes genetiske variasjon og egenart skal ivaretas.
4. Det skal utarbeides vassdragsvise kultiveringsplaner.
5. Utsatt fisk skal være identifiserbar for å vurdere måloppnåelse i henhold til kultiveringsplanen

### 5.2 Praktisk kultivering

Med referanse til Miljødirektoratets retningslinjer (Anonym 2014) har Karlsson et al. (2016) laget en veileder som tar for seg den teoretiske bakgrunnen for kultivering med fokus på ivaretagelse av bestanders genetiske variasjon og egenart som dette avsnittet støtter seg på. I tillegg presenteres konkrete råd for gjennomføring av praktisk kultivering. Mye av det teoretiske grunnlaget er basert på arbeider av Nils Ryman og Linda Laikre (1991) som beskrev det matematiske forholdet som kan benyttes for å beregne den totale effektive bestandsstørrelsen, når man kjenner den ville effektive bestandsstørrelsen, effektivt antall stamfisk og andel utsatt fisk i gytepopulasjonen (se avsnitt 3.2 i denne rapporten).

Hvis andel kultivert fisk i gytebestanden er ukjent og man kun vet hvor mange fisk av yngre stadier som settes ut, blir vurderingen vanskelig og sannsynligvis meget usikker. Det er først når den utsatte fisken kommer tilbake som voksen og reproducerer i naturen man får en genetisk effekt på den samlede bestanden. Det er derfor meget viktig at utsatt fisk er sporbar slik at andelen kultivert fisk i gytebestanden kan beregnes.

I det videre følger konkrete anbefalinger (i kursiv) etter Karlsson et al. (2016) som må tas i betraktning i forbindelse med kultivering av fisk, fulgt av kommentarer som er relevante i Lågen. For forståelsen av det mer detaljerte grunnlaget for anbefalingene henvises til Karlsson et al. (2016).

#### 1. Valg av stamfisk

##### Opphav

*Fisken som skal danne grunnlag for kultiveringen bør fanges så lokalt som mulig for å gjenspeile den faktiske gytepopulasjonen som den skal representere. I tillegg bør det unngås å bruke kultivert fisk i ny kultivering.*

**Kommentar:** Ved å ta tilfeldige fisk i trappa som stamfisk kunne det tenkes at man blandet ulike delpopulasjoner sammen og slik sett homogeniserte genetikken. Vi finner ikke støtte i våre data som tyder på at det er ulike delpopulasjoner som vandrer gjennom fisketrappa der det er aktuelt å ta ut stamfisk for årene 2000-2015, samt at all ungfisk samlet inn nedstrøms Tretten har samme genetiske profil. Stamfisk fanget i/ved Hunderfossen kan derfor behandles som en

populasjon/stamme, med noe forbehold i de genetiske analysene da antall analyserte fisk er forholdsvis lavt.

### Utvalg

*Benytt et representativt utvalg av stamfisk. Dette innebærer at det benyttes stamfisk fra ulike årsklasser (alder og størrelse). Unngå et bevisst valg av stamfisk med spesielle egenskaper (størrelse, sted i elv, alder etc.).*

**Kommentar:** I dag har gytefisk fanget i trappa samme genetiske profil som ungfisk samlet i lågen ved Fåberg, Hunderfossen, Øyer og Tretten. Med forbehold om at de valgte genetiske markørene er egnet til å skille mellom delpopulasjoner, er det ikke støtte for flere vandrende delpopulasjoner gjennom fisketrappa i Hunderfossen i det analyserte materialet. Stamfisk kan derfor hentes i/ved Hunderfossen. Undersøkelser gjort av Aass (1990) viser at settefisk passerer trappa senere i sesongen enn villfisk. Det er derfor viktig at det tas ut stamfisk gjennom hele sesongen, slik at det ikke skjer en seleksjon mot sen gyteoppgang. Stamfisk må derfor tas ut slik at både tidlig- og sent vandrendefisk blir representert i utvalget.

### Antall stamfisk

*Antall stamfisk bestemmes av forholdet mellom størrelsen på gytebestanden og antall og stadium av kultivert fisk som skal settes ut i forhold til denne. Antall rognkorn skal ikke være styrende for hvor mange stamfisk man benytter.*

**Kommentar:** Tilslaget for settefisken vil variere ut ifra størrelsen/alder ved utsetting. Forsøk gjort av Per Aas (1990) viste at utsettingssted hadde stor betydning for andelen tilbakevandrende settefisk, da utsettinger gjort i Mjøsa ga lav tilbakevandring til Lågen. Det er derfor vanskelig å gi generelle råd om antall stamfisk og hvor mange fisk som skal settes ut da dette er avhengig av størrelsen på den ville bestanden og antall returnerende settefisk som bidrar til gytebestanden. Forholdet mellom antall stamfisk og antall gytefisk må sees i sammenheng med andelen kultivert fisk i gytebestanden. Dette er oppsummert i **figur 3**. Om andelen kultivert fisk i gytebestanden overstiger grensen gitt i **figur 3**, må det enten 1) tas ut flere stamfisk, 2) redusere antall settefisk og/eller begge deler slik at den effektive bestandsstørrelsen ikke reduseres.

### Kjønnsfordeling

*Stamfisken bør bestå av like mange hunner som hanner*

**Kommentar:** Antall stamfisk som tas inn per inntak må sees i sammenheng med hvor mange ganger igjennom sesongen det skal hentes inn stamfisk. Vi anbefaler minimum to hunner per inntak for å redusere risikoen for tap av en innsamlingsrunde om ikke den ene hunnen har suksess. Svømmedyktigheten til spermien til hannene bør også fastslås ved mikroskopering før bruk.

## 2.Krysninger

### Unngå krysninger i nær slekt

*I den grad det er mulig bør ikke kultivert fisk brukes som stamfisk. Hvis dette ikke kan unngås, enten fordi den kultiverte fisken ikke kan identifiseres, eller fordi bestandssituasjonen gjør det nødvendig, bør kultivert fisk ikke krysses med kultivert fisk, men med naturlig produsert fisk.*

*Krysninger mellom fisk av ulike årsklasser bør etterstrebes, spesielt hvis kultivert fisk benyttes som stamfisk.*

*Hvis kultivert fisk ikke kan identifiseres kan molekylærgenetiske metoder benyttes for å beregne slektskap mellom stamfisk og unngå krysninger mellom nært beslektede individer*

**Kommentar:** Mulighet for identifisering av kultivert fisk vil være avhengige av valgt utsettingsstørrelse. Ved utsetting av ungfisk kan disse merkes med f.eks. fettfinneklipping. Ved å bruke

fysisk merking kan også fiskere gjenkjenne utsettinger og beskatningen kan styres mot settefisk. Å få beskatningen over på settefisk vil redusere innslaget av settefisk i gytebestanden. Ved utsetting av tidlige stadier (som befruktede egg) vil man måtte bruke molekylærgenetiske metoder for å forsøksvis skille kultivert fisk og villfisk. Ved bruk av molekylærgenetiske metoder før kryssing kan man unngå kryssninger av slektninger også for villfisk.

#### Likt bidrag fra hver stamfisk

- *Produsere hel- og halvsøskengrupper ved å krysse flere hanner med en hunnfisk*
- *Hver hannfisk bør befrukte like mange egg og egg fra like mange forskjellige hunnfisker*
- *Hel- og halv-søskengrupper bør holdes i separate klekkeenheter så langt som mulig*
- *Hvis det blir nødvendig å slå sammen grupper skal det tas like mange egg fra hver familie.*
- *Rognporsjoner som er større enn gjennomsnittet bør reduseres, og overskuddsmaterialet skal destrueres*

**Kommentar:** Ved produksjon av settefisk er det særlig to perioder med stor dødelighet. I tiden mellom befruktning og øyerognstadiet, der rognkornene sjokkes, er det en høyere dødelighet. Neste dødelighetsperiode opptrer ofte ved startfôring og for ørret kan startfôringsdødeligheten være høy. For å sikre likt bidrag fra hver enkelt stamfisk er det en stor fordel å skille grupper av fisk frem mot redusert dødelighet. Å holde familiegrupper adskilt på rognstadiet er mindre plasskrevende enn i startfôringsperioden. Avhengig av antallet som skal startfôres fra hver familie, vil det erfaringsmessig være mer utfordrende å føre riktig om det er et lite antall fisk i hvert enkelt kar. Om det føres for mye kan dette gi et dårlig karmiljø, redusert fiskevelferd, og en høyere dødelighet.

### 3. Utsetting

#### Sett ut så tidlig stadium som mulig

*Fisk som skal settes ut, skal fortrinnsvis oppbevares så kort tid som mulig i et kunstig anleggsmiljø og skal derfor settes ut ved så tidlig stadium som mulig.*

*Utsatt fisk skal i minst mulig grad konkurrere med naturlig produsert fisk. Det bør vurderes nøye hvilke stadier som settes ut, og hvor i elven de forskjellige stadiene blir satt ut.*

**Kommentar:** Beregninger viser at det sannsynligvis er grunnlag for økt produksjon av ørretunger oppstrøms Hunderfossen. Utsetting av tidlige stadier som øyerogn eller uføret yngel ovenfor Hunderfossen vil trolig ikke gi netto positiv effekt på populasjonsstørrelsen om man tar stamfisk fra trappa som er på vei opp for å gyte naturlig. Da fjernes f.eks. makevalget, og et slikt tiltak vil derfor kunne gi netto negativ effekt. Ved å sette ut føret yngel oppstrøms Hunderfossen vil utsatt yngel konkurrere med vill yngel, det er derfor viktig at det gjøres før-undersøkelser slik at utsetningsplassene velges ut med hensikt om å begrense konkurranse mellom settefisk og villfisk. Flere undersøkelser viser at utsettinger av ørret i elv, har en begrenset effekt. Studier viser også at settefisk ofte vandrer mindre enn villfisk, slik at utsetting oppe i Lågen potensielt bidrar i mindre grad til bestanden nede i Mjøsa. Se Museth et al. (2008) for en oppsummering av ørretutsettinger i elv. Aass (1990) gjorde flere forsøk med utsetningssteder og fant en lavere oppvandringsandel ved utsetting ovenfor Hunderfossen enn rett nedstrøms demningen. En redusert andel som utvandrer og/eller tap i forbindelse med kraftstasjonen er mulige forklaringer. Tilfredsstillende nedvandringsløsninger bør være på plass før utsettinger ovenfor Hunderfossen vurderes. For fisk satt ut ved Fåberg, var gjenfangsandelen i trappa i Hunderfossen tilsvarende som for fisk sluppet ovenfor. Fisk sluppet direkte ut i Mjøsa hadde få gjenfangster i Hunderfossen, slik at utsetting direkte i Mjøsa vil bidra til et bedre fiske i Mjøsa, men vil i mindre grad bidra med negative effekter på gytepopulasjonen i Lågen. Men en slik praksis vil kunne medføre en økt feilvandring av settefisk og negative effekter i andre elver/populasjoner.

### Antall utsatt fisk

*Antall utsatt fisk bør være så høyt at man får et ønsket tilslag av kultivering. Det vil si at antall fisk som settes ut og overlever til gytemoden alder er stort nok til å kompensere det antall stamfisk som ble tatt ut fra bestanden.*

*Antall utsatt fisk bør ikke være så høyt at et uforholdsmessig stort antall overlever og bidrar til neste generasjons gyting.*

**Kommentar:** Ved å ta stamfisk fra området nedenfor hunderfosen, der vi antar at rogndeponeeringen er større enn tilgjengelig oppvekstareal for yngel. Vil man ikke være avhengig av at et antall settefisk returnerer som gytefisk for å kompensere uttaket av stamfisk. Ved å sette ut to-åringer direkte ut i Mjøsa forventes det at et fåtall vil returnere til Lågen. Men det er likevel viktig at antall returnerende settefisk undersøkes slik at de

Det er viktig at tilslaget av utsatt fisk kan dokumenteres slik at utsettingen faktisk ikke gir et for høyt bidrag inn i gytepopulasjonen (Ryman-Laikre effekten; avsnitt **3.2**).

## 4.Merking/gjenkjenning

*All utsatt fisk bør kunne gjenkjennes*

*Utsatt fisk bør gruppemerkes og kunne spores til stamfiskopphav*

**Kommentar:** Valg av merkemethode vil være avhengig av størrelse. Gruppemerking med bruk av fargemerking av otolitter er en mulighet som kan brukes for alle aldersgrupper, men betinger at fisk avlives og otolittene sendes til analyse. Fargemerking vil være særlig aktuelt for om man velger utsettinger av unge stadier i elv, og gir muligheter til å skille ungfisk av vill- og settefisk. Gruppemerking og sporing til stamfiskopphav vil imidlertid betinge individuelle merker eller genetiske sporing av stamfiskopphav. Genetisk sporing til stamfiskforeldre vil også gjøre det mulig å estimere effektivt antall stamfisk og sammen med estimater av andel kultivert fisk og effektivt antall vill gytefisk kan man få en god evaluering av kultiveringen.

## 5.Dokumentasjon og evaluering

### Dokumentering av aktivitet i anlegget

- a) Antall stamfisk
- b) Hvor og når stamfisken er fanget
- c) Lengde og vekt på stamfisk
- d) Eventuelle utvalg av stamfisk
- e) Id-nummer på hver stamfisk
- f) Stamfiskens kjønn
- g) Stamfisk-krysninger (krysningsliste)
- h) Dødelighet av avkom
- i) Sortering og gruppering av familiegrupper
- j) Bidrag (antall rogn) fra hver krysnings
- k) Antall som settes ut av hvert stadium

**Kommentar:** Gode rutiner og dokumentasjon på anlegget er viktig slik at man har kontroll på hver enkelt stamfisk og avkommet og for å kunne foreslå konkrete endringer i kultiveringspraksisen.

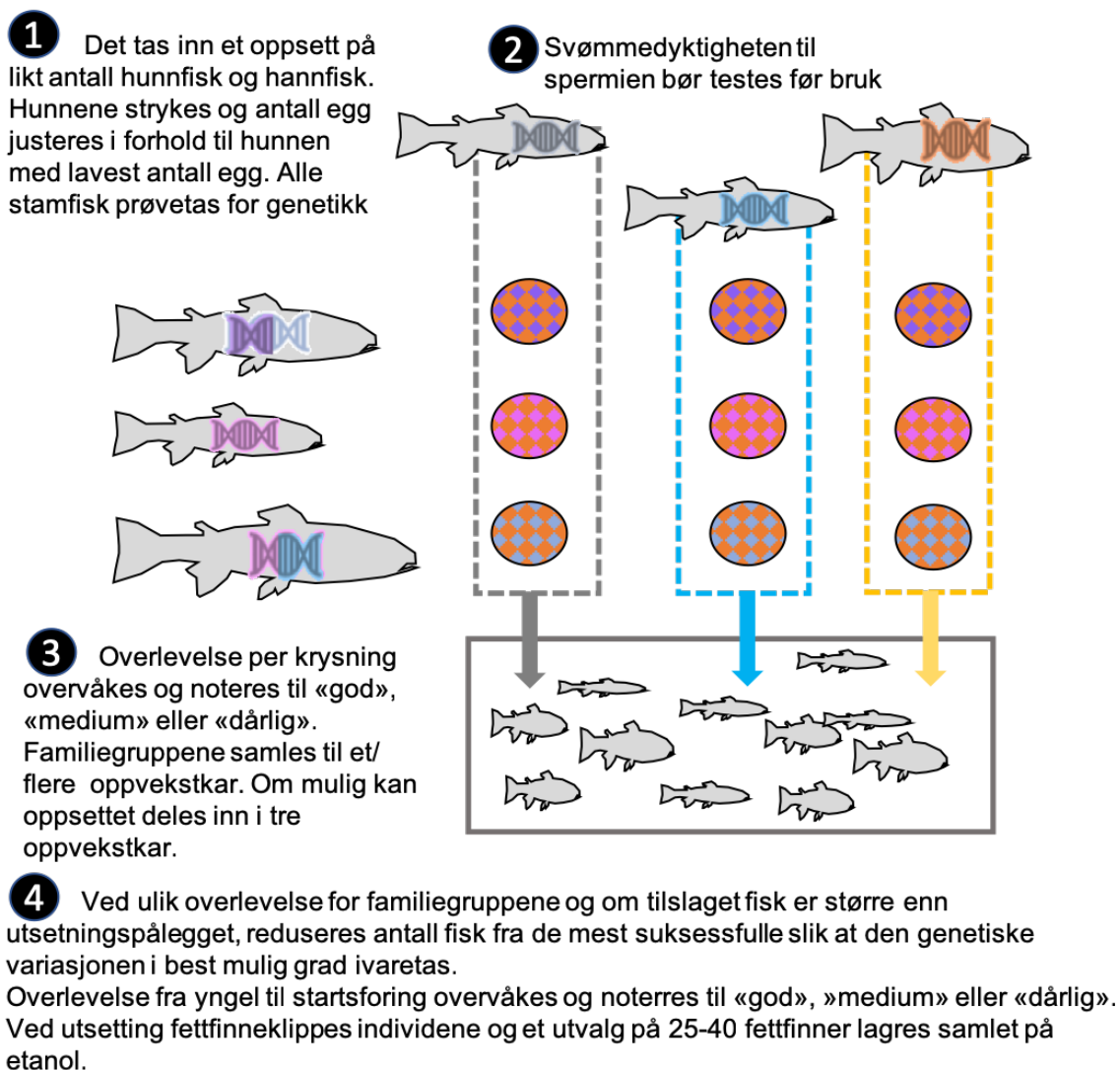


## 6 Anbefaling for fremtidig kultivering

Det presiseres at det foreslått opplegget for framtidig kultivering utelukkende blir et tiltak for å opprettholde fisket etter Hunderørret, men at dette ikke vil være et tilstrekkelig tiltak for å bevare Hunderørreten. Vi understreker derfor at tiltak for å sikre naturlig produksjon av Hunderørret må prioriteres, herunder å sikre opp- og nedvandring og vurdere behov for fysiske avbøtende tiltak i hovedelva og sidevassdrag, samt sørge for bærekraftig beskatning, før man eventuelt vurderer å starte opp kultiveringsvirksomheten på nytt.

Vi anbefaler følgende:

Stamfisk bør tas ut nedenfor Hunderfossen på grunn av at produksjonen av ørretunger på denne strekningen i dag mest sannsynlig er begrenset av tetthetsavhengige prosesser. Stamfisk bør samles igjennom sesongen for å unngå seleksjon på tidlig eller sen gytevandring. Det anbefales å lage familiegrupper med hel og halvsøsken (**figur 7**). For å unngå konkurranse med villfisken på elv, samt redusere andelen settefisk i gytebestanden bør settefisken settes ut som to-åringer direkte i Mjøsa tidlig på sesongen. Utsettinger i Mjøsa vil redusere potensielle genetiske effekter forårsaket av settefisk på villfiskbestanden som følge av lavere andel tilbakevandrerer. Eventuell feilvandring av settefisk opp i andre gytepopulasjoner må følges opp. Settefisken må fettfinneklippes slik at fiskere kan gjenkjenne denne, og det anbefales at fangsttrykket rettes mot settefisken. Et redusert fangsttrykk mot villfisken vil styrke den naturlige rekrutteringen.



**Figur 7.** Eksempel på oppsett av en familiegruppe. 1) Hunner ( gjerne i ulik størrelse/alder) strykes og eggene fordeles i klekkebeholdere som enkeltvis befruktes av en unik hann. All stamfisk prøvetas for genotyping. 2) For å redusere ubefruktede egg bør svømmevitaliteten til spermien testes før bruk. 3) og 4). Klekkeprosent og overlevelsen må dokumenteres og justeres mot hunnen med lavest antall egg. Det bør tas genetikprøver per familiegruppe før utsettinger.

#### Punktvis oppsummering:

- Det anbefales å hente ut stamfisk nedstrøms Hunderfossen
- All stamfisk skal individmerkes for å unngå gjenbruk
- All stamfisk skal genotypes
- All stamfisk skal analyse for slektskap til tidligere brukt stamfisk
- Det skall gjøres slektskapsanalyser mellom alle par av stamfisk for å unngå krysninger mellom nært beslektede individer.
- Det anbefales å lage familiegrupper
- Det anbefales at dødeligheten til klekkekar og familiegrupper dokumenteres
- Det anbefales å sette ut fettfinneklippet 2-årig settefisk
- Det anbefales å sette ut fisken i Mjøsa om våren
- Innslaget av settefisk i gytepopulasjonen til Lågen må overvåkes
- Det anbefales å gi villfisken mer vern enn settefisken ved at villfisken i større grad vernes av fiskerne

## 7 Referanser

- Andersson, A., Jansson, E., Wennerström, L., Chiriboga, F., Arnyasi, M., Kent, M. P., Ryman, N., & Laikre, L. 2017. Complex genetic diversity patterns of cryptic, sympatric brown trout (*Salmo trutta*) populations in tiny mountain lakes. *Conservation Genetics* 18: 1213–1227.
- Anonym. 2011. Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk (Utvalg utnevnt i brev av 26.10.10 fra Direktoratet for naturforvaltning). DN-utredn11-2011. Direktoratet for naturforvaltning.
- Anonym 2014. Retningslinjer for utsetting av anadrom laksefisk. Miljødirektoratet. Veileder M186-2014. 7 s.
- Aprahamian, M. W., Smith, K. M., McGinnity, P., McKelvey, S., & Taylor, J. 2003. Restocking of salmonids - opportunities and limitations. *Fisheries Research*, 62(2), 211-227. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00163-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00163-7)
- Araki, H., Berejikian, B. A., Ford, M. J., & Blouin, M. S. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications*, 1(2), 342-355. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2008.00026.x>
- Araki, H., Cooper, B., & Blouin, M. S. 2009. Carry-over effect of captive breeding reduces reproductive fitness of wild-born descendants in the wild. *Biology Letters*, 5(5), 621-624. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0315>
- Araki, H., & Schmid, C. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*, 308, S2-S11. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.05.036>
- Auld, H. L., Noakes, D. L. G., & Banks, M. A. 2019. Advancing mate choice studies in salmonids. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(2), 249-276. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09551-5>
- Christie, M., Marine, M., French, R. 2012. Effective size of a wild salmonid population is greatly reduced by hatchery supplementation. *Heredity*, 109, 254-260. <https://doi.org/10.1038/hdy.2012.39>
- Gladsø, J. A., Fjeldseth, Ø., Hegge, O., Jørgensen, F., Knapp, A., Kroglund, F., Museth, J., Ravneberg, E., Ødegård, F. E. & Dervo, B. K. 2020. Forslag til strategi for bevaring og utvikling av bestandene av storørret. Miljødirektoratet Rapport M-1786|2020.
- Gregersen, F. 2009. Gytebekkene og elvene i Mjøsa. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavdelingen. Rapp. nr. 6/09.
- Hagen, I.J., Karlsson, S., Wacker, S., Florø-Larsen, B., Urdal, K. & Sægrov, H. 2023. Evaluering av frivillig kultivering av laks i Vestland fylke. Arnaelva, Daleelva, Loneelva og Osenelva Vestre Hyen. NINA Rapport 2174. Norsk institutt for naturforskning.
- Hagen, I. J., Ugedal, O., Jensen, A. J., Lo, H., Holthe, E., Bjørn, B., Florø-Larsen, B., Sægrov, H., Skoglund, H., & Karlsson, S. 2020. Evaluation of genetic effects on wild salmon populations from stock enhancement. *ICES Journal of Marine Science*, 78(3), 900-909. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa235>
- Haugen TO, Aass P, Stenseth NC, Vøllestad LA. Changes in selection and evolutionary responses in migratory brown trout following the construction of a fish ladder. 2008. *Evolutionary Applications*. 2008 Volum 1, issue 2 s. 319-35. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2008.00031.x>
- Hegge, O. 2020. Opphevelse av pålegg om utsetting av aure i Lågen og Mjøsa. Fylkesmannen i Innlandet. Brev til Opplandskraft DA.
- Heitkøtter, F. 1981. Hunderørret. Biri Offset.
- Hindar, K., Ryman, N., & Utter, F. 1991. Genetic Effects of Cultured Fish on Natural Fish Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(5), 945-957. <https://doi.org/10.1139/f91-111>
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsens fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916, 1916. Aktietrykkeriet i Trondhjem 1917.

- Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk. 2011. DN-utredning 11-2011.
- Janowitz-Koch, I., Rabe, C., Kinzer, R., Nelson, D., Hess, M. A., & Narum, S. R. 2019. Long-term evaluation of fitness and demographic effects of a Chinook Salmon supplementation program. *Evolutionary Applications*, 12(3), 456-469. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/eva.12725>
- Jensen, A. J., Aass, P. 1991. Oppgang av ørret i fisketrappa i Hunderfossen 1983-1990 i forhold til vannføring og vanntemperatur. NINA Forskningsrapport 19.
- Jonsson, B., Jonsson, N., & Hansen, L. P. 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 26(4), 225-230. <https://doi.org/10.1007/BF00178315>
- Jonsson, B., Jonsson, N., & Jonsson, M. 2019. Supportive breeders of Atlantic salmon *Salmo salar* have reduced fitness in nature. *Conservation Science and Practice*, 1(9). <https://doi.org/10.1111/csp2.85>
- Karlsson, S., Bjørn, B., Holthe, E., Lo, H., Ugedal, O. 2016. Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet - NINA Rapport 1269.
- Kraabøl, M. 2006. Gytebiologi hos hunderørret i Gudbrandsdalslågen nedenfor Hunderfossen kraftverk. NINA rapport 217.
- Kraabøl, M., Dervo, B.K., Museth, J. 2015. Nedvandningsveier og effekter av vannslipp på vinterstøing og smolt av Hunderørret forbi Hunderfossen kraftverk i Gudbrandsdalslågen. NINA Rapport 1187.
- Kraabøl, M., Johnsen, S. I., Forseth, T., Museth, J., Skurdal, J. 2012. Hva om Hunderørret var laks? *Vann* 03 2012, 340-356.
- Kraabøl, M., Museth J., Johnsen S. I. 2009. Fangsthistorikk og bestandsvurdering av Mjøsørret med hovedvekt på kultivering av Hunderørret - NINA Rapport 485.
- Kraabøl, M., Museth, J., Johnsen, S.I., Skurdal, J., Dokk, J.G. 2013. Telemetristudier av nedvandrende smolt og utgytt Hunderørret forbi Hunderfossen kraftverk i Gudbrandsdalslågen i 2011 og 2012. NINA Rapport 940.
- Kraabøl, M. Arnekleiv, J. V. 1998. Registrerte gytelokaliteter for storørret i Gudbrandsdalslågen og Gausa med sideelver. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1998-2.
- Kraabøl, M. & Arnekleiv, J. V. 2007. Telemetristudier av gytevandrende hunderørret i Gudbrandsdalslågen 1990-1997; vandringsproblemer og fordeling av gytefisk. NTNU. Zoologisk notat 5 2007
- Milot, E., Perrier, C., Papillon, L., Dodson, J. J., & Bernatchez, L. 2013. Reduced fitness of Atlantic salmon released in the wild after one generation of captive breeding. *Evolutionary Applications*, 6(3), 472-485. <https://doi.org/10.1111/eva.12028>
- Moe, S. J., Nater, C. R., Rustadbakken, A., Vøllestad, L. A., Lund, E., Qvenild, T., Hegge, O., & Aass, P. 2020. Long-term mark-recapture and growth data for large-sized migratory brown trout (*Salmo trutta*) from Lake Mjøsa, Norway. *Biodiversity Data Journal*, 8. <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e52157>
- Museth, J., Kraabøl, M. & Rolseth, K. 2023. Midlertidig manøvreringsreglement ved Hunderfossen kraftverk. Vurdering av effekter på bestanden av Hunderørret i prøveperioden 2017-2022. NINA Rapport 2166. Norsk institutt for naturforskning
- Museth, J., Dervo, B., Brabrand, Å., Heggnes, J., Karlsson, S., Kraabøl, M. 2018. Storørret i Norge. Definisjon, status, påvirkningsfaktorer og kunnskapsbehov. NINA Rapport 1498.
- Museth, J., Johnsen, S., Kraabøl, M. 2008. Ørretutsettinger i elver – en kunnskapsoppsummering med relevans for Glomma og Søndre Rena. NINA Rapport 307.
- Nater, C. R., Rustadbakken, A., Ergon, T., Langangen, O., Moe, S. J., Vindenes, Y., Vøllestad, L. A., & Aass, P. 2018. Individual heterogeneity and early life conditions shape growth in a freshwater top predator. *Ecology*, 99(5), 1011-1017. <https://doi.org/10.1002/ecy.2178>
- Nater CR, Vindenes Y, Aass P, Cole D, Langangen Ø, Moe SJ, Rustadbakken A, Turek D., Vøllestad LA, Ergon T. 2020. Size- and stage-dependence in cause-specific mortality of migratory brown

- trout. *Journal of Animal Ecology*. 2020 volum 89 Issue 9 s.2122-2133. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13269>
- Præbel, K. & Kanstad-Hansen, Ø. 2013. Tilhørighet og genetisk variasjon av storvokst ørret fra Altevatt bestemt med mikrosatellitter og SNPs med henblikk på kultivering og bevarelse av adaptive egenskaper. *Ferksvannsbiolegen*, 2013-11.
- Ryman, N., 1981. Conservation of genetic resources: Experiences from the brown trout (*Salmo trutta*). *Ecological Bulletins* 1981, No 34. 61-74. <https://www.jstor.org/stable/43908647>
- Ryman, N., Allendorf, F. W., & Ståhl, G. 1979. Reproductive isolation with little genetic divergence in sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Genetics* **92**:247-262. <https://doi.org/10.1093/genetics/92.1.247>
- Ryman, N., & Laikre, L. 1991. Effects of Supportive Breeding on the Genetically Effective Population Size. *Conservation Biology*, 5(3), 325-329. <https://www.jstor.org/stable/2385902>
- Ryman, N., & Ståhl, G. 1980. Genetic Changes in Hatchery Stocks of Brown Trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 82-87. <https://doi.org/10.1139/f80-008>
- Ryman, N., & Ståhl, G. 1981. Genetic Perspectives of the Identification and Conservation of Scandinavian Stocks of Fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(12), 1562-1575. <https://doi.org/10.1139/f81-207>
- Saha, A., Andersson, A., Kurland, S., Keehnen, N. P. L., Kutschera, V. E., Ekman, D., Karlsson, S., Kardos, M., Hössjer, O., Ståhl, G., Allendorf, F. W., Ryman, N., & Laikre, L. 2022. Whole-genome resequencing confirms reproductive isolation between sympatric demes of brown trout (*Salmo trutta*) detected with allozymes. *Molecular Ecology*, 31: 498–511.
- Skaala, Ø., & Nævdal, G. 1989. Genetic differentiation between freshwater resident and anadromous brown trout, *Salmo trutta*, within watercourses. *Journal of Fish Biology*, 34(4), 597-605. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03338.x>
- Skaala, Ø, Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1991. Genetisk variasjon hos mjøsørret. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 18/1991.
- Taugbøl, T., Hegge, O., Qvenild, T. & Skurdal, J. 1989. Mjøsørretens ernæring. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, rapport 15.
- Thériault, V., Moyer, G. R., Jackson, L. S., Blouin, M. S., & Banks, M. A. 2011. Reduced reproductive success of hatchery coho salmon in the wild: insights into most likely mechanisms. *Mol Ecol*, 20(9), 1860-1869. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05058.x>
- Aass, P. 1990. Utsetting av Hunderørret i Mjøsa og Lågen, 1965-1989 (Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Rapport 9, 1990).
- Aass, P. 1993. Stocking strategy for the rehabilitation of a regulated brown trout (*Salmo trutta* L.) river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2), 135-144. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450080116>
- Aass, P. 2011. Teinlagfisket etter Hunderørret i Gudbrandsdalslågen. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. Rapport 4.
- Aass, P. & Kraabøl, M. 1999. The exploitation of a migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) population; change in fishing methods due to river regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 15; 211-219.

## Vedlegg 1

### Brown trout collection

The fish used in this study are comprised of two different sampling strategies; Dataset I: fish-scales from older, mature fish, sampled from fish collected at the outlet to Lake Mjøsa (1909); below the present location of the weir (1961) or in the fish trap after climbing the fish ladder (1972, 1980, 1990, 2000, 2010 and 2015). To avoid including fish from other breeding populations draining Lake Mjøsa in the 1909 sample, only the largest individuals were included for genetic samples, as the River Gudbrandsdalslågen hosts the largest brown trout population(s) in the area. The sites for sampling the contemporary dataset; Dataset II, were selected based on being likely breeding sites for trout, where breeding sites above and below rapid stretches of water were divided into two samples for putative population testing. Aiming at sampling young of the year ( $0^+$ ), two stations in river Gausa, seven stations in river Gudbrandsdalslågen and two tributaries were electrofished in in 2020. Due to low sampling sizes, four sites were resampled in 2021 and combined to their putative population (sampling site) after running a Principal Component Analysis (PCA) that did not indicate any statistical differentiations between years. We do not have any genetic signatures on the stocked fish.

### DNA extraction, PCR amplification, genotyping and sample information

Genomic DNA from Dataset I was extracted from scale samples, whereas small tissue samples from the tailfin were used for Dataset II. DNA extraction and genotyping 96 Single Nucleotide Polymorphism sites (SNP's). All samples performed as expected, except the scale samples from 1909 where a total of 13 individuals did not yield enough DNA for the SNP-analysis, totaling up to 12 individuals for that year class. The data was further filtered as to keep individuals with more than 80% successfully identified genotypes and loci with present genetic variation. A total of five loci were excluded as they were non-informative (fixed), leaving 416 individuals and 91 loci for the statistical analysis. The number of individuals analyzed per population were spanning from 9 (Frya) to 30 (Jøra)

### Population genetic structure analysis

When collecting genetic samples from species that are migratory, the use of sampling sites as proxy for "populations" could give a false impression of the actual population structure. This is especially relevant for Dataset I in this context, as all samples were collected from one geographical site; from migratory fish traveling up the fish ladder, where we have no data on their targeted breeding destination. As Dataset II was sampled from juveniles, these samples are more likely to represent their hatching locations and hence metapopulation. With the hypothesis of genetic structuring in metapopulations in River Gudbrandsdalslågen, each metapopulation should have a slightly different allele frequency pattern of the SNPs, that can be used to assign individuals back to populations. As such, the idea was to use the contemporary dataset as a reference to genetic structuring, and assign individuals from Dataset I accordingly. Therefore, we first used a genetic self-assignment test to allocate individuals back to an unknown number of genetic clusters ("populations") with STRUCTURE 2.3. The genetic program STRUCTURE clusters individuals based on their allele frequencies by identifying putative groups in the data that minimizes departure from Hardy-Weinberg equilibrium (HWE). First, we ran an initial analysis in STRUCTURE with correlated allele frequencies, separately without LOCPRIOR, on  $K=1$  to  $K=10$ , for ten independent analysis for each value of  $K$  using 200.000 iterations (following a burn-in period of 100.000). Based on the second order rate of change of  $\ln P(X|K)$  ( $\Delta K$ ), and comparing summary plots combined for all 10 runs per  $K$  by CLUMPAK (Kopelman et al. 2015),  $K=4$  populations was the model that best fitted the data for the initial STRUCTURE-run.



*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5117-4

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger