

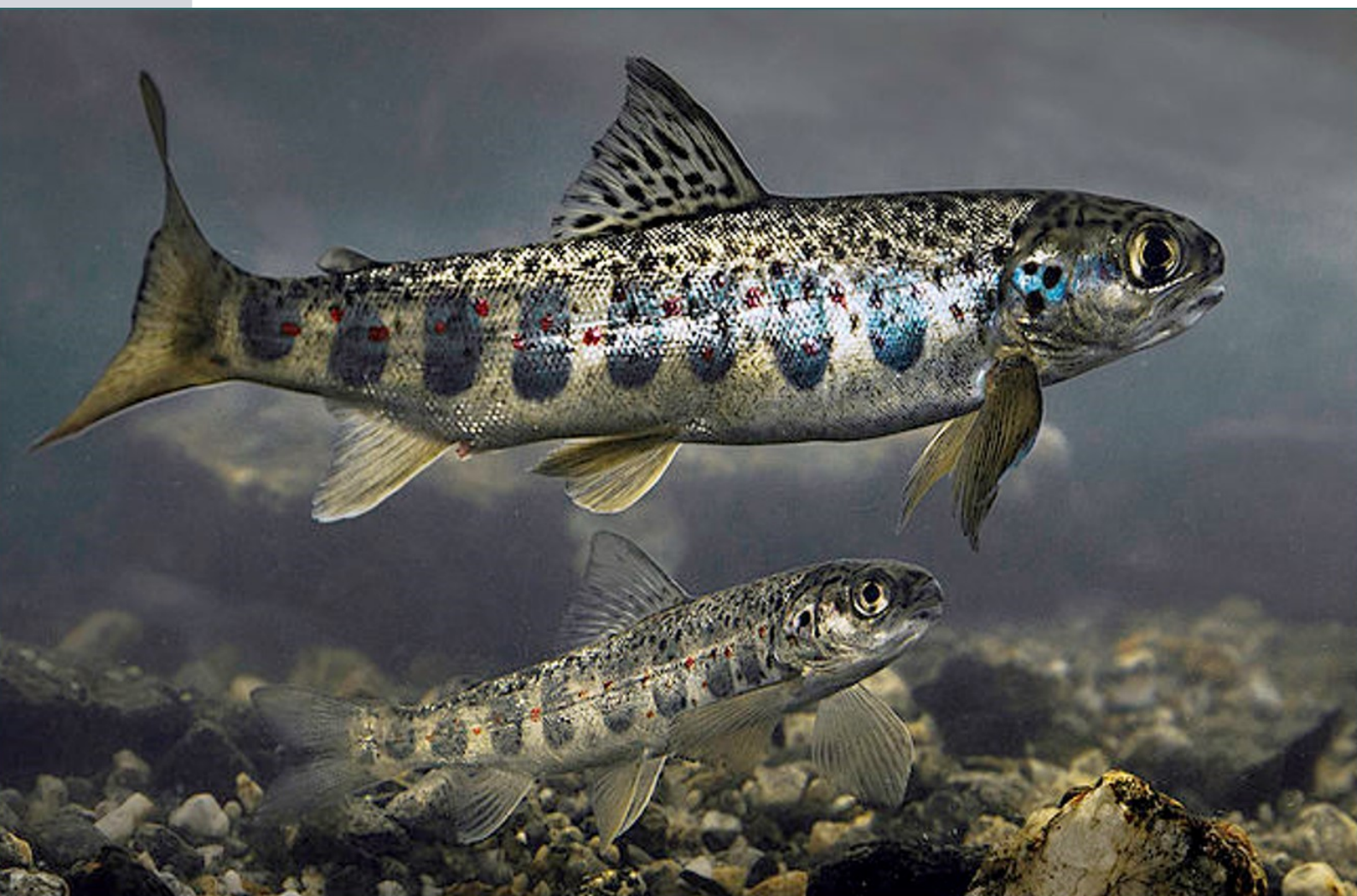
1551

NINA Rapport

# Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen

Samlerapport fra undersøkelser i perioden 2014-2019

Line Elisabeth Sundt-Hansen, Ole Kristian Berg, Jan Grimsrud Davidsen, Linda Eikås, Tor G. Heggberget, Bjart Are Hellen, Marius Kambestad, Sten Karlsson, Lars Rønning, Harald Sægrov & Eva Marita Ulvan



# **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 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. 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.

# Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen

Samlerapport fra undersøkelser i perioden 2014-2019

Line Elisabeth Sundt-Hansen

Ole Kristian Berg

Jan Grimsrud Davidsen

Linda Eikås

Tor G. Heggberget

Bjart Are Hellen

Marius Kambestad

Sten Karlsson

Lars Rønning

Harald Sægrov

Eva Marita Ulvan

Sundt-Hansen, L. E., Berg, O.K., Davidsen, J.G., Eikås L., Heggberget, T.G., Hellen, B.A., Kambestad, M., Karlsson, S., Museth, J., Rønning, L., Sægrov, H. & Ulvan, E.M. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Samlerapport fra undersøkelser i perioden 2014-2019. NINA rapport 1551. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, juni 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3289-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Ingeborg Palm Helland (sign.)

OPPDRAGSGIVER

NTE Energi AS

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Bjørn Høgaas

FORSIDEBILDE

Småblank fra Øvre Namsen. Stor kjønnsmoden hunn i forgrunnen og en mindre hannfisk i bakgrunnen © Per Harald Olsen, NTNU

NØKKELORD

- Namsenvassdraget
- Laks
- Relikt laks
- Småblank
- Aure
- Ørekyt
- Bestandsstatus
- Forekomst
- Utbredelse
- Habitatbruk
- Genetikk
- Vassdragsregulering
- Terskler
- Fremmede arter
- Avbøtende tiltak

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 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**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Sundt-Hansen, L. E., Berg, O.K., Davidsen, J.G., Eikås L., Heggberget, T.G., Hellen, B.A., Kambestad, M., Karlsson, J., Rønning, L., Sægrov, H. & Ulvan, E.M. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Samlerapport fra undersøkelser i perioden 2014-2019. NINA Rapport 1551. Norsk institutt for naturforskning.

Det er gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i reguleringspåvirkete deler av Namsenvassdraget i perioden 2014-2019. Undersøkelsesområdet har omfattet strekningen fra Øvre Namsen mellom Namskroken og Nedre Fiskumfoss, samt de regulerte sideelvene Frøyningseelva og Tunnsjøelva. Undersøkelsene er utført i samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) og Rådgivende Biologer AS på oppdrag for NTE Energi AS. Bakgrunnen for oppdraget er at Miljødirektoratet i 2013 utferdiget et pålegg om reguleringsundersøkelser med hovedfokus på småblank, som er en elvelevende, småvokst bestand av laks som bare finnes i øvre deler av Namsenvassdraget

I undersøkelsesperioden har man startet undersøkelsene øverst i vassdraget og arbeidet seg systematisk nedover mot den nedre utbredelsesgrensen for småblank. På grunn av store habitatvariasjoner i undersøkelsesområdet var det nødvendig å benytte flere ulike undersøkelsesmetoder i Øvre Namsen. Metodene vi benyttet var i hovedsak strandnært elektrisk fiske, elektrisk båtfiske, drivtelling og garnfangst. I undersøkelsene ble det også benyttet fjernmålingsmetoder (radiomerker med og uten sensor for aktivitet, akustiske merker, PIT-merker) for å kunne kartlegge habitatbruk, vandring og bevegelse hos småblank. Nye genetiske verktøy og metoder (enkelt-nukleotide-polymorfismer (SNPer), mitokondrielt DNA) ble videre benyttet for å gi ny kunnskap om bestandsstruktur, genetisk variasjon og for å skille mellom småblank, anadrom laks og hybrider mellom småblank og anadrom laks, i området Nedre Fiskumfoss og Aunfoss («hybridsonen») for å vurdere effekt av laksetrapp og konkurranse fra anadrom laks.

Undersøkelsene viser at det er betydelige forskjeller i forekomst av småblank i de ulike delene av vassdraget. De største tetthetene i hovedelva ble funnet ved Mellingselva, Bjørnstad, Frøyningseelva, Brekkvasselv og Trongfossen. I de undersøkte sidevassdragene Frøyningseelva og Mellingselva ble det funnet forholdsvis høye tettheter av småblank. I hovedelva er det til dels svært tynne bestander av småblank oppstrøms samløpet med Mellingselva, i terskelbassengene ved Namsskogan sentrum, Kjelmfossen og Bjørhusdal, samt i de oppdemte områdene oppstrøms kraftverksdammene i Åsmulfossen og Aunfossen. Det var også svært liten forekomst av småblank i de undersøkte delene av Tunnsjøelva. Substratet i dette området ligner substratet nedstrøms utløpet av Mellingselva, der det ble fanget mye småblank, og virker å kunne være et gunstig leveområde for småblank.

Resultatene fra drivtelling og elektrofiske tilsier at det er lav til meget lav tetthet av småblank i hovedløpet av Namsen på strekningen mellom utløpet Mellingselva og Aunfoss. Disse metodene gir anslag på henholdsvis 13 000 og 20 000 småblank over 10 cm, med forbehold om usikkerhet knyttet til beregningene. Det ble også generelt fanget svært lite årsyngel av småblank i hovedelva Namsen, sammenlignet med sidevassdragene Frøyningseelva og Mellingselva. Med forbehold om metodiske utfordringer indikerer dette at rekrutteringen i hovedelva er lav og kan være en flaskehals for bestanden. Videre kartlegging av gyteaktivitet og gytesuksess (rekruttering) i hovedelva bør prioriteres i fremtidige prosjekter.

Undersøkelsene av vandringer og habitatbruk hos småblank viser at den er mer stasjonær enn det som er kjent hos andre relikte laksestammer. Småblank oppholdt seg innenfor et område på 1123 m<sup>2</sup> halvparten av tiden og i 95 % av tiden innenfor et område på 4416 m<sup>2</sup>. Den maksimale avstanden mellom peilepunktene for individuelle fisk var i gjennomsnitt 242 meter, noe som i praksis innebærer at fiskene oppholdt seg innenfor samme del av elva gjennom hele undersøkelsesperioden. Hjemmeområdet var større for fisk i den øvre delen av undersøkelsesområdet, og arealet de brukte økte med alderen på fisken. Det var imidlertid stor individuell variasjon i størrelsen på hjemmeområdet. Forekomst av kjønnsmodne småblank ble undersøkt i området Snåsamoen og Mellingselva og de ble her observert fra 15. september til

29. oktober, mens det fra 24. november kun ble observert utgytt fisk. Dette kan tyde på at gytetidspunktet til småblank i dette området i hovedsak er i løpet av september og oktober.

De genetiske analysene viser at småblankbestanden er delt opp i fire forskjellige underbestander, i tillegg til to bestander i Frøyningseelva. Oppdelingen av de ulike underbestandene henger i stor grad sammen med fysiske barrierer for vandring. Det er størst genetisk forskjell mellom de nedre og øvre bestandene. Den genetiske strukturen til småblank er i stor grad styrt av en enveis genflyt fra øvre til nedre områder. Dette betyr at bestandene i de øvre delene ikke mottar nytt genetisk materiale fra noen annen bestand, og de er derfor avhengig av å opprettholde egne store livskraftige bestander. Bestandene i de nedre delene kan derimot tilsynelatende være livskraftige på grunn av at de helt eller delvis blir opprettholdt av immigranter fra bestander oppstrøms. Det ble fanget svært få individer av småblank i områder der anadrom laks har tilgang, fra Aunfoss og ned til Nedre Fiskumfoss («hybridsonen»). Genetiske analyser avdekket at individene i dette området enten var rene anadrom laks eller hybrider mellom anadrom laks og småblank. Siden 1998 har andelen laks med rent småblankopphav i dette området sunket dramatisk fra 20 % til omtrent null, og det samlede arvematerialet av laks med småblankopphav i hybridsonen ble estimert til 21,4 % i garnfangsten fra 1998 og til 2,6 % i garnfangsten fra 2015 og 2017. Den store dominansen av anadrom laks, og det faktum at denne hybridiserer med småblank forventes å føre til en utryddelse av småblank i området fra Aunfoss og ned til Nedre Fiskumfoss hvis ingen tiltak settes inn. I tillegg er det vist at anadrom laks med delvis småblankopphav kan vandre ut og returnere til Namsen.

De viktigste reguleringseffektene i Øvre Namsen er endringer i vannføringsforhold, vanndekt areal, oppdemningseffekter og effekter av kraftverksdrift. Den aller viktigste av disse reguleringseffektene er fraføring av vann fra Namsvatnet (Namsen), Frøyningen (Frøyningseelva) og Tunnsjøflyan (Tunnsjøelva). I tillegg er levevilkårene for småblank påvirket av terskelbygging, bygging av laksetrapp og introduksjon av ørekyt. Fraføring av vann har i størst grad påvirket habitatet til småblank nedstrøms Storfossen i Namsen og nedstrøms Seterfossen i Tunnsjøelva, mens dette har gitt betydelig mindre forandringer i Frøyningseelva. Habitatet på strekningen fra Storfossen til ovenfor samløpet med Mellingselva har tilsynelatende god kvalitet i form av substrat, men det er likevel en svært tynn bestand av småblank. Siden de øvre bestandene ikke mottar immigranter fra de nedre bestandene er de spesielt sårbare og har behov for ytterligere vern mot negative påvirkninger, samtidig som de nedre bestandene bør styrkes for å bevare den samlede genetiske variasjonen og integriteten til småblank. Det er flere mulige fysiske og biologiske tiltak som kan iverksettes for å sikre, styrke og gjenoppbygge småblankbestandene. Vi anser at de mest aktuelle tiltakene for å sikre en langsiktig overlevelse av småblank er stenging av laksetrapp, innføring av miljøbasert vannføring på elvestrekninger, fjerning eller modifisering av terskler, iverksettelse av fysiske habitatiltak og, bevaring av urørte sidevassdrag. Videre foreslår vi at det bør vurderes å etablere en levende og frossen genbank for småblank som sikrer at de ulike delbestandene ikke går tapt. Ut fra den observerte raske utviklingen av hybridisering mellom anadrom laks og småblank anbefaler vi å stenge laksetrappen i Nedre Fiskumfoss. Våre observasjoner indikerer at småblank med delvis anadrom opphav vandrer ut og vil over tid derfor kunne forsvinne og gjøre det mulig for en re-etablering av småblank på strekningen opp til Aunfoss, enten ved naturlig rekruttering eller ved utsettinger.

Line Elisabeth Sundt-Hansen ([line.sundt-hansen@nina.no](mailto:line.sundt-hansen@nina.no)), Tor G. Heggberget, Sten Karlsson & Eva Marita Ulvan, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Jan Grimsrud Davidsen ([jan.davidsen@ntnu.no](mailto:jan.davidsen@ntnu.no)), Linda Eikås & Lars Rønning, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim.

Bjart Are Hellen ([bjart.aren.hellen@radgivende-biologer.no](mailto:bjart.aren.hellen@radgivende-biologer.no)), Marius Kambestad & Harald Sægrov, Rådgivende Biologer AS, Bredsgården, Bryggen, 5003 Bergen.

Ole Kristian Berg ([ole.k.berg@ntnu.no](mailto:ole.k.berg@ntnu.no)), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU),  
Institutt for biologi, Realfagbygget , NTNU, 7491 Trondheim.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
1.1 Småblank.....	9
1.2 Namsenvassdraget.....	11
1.3 Frøyningsselva .....	11
1.4 Tunnsjøelva .....	12
1.5 Vannkraftutbygging.....	12
1.6 Undersøkelserprogram og aktivitetsplan .....	14
<b>2 Metoder</b> .....	<b>16</b>
2.1 Generelle fiskebiologiske undersøkelser.....	16
2.1.1 Elektrisk båtfiske .....	16
2.1.2 Strandnært elektrisk fiske .....	20
2.1.3 Drivtelling .....	22
2.1.4 Garnfiske.....	26
2.1.4.1 Innsamling av garndata .....	26
2.1.4.2 Aldersanalyser .....	28
2.2 Habitatbruk og vandringer .....	30
2.2.1 Fangst av småblank.....	30
2.2.2 Merkeprosedyrer.....	35
2.2.3 Radiopeiling og registrering med faste akustiske lyttestasjoner .....	36
2.2.4 Karakterisering av fysiske habitatparametere .....	37
2.2.5 Beregninger .....	38
2.3 Ørekytundersøkelser .....	38
2.4 Genetiske undersøkelser.....	43
2.4.1 DNA-isolering og genotyping.....	44
2.4.2 Statistiske analyser.....	44
2.4.3 Genetisk identifisering av ulike laksevarianter .....	45
2.5 Beregninger av bestandsstørrelse .....	46
2.5.1 Beregninger basert på drivtelling og elektrisk fiske.....	46
2.5.2 Beregninger basert på strandnært elektrisk fiske.....	46
<b>3 Resultater og diskusjon</b> .....	<b>47</b>
3.1 Bestandsstruktur hos småblank .....	47
3.1.1 Drivtelling .....	47
3.1.2 Strandnært elektrisk fiske .....	49
3.1.2.1 Tettheter av småblank og laksunger .....	49
3.1.2.2 Tettheter av aure.....	49
3.1.2.3 Lengdefordeling og alder .....	52
3.1.2.4 Rekruttering .....	55
3.1.3 Garnfiske.....	56
3.1.3.1 Alder og vekst hos småblank og aure .....	59
3.2 Bestandsstørrelse hos småblank .....	64
3.2.1 Relativ forekomst i ulike vassdragsavsnitt.....	64
3.2.2 Bestandsstørrelse basert på drivtelling .....	66
3.2.3 Oppsummering og diskusjon .....	67
3.3 Habitatbruk og vandringer hos småblank.....	68
3.3.1 Fysiske habitatparametere .....	68
3.3.2 Størrelse på småblankens hjemmeområde.....	70



3.3.3	Lengste avstand mellom peilepunkter .....	72
3.3.4	Gjenfangster av merket småblank .....	74
3.3.5	Gytetidspunkt .....	75
3.4	Genetisk struktur hos småblank .....	77
3.4.1	Genetisk variasjon mellom lokaliteter .....	77
3.4.2	Genetisk variasjon innenfor lokaliteter .....	79
3.4.3	Effektiv populasjonsstørrelse .....	80
3.4.4	Hybridisering mellom småblank og anadrom laks .....	80
3.5	Ørekytundersøkelser .....	85
3.6	Sammensetning av fiskesamfunn .....	88
3.6.1	Øvre Namsen .....	89
3.6.2	Frøyningselva .....	92
3.6.3	Tunnsjøelva .....	94
<b>4</b>	<b>Reguleringseffekter .....</b>	<b>96</b>
4.1	Funn fra prosjektperioden .....	96
4.2	Generelle reguleringseffekter .....	97
4.3	Endringer i vannføring og vanddekt areal .....	98
4.4	Effekter av oppdemming .....	103
4.5	Effekter av kraftverksdrift .....	104
4.5.1	Effekter på vanntemperaturer i Namsen .....	104
4.6	Effekter av ørekyt .....	108
4.7	Effekter av terskelbygging .....	105
4.8	Effekter av laksetrapp .....	108
4.8.1	Konklusjon om effekter av laksetrapp .....	109
<b>5</b>	<b>Avbøtende tiltak .....</b>	<b>111</b>
5.1	Produksjonsevne og forbedringspotensial .....	111
5.2	Stenging av laksetrapp .....	113
5.3	Miljøbasert vannføring .....	113
5.3.1	Frøyningselva .....	113
5.3.2	Namsen nedstrøms Storfossen .....	113
5.3.3	Tunnsjøelva .....	114
5.4	Biotoiltak og fysiske habitattiltak .....	116
5.4.1	Fjerning eller modifisering av terskler .....	116
5.4.2	Habitatforbedrende tiltak .....	117
5.4.3	Modifisering av elvemorfologi .....	117
5.5	Bevaring og gjenoppbygging av småblankbestander .....	118
5.5.1	Namsen nedstrøms Namskroken .....	118
5.5.2	Sidevassdrag i småblanksonen .....	118
5.5.3	Hybridsonen nedstrøms Aunfoss .....	119
5.6	Levende genbank for småblank .....	120
5.7	Andre tiltak .....	121
5.7.1	Bevaring av urørte sidevassdrag .....	121
5.7.2	Eablering av småblankbestander i sidevassdrag .....	121
<b>6</b>	<b>Oppsummering og konklusjoner .....</b>	<b>123</b>
6.1	Kunnskapsbehov .....	126
<b>7</b>	<b>Litteratur .....</b>	<b>127</b>
<b>8</b>	<b>Vedlegg .....</b>	<b>133</b>

## Forord

Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) utformet i 2013 et pålegg om fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Det pålagte undersøkelsesprogrammet for perioden 2014-2018 hadde hovedvekt på reguleringseffekter på småblank.

Det har i de senere år vært knyttet usikkerhet og uenighet med hensyn til navnsetting av den unike laksebestanden i Øvre Namsen. Det vitenskapelige navnet har vært småblank siden den første gang ble beskrevet på 1950-tallet, men navneformen namsblank har fått en økende tilslutning både lokalt og hos miljømyndighetene. Det har vært tilsvarende usikkerhet knyttet til navnet på laksebestanden i Byglandsfjorden og Otra. I januar 2017 anbefalte Artsdatabanken (<https://www.artsdatabanken.no/Pages/225855>) at dverglaksen i Øvre Namsen skal ha det offisielle navnet småblank, mens dverglaksen i Byglandsfjorden skal ha det offisielle navnet bleke. På bakgrunn av dette er det valgt å bruke navneformen småblank i de siste rapportene i prosjektperioden.

Småblank er en spesiell økologisk variant av laks, og den eneste laksebestanden i Europa som lever hele livet i rennende vann. NTE Energi AS (NTE) er oppdragsgiver for prosjektet, mens Norsk institutt for naturforskning (NINA) er hovedansvarlig for gjennomføring av prosjektet. Prosjektet har vært gjennomført av et forskningskonsortium bestående av NINA, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) og Rådgivende Biologer AS, med bistand fra Namsskogan fjellstyre og Kunnskapssenter for laks og vannmiljø under feltarbeid. Den interne ansvars- og arbeidsfordelingen i forskningskonsortiet framgår av oversikten nedenfor. Undersøkelsene har primært blitt gjennomført i hovedstrengen av Namsenvassdraget. I tillegg har det vært gjort undersøkelser i de regulerte sidevassdragene Frøyningseelva og Tunnsjøelva. Resultater fra tilleggsundersøkelser i Mellingselva er også inkludert i rapporten. NTE er ansvarlig regulant i de fleste regulerte vannforekomster i Øvre Namsen, mens reguleringene i Frøyningseelva er et felles foretak mellom NTE og Helgelandskraft AS gjennom Åbjørakraft AS.

Rådgivende Biologer har gjennomført mesteparten av strandnært elektrisk fiske med deltakelse av Bjart Are Hellen, Marius Kambestad og Harald Sægrov. Øvrig strandnært fiske har vært gjennomført av Jan Grimsrud Davidsen, Lars Rønning, Linda Eikås, Gunnbjørn Bremset, John Gunnar Dokk, Line Elisabeth Sundt-Hansen, Jarle Fløan og Sissel Grongstad. Elektrisk båtfiske har vært gjennomført i regi av NINA, med deltakelse av Jon Museth, Gunnbjørn Bremset, John Gunnar Dokk, Jan Grimsrud Davidsen, Jarle Fløan, Tone Løvold, Tor G. Heggberget og Line Elisabeth Sundt-Hansen. NTNU har hatt ansvaret for garnfiske og merkestudier. Garnfisket har vært gjennomført av Ole Kristian Berg med bistand av Per Harald Olsen. Merkestudiene har vært i regi av Jan Grimsrud Davidsen med bistand av Lars Rønning, Linda Eikås, Stein Huggo Hemmingsen, Reidar Smalås, Sissel Grongstad og studenter fra NTNU Skjell har blitt analysert av Aslak D. Sjørnsen og Jon Kristian Skei. Telemetridata har blitt analysert med hjelp av Richard Hedger fra NINA. Garnfisket i hybridsonen og innsamling av fisk fra laksetrappa i Nedre Fiskumfoss i 2016 og 2017 er utført i regi av Tor G. Heggberget. Sten Karlsson har utført de genetiske analysene. Teinefisket etter ørekyt er utført av Tor G. Heggberget. Rådgivende Biologer har hatt hovedansvaret for drivtelling, med deltakelse av Bjart Are Hellen, Marius Kambestad, Harald Sægrov og Reidar Smalås. Øvrige drivtellingene har vært gjennomført av Gunnbjørn Bremset og Eva Marita Ulvan.

Per Harald Olsen ved NTNU har bidratt med bilder til rapportene. Arnt Eivind Bjøru hos NTE har bistått med hydrologisk ekspertise for studieområdet i forbindelse med sluttrapportering. Alle bidragsytere takkes herved. Spesiell takk går til Namsskogan fjellstyre for å ha bistått i feltarbeidet. Samt alle grunneiere som velvillig har stilt sine fiskeretter til disposisjon for dette prosjektet og ingeniørene ved NINAs genetikklaboratorium som har gjennomført DNA ekstraksjon og genotyping av innsamlet materiale.

Trondheim, mai 2020

Line Elisabeth Sundt-Hansen, prosjektleder

# 1 Innledning

## 1.1 Småblank

Småblank er en elvestasjonær laksebestand som har sitt naturlige leveområde på en om lag 85 kilometer lang strekning i Øvre Namsen fra Namskroken til Nedre Fiskumfoss (**figur 1**), samt i en rekke sideelver og tilløpsbekker som drenerer til denne delen av vassdraget (Thorstad mfl. 2011). Det er kjente forekomster av småblank i 14 sidevassdrag med en samlet utstrekning på lag 50 km (Thorstad mfl. 2011). Blant de større sidevassdragene med småblank er Mellingselva, Frøyningselva, Brekkvasselva, Flåttådalselva, Lindsetelva, Tunnsjøelva, Grøndalselva og Nesåa. Mer utfyllende oversikt over antatt utbredelse i sidevassdrag er gitt i Berg (1988), Rikstad (2005), Thorstad mfl. (2011) og Bremset mfl. (2014).

Etter at det i 1975 ble bygget laksetrappet i Nedre Fiskumfoss og Øvre Fiskumfoss har sjøvandrende laksefisk fått tilgang til den om lag ti kilometer lange strekningen mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen, samt de nederste fem kilometerne av sidevassdraget Nesåa som tidligere var forbeholdt småblank. I området mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen har det siden åpningen av laksetrappene vært sameksistens mellom stasjonær og sjøvandrende laks, og det har i senere tid også blitt påvist hybridisering mellom disse ulike variantene av laks i Namsenvassdraget (Karlsson mfl. 2018).

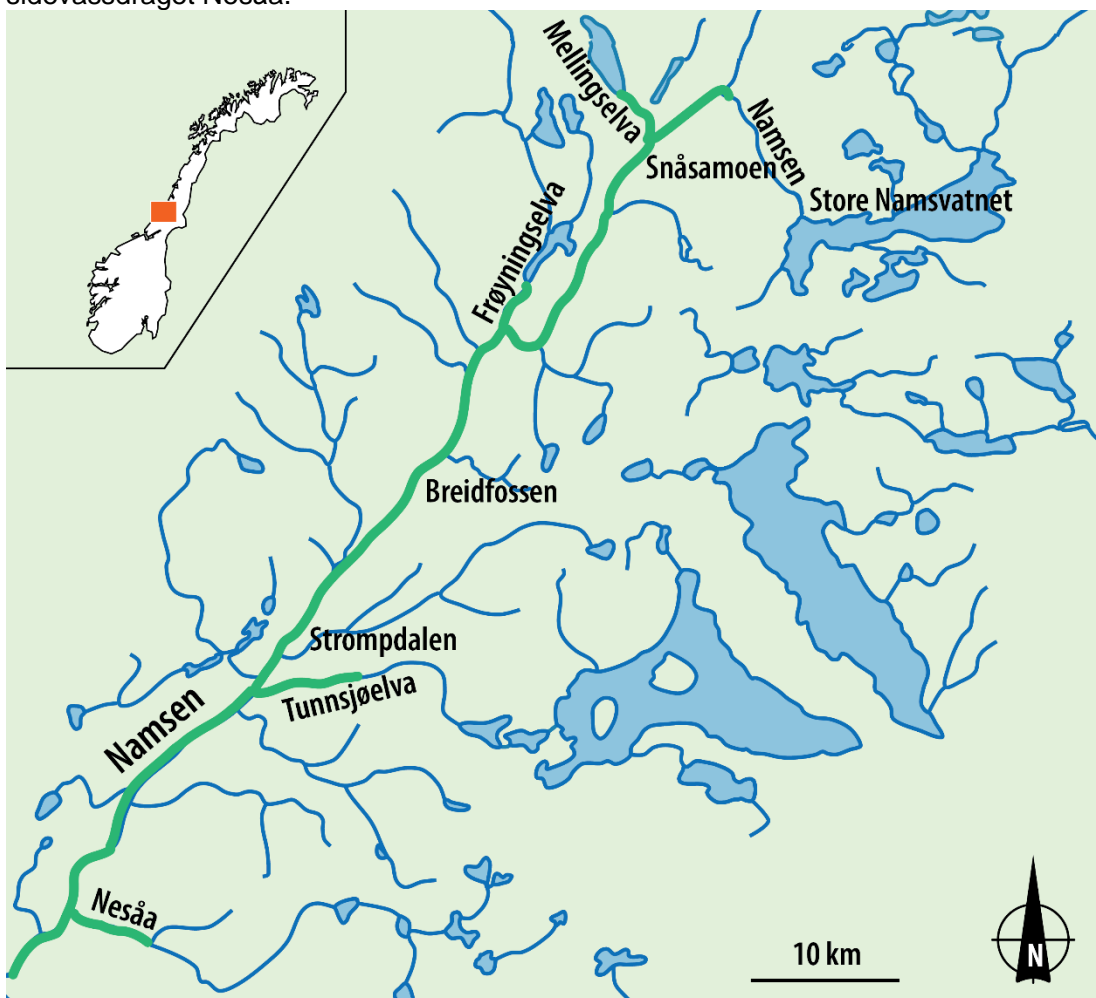
Livshistorien til småblank skiller seg på flere måter fra livshistorien til sjøvandrende bestander av laks. Småblank tilbringer hele livssyklus innenfor et avgrenset vassdragsområde uten innsjøer, der ungfisk, umoden fisk og kjønnsmoden fisk lever side om side (Thorstad mfl. 2011). Sjøvandrende laks utnytter ulike leveområder i de ulike livsstadiene, og har en vid utbredelse i ferskvann og saltvann. Ulike vekstforhold i ferskvann og saltvann medfører store forskjeller i kroppsstørrelse hos de to lakseformene. Gjennomsnittlig kroppslengde hos undersøkte småblank er 11,6 cm for hanner og 15,1 cm for hunner (Thorstad mfl. 2009). Gjennomsnittlig alder ved kjønnsmodning er 3,7 år for hanner og 4,5 år for hunner. Laveste registrerte alder ved kjønnsmodning er to år for hanner og tre år for hunner (Berg 1981). Gjennomsnittlig eggstørrelse hos undersøkte hunnfisk er 5 mm, og de har i snitt om lag 100 egg, med en variasjonsbredde på 36-360 (Berg & Gausen 1988, Thorstad mfl. 2009).



**Bilde 1.** Småblank tilbringer hele livssyklus i ferskvann, og ulike livsstadier som ungfisk, umoden fisk og kjønnsmoden fisk (øvre bilde) finnes i samme område. Enkelte individer har en blank drakt og et smoltlignende utseende (nedre bilde). Foto: Gunnbjørn Bremset, NINA.

## 1.2 Namsenvassdraget

Namsenvassdraget ligger i Trøndelag fylke, og har et nedslagsfelt på 6 274 km<sup>2</sup>. Namsen renner ut fra Store Namsvatnet i Røyrvik kommune og munner ut i Namsfjorden i Namsos kommune (**figur 1**). Øvre deler av Namsenvassdraget ligger i Røyrvik, Namsskogan og Grong kommuner. Geografisk omfatter Øvre Namsen den delen av Namsen som strekker seg fra utløpet av Namsvatnet til Nedre Fiskumfoss. Før kraftutbygging utgjorde Nedre Fiskumfoss den øvre grensen for sjøvandrende laksefisk. Etter vannkraftutbyggingene i vassdraget ble det bygd laksetrapp i Nedre Fiskumfoss i samarbeid mellom NTE og den gang Direktorat for jakt, viltstell og ferskvannsfiske, samt Namdal Laksestyre. Laksetrappen i Øvre Fiskumfoss var et konsesjonsvilkår og således pålagt. Dette har ført til at anadrom strekning i hovedelva er utvidet med ti kilometer opp til Aunfossen, samt ytterligere fem kilometer i de nedre delene av sidevassdraget Nesåa.



**Figur 1.** Oversikt over studieområdet. Grønn linje angir studieområdet i Øvre Namsen. Kartet er utarbeidet av Kari Sivertsen, NINA.

På elvestrekningen fra Namskroken til Nedre Fiskumfoss er det et samlet fall på om lag 300 meter. Elvestrekningene i dette vassdragsavsnittet har variert topografi og preges i øverste deler av høye gradienter og vannhastigheter, mens de midtre og nedre delene varierer mellom områder med lite fall og lave vannhastigheter og områder med stort fall i form av fossefall og rasktflytende strykområder.

## 1.3 Frøyningsselva

Frøyningsselva er utløpselva fra innsjøen Frøyningen og drenerer områder nordvest for Namsskogan. Av det opprinnelige nedbørfeltet på 160,5 km<sup>2</sup> ble 27,3 km<sup>2</sup> (17 %) av de øvre

delene av feltet i 1979 overført til Åbjøravassdraget. Elva domineres av sakteflytende partier med elveloner, men det er også strykpartier og fosser, mest i de nedre delene. Øverst i elva og i nedre del er det partier med fjellbunn, elles varierer bunnssubstratet mellom blokk, stein og grus på de roligste partiene. Ut av Frøyningen renner Frøyningseelva først gjennom et stryk med mye blankskurt fjell. Derfra renner den relativt rolig ca. 3,7 km nedover til Trongen bro, gjennom flere elveloner med enkelte strykparti innimellom. Nedstrøms Trongen renner elva stri gjennom et trangt gjel før den blir bredere, men fremdeles stri, på et parti med fjellbunn, før den igjen flater ut og renner relativt rolig ned til Namsen 1,3 km nedstrøms Trongen. Mellom Namsen og Trongen bro er det minst fire sannsynlige vandringshindre for småblank. Oppstrøms Trongen bro er det ingen vandringshindre.

## 1.4 Tunnsjøelva

Tunnsjøelva er utløpselva fra Tunnsjøen (357-352 moh.) og drenerer til Namsen ved Kjelmoen. Elvestrengen ligger i Røyrvik og Namsskogan kommuner. Fallet mellom Tunnsjøen og Namsen (246 meter) utnyttes i Tunnsjøfoss kraftverk og i Tunnsjødal kraftverk. Det er kjente forekomster av småblank, aure, ørekyt og trepigget stingsild i Tunnsjøelva. I tillegg er det sporadiske forekomster av røye som trolig kommer via kraftverkstuneller fra innsjøene lenger opp i vassdraget. Ørekyt ble første gang registrert i nedre deler av Tunnsjøelva i 2007, og allerede i 2010 var det etablert store bestander av ørekyt i dette området (Sundt-Hansen mfl. 2017). Ifølge Berg (1981) er antatt naturlig utbredelse for småblank i Tunnsjøelva opp til Seterfossen, som er om lag fem kilometer oppstrøms samløp med Namsen. Det ble gjennomført prøvafiske med garn i 1978, og da utgjorde småblank 23 % av fangsten i Tunnsjøelva (Langeland 1979). Tilsvarende undersøkelser ble gjennomført i de samme områdene i 2008, og da var innslaget av småblank ikke høyere enn 11 % (Thorstad mfl. 2009).

## 1.5 Vannkraftutbygging

Øvre deler av Namsenvassdraget er intensivt utnyttet til energiproduksjon, og samlet midlere årsproduksjon er 1 662 GWh, noe som utgjør omtrent 70 % av kraftproduksjonen i det som tidligere utgjorde Nord-Trøndelag fylke (Thorstad mfl. 2006). I 1958 ble det etablert et utbyggingssameie mellom Staten og Nord-Trøndelag fylkeskommune med formål om kraftutbygging i Øvre Namsen. De to partene i sameiet hadde 50 % eierskap hver. Nåværende konsesjonær for kraftanleggene i Øvre Namsen er Nord-Trøndelag elektrisitetsverk (NTE). De store utbyggingene i Indre Namdalen startet i 1958, da stat og fylkeskommunene bygde tre kraftverk i Norge og ett i Sverige. Byggeperioden ble avsluttet i 1965. Alle disse kraftverkene er magasinkraftverk. I tillegg er det etablert fire elvekraftverk. Flere reguleringsmagasin er etablert i øvre del av vassdraget og vannmagasinering har derfor betydning for driften av alle de fire elvekraftverkene. Ett av magasinkraftverkene og tre av elvekraftverkene har utløp i utbredelsesområdet til småblank.

**Nedre Fiskumfoss kraftverk** er et elvekraftverk som ble bygd under andre verdenskrig og kom i drift i 1946. Selve kraftstasjonen ligger i fjell og utnytter et fall på 35 meter. Den 260 meter lange dammen har labyrinth-overløp. Kraftverket har tre Francis-turbiner med vertikal oppstilling, og en samlet maksimal slukeevne på 140 m<sup>3</sup>/s (Thorstad mfl. 2006). Hver turbin har en installasjon på 13,5 MW. En laksetrapp på østsiden av elva ble satt i prøvedrift i 1975. Trappen har til sammen 77 kulper og en samlet lengde på 291 meter, hvorav om lag 200 meter er i tunnel eller under overbygg.

**Øvre Fiskumfoss kraftverk** er et elvekraftverk som ble satt i produksjon i 1976, og utnytter en fallhøyde på sju meter. Kraftverket har installert én Kaplan rørturbin med en ytelse på 7,6 MW, og den midlere årsproduksjon er på 57 GWh (Thorstad mfl. 2006). Det er også her installert en laksetrapp.

**Aunfoss kraftverk** er et elvekraftverk som ble satt i drift i 1959. Kraftverket utnytter et fall på 29 meter, har installert to Francis-turbiner med maksimal slukeevne på 130 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 180 GWh (Thorstad mfl. 2006).

**Åsmulfoss kraftverk** er et elvekraftverk som ble satt i drift i 1971. Kraftverket utnytter et fall på ti meter, har installert én Kaplan rørturbin med maksimal slukeevne på 175 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 74 GWh.

**Tunnsjødal kraftverk** er et magasinkraftverk som ble satt i drift i 1962. Kraftverket utnytter fallet på 238 meter mellom Tunnsjøflyan og nedre del av Tunnsjøelva, har installert fire Francis-turbiner med maksimal slukeevne på 92 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 875,6 GWh (Thorstad mfl. 2006).

**Tunnsjøfoss kraftverk** er et magasinkraftverk som ble satt i drift i 1986. Kraftverket utnytter et fall på ni meter nedstrøms magasinet i Tunnsjøen, har installert én Kaplan rørturbin med maksimal slukeevne på 86 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 27 GWh (Thorstad mfl. 2006).

**Tunnsjø kraftverk** er et magasinkraftverk som ble satt i drift i 1963. Kraftverket utnytter et fall på 53 meter mellom Limingen og Tunnsjø og har installert én Francis-turbin med maksimal slukeevne på 59 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 138 GWh (Thorstad mfl. 2006).

**Røyrvikfoss kraftverk** er et magasinkraftverk som ble satt i drift i 1965. Kraftverket utnytter et fall på 29 meter nedstrøms magasinet i Vektaren (oppstrøms fra Limingen), og har installert én Kaplan rørturbin med maksimal slukeevne på 68 m<sup>3</sup>/s, og en midlere årsproduksjon på 96 GWh (Thorstad mfl. 2006).

**Tabell 1.** Oversikt over reguleringsmagasin i Øvre Namsen. Laveste regulerte vannstand (LRV), høyeste regulerte vannstand (HRV), reguleringshøyde (m), regulert vannvolum (millioner m<sup>3</sup>) og regulert areal (km<sup>2</sup>) er oppgitt for hvert magasin. Data er hentet fra Thorstad mfl. (2006).

Magasin	Vannstand (m o.h.)		Reguleringshøyde (m)	Regulert volum (millioner m <sup>3</sup> )	Regulert areal (km <sup>2</sup> )
	LRV	HRV			
Namsvatn	440,00	454,00	14,0	458	39,4
Vektaren	440,00	445,50	5,5	38	9,2
Limmingen	409,00	417,70	8,7	260	93,5
Tunnsjøen	352,64	357,64	5,0	440	100,2
Tunnsjøflyan	345,00	348,00	3,0	13	7,1

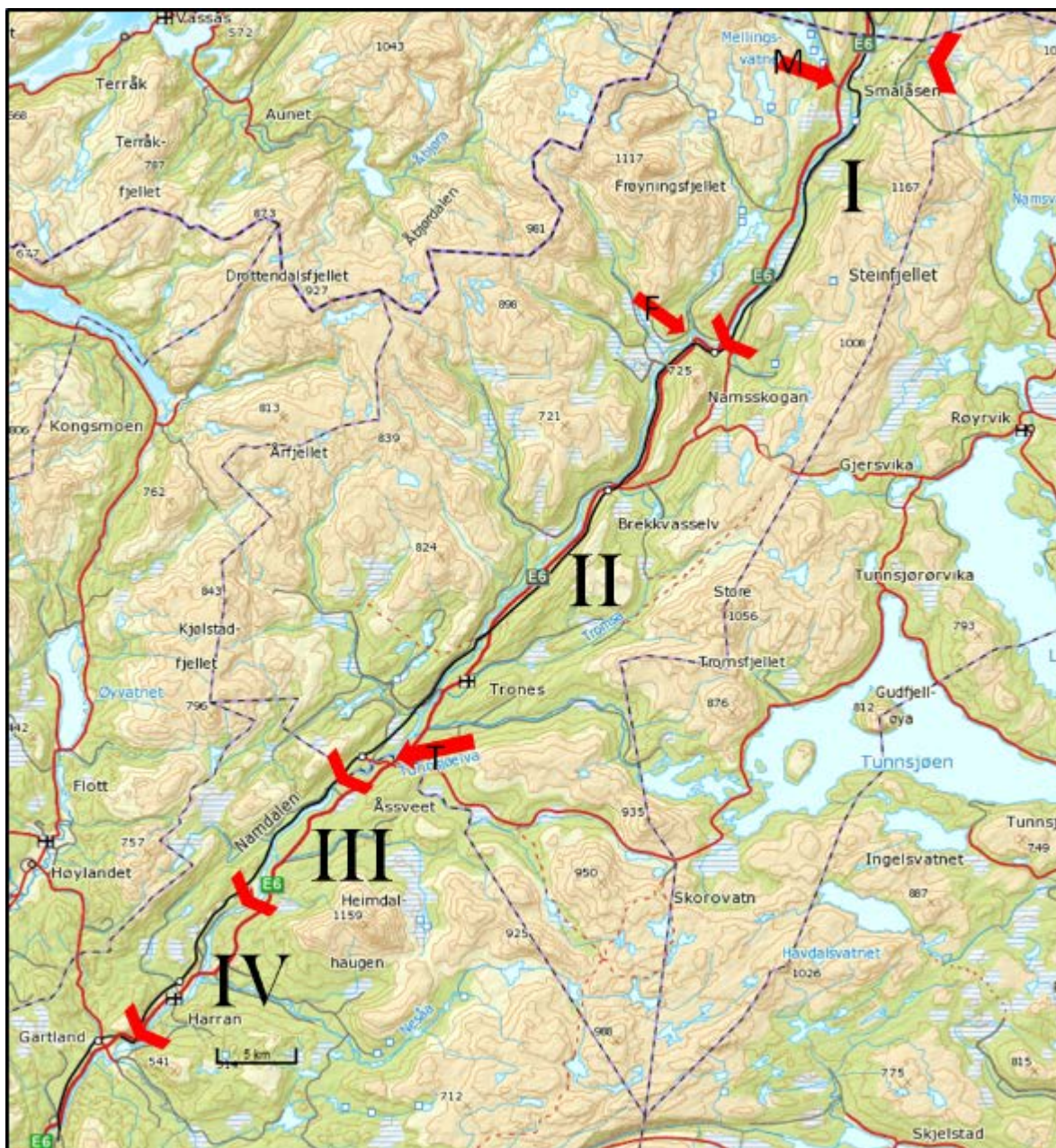
Den store bakenforliggende planen for utbyggingen var «den store overføringen», hvor utløpet av Namsvatnet til Namsen i Namsvatnet ble stengt (skjedde ca. 1959), Namsvatnet (440 m o.h.) oppdemt 14 m (**Tabell 1**) og overført til Vektaren, deretter til Limingen og Tunnsjøen før vatnet igjen kom tilbake til Namsen ved utløpet av Tunnsjøelva. Dette overførte ca. 700 km<sup>2</sup> av nedbørfeltet til de øvre deler av Namsen, og f.eks. ved Bjørnstad (totalt nedbørfelt 1050 km<sup>2</sup>) utgjorde den store overføringen en reduksjon på omtrent to tredjedeler av nedbørfeltet. Det er innført krav om minstevannføring knyttet til Bjørnstad vannmerke.



## 1.6 Undersøkellesprogram og aktivitetsplan

Hovedstrengen av Namsen har flere naturlige og kunstige vandringshindre, som deler elvestrengen inn i vassdragsavsnitt der fiskebestandene har begrensede muligheter for vandringer (Sandlund mfl. 2014). I undersøkelsesprogrammet ble det valgt å arbeide systematisk fra øvre til nedre del av utbredelsesområdet for småblank, og hovedstrengen av Namsen ble inndelt i fire vassdragsavsnitt eller soner (**figur 2**):

- i. Øvre småblanksone (Namskroken – terskel ved Namsskogan).
- ii. Midtre småblanksone (terskel ved Namsskogan – Åsmulfossen).
- iii. Nedre småblanksone (Åsmulfossen – Aunfossen).
- iv. Blandingssone (Aunfossen – Nedre Fiskumfoss).



**Figur 2.** Oversikt over Øvre Namsen. Røde vinkler viser (ovenfra og nedover): Namskroken (øvre grense for småblank), terskel ved Namsskogan, Åsmulfossen, Aunfossen og Nedre Fiskumfoss. Romertall viser soner for feltundersøkelser i undersøkelsesperioden 2014-2018. Røde piler viser Mellingselva (M), Frøyningsetelva (F) og Tunnsjøelva (T).



Undersøkellesprogrammet i Øvre Namsen besto av sju komponenter og faglige tema (**vedlegg 1**), utarbeidet på bakgrunn av pålegget fra miljømyndighetene og anbudsgrunnlaget fra NTE. Ved oppstart av undersøkelsesprogrammet i 2014 ble det utarbeidet en framdriftsplan for gjennomføring av de ulike komponentene i prosjektet (**tabell 2**). Framdriften har i store trekk vært som planlagt, med noen mindre justeringer der enkelte aktiviteter har blitt utsatt til senere i prosjektperioden.

**Tabell 2.** Framdriftsplan for gjennomføring av ulike aktiviteter i prosjektperioden 2014-2019.

Komponent	Beskrivelse	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<b>1</b>	<b>Elektrisk fiske og drivtelling</b>						
	Sone I	■				■	
	Sone II		■				
	Sone III				■		
	Sone IV						
	Frøyningselva	■					
	Tunnsjøelva			■		■	
	Garnfiske	■	■	■	■	■	■
<b>2</b>	<b>Merking</b>						
	Sone I	■	■				
	Sone II		■	■			
	Sone III			■	■		
<b>3</b>	<b>Regulerte og uregulerte deler</b>						
<b>4</b>	<b>Terskler</b>				■		
<b>5</b>	<b>Ørekyt</b>			■	■		
<b>6</b>	<b>Genetikk</b>			■	■	■	
<b>7</b>	<b>Bestandsstørrelse</b>			■			
<b>1-7</b>	<b>Rapportering</b>		■	■	■	■	■

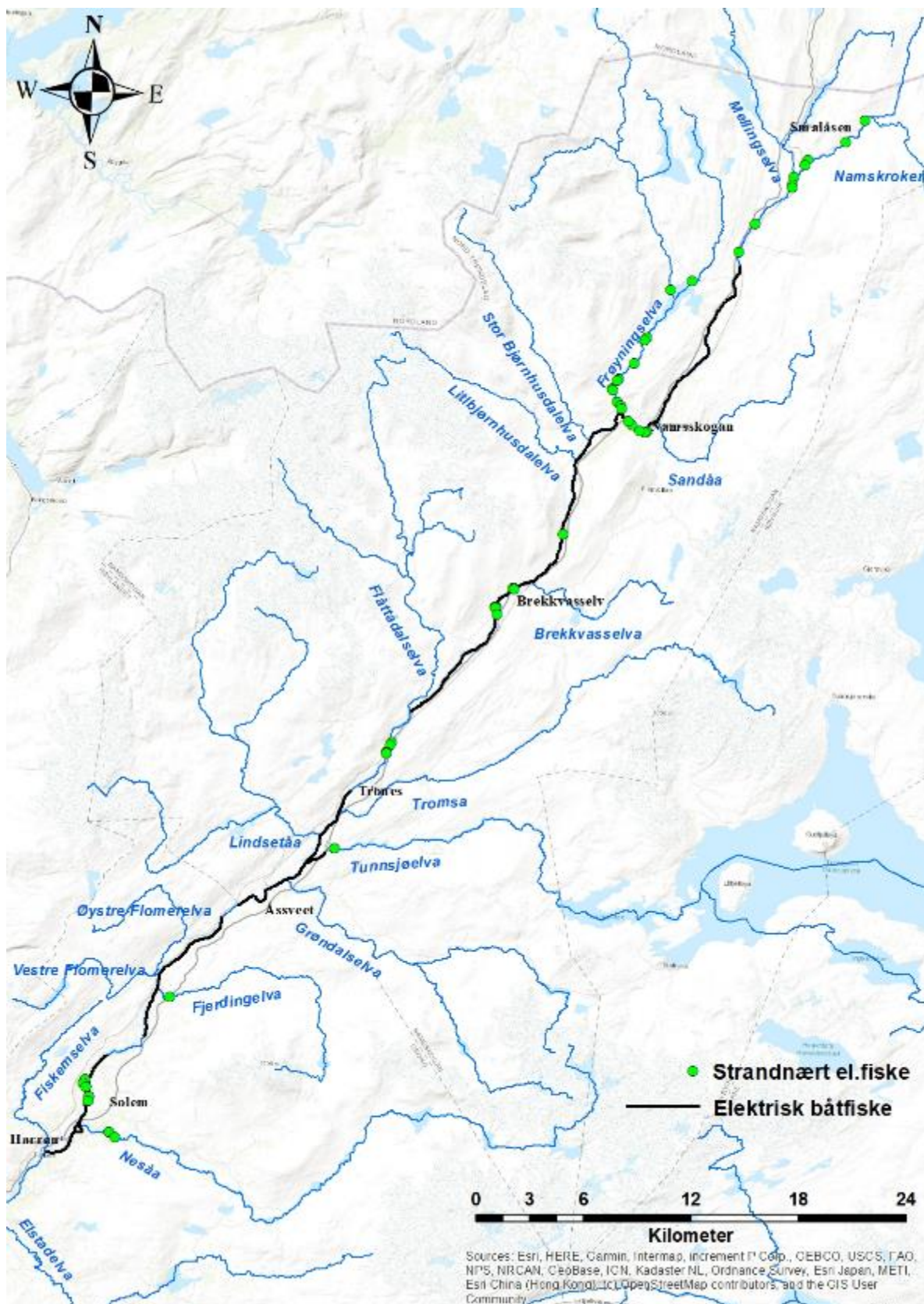
## 2 Metoder

### 2.1 Generelle fiskebiologiske undersøkelser

De generelle fiskebiologiske undersøkelserne er innrettet for å belyse komponentene 1, 3, 4, 5 og 7 i undersøkelsesprogrammet (se **vedlegg 1** og **tabell 2**). I undersøkelsesperioden 2014-2018 ble følgende generelle fiskebiologiske undersøkelser gjennomført; elektrisk båtfiske (**avsnitt 2.1.1**), strandnært elektrisk fiske (**avsnitt 2.1.2**), drivtelling (**avsnitt 2.1.3**) og garnfiske (**avsnitt 2.1.4**).

#### 2.1.1 Elektrisk båtfiske

I perioden 2014-2017 ble det gjennomført elektrisk båtfiske med to spesialkonstruerte båter i mesteparten av elvestrekningen mellom Mellingselva og Øvre Fiskumfoss (**figur 3**). I 2014 og 2015 ble det benyttet en mindre båt av RIB-type (**bilde 2**), som er utstyrt både med en årerigg og en mindre utenbordsmotor (Yamaha 20 hk). I 2016 og 2017 ble det benyttet en 18 fots aluminiumsbåt utstyrt med en 200 hestekrefters vannjetmotor (**bilde 3**). På grunn av flatt utformete skrog kan båtene brukes i relativt grunne områder. Foran baugen på båtene er det montert to anoder med stålvaiere festet til justerbare svingarmer. Under det elektriske fisket fungerer nedhengende metallvaiere (liten båt) eller skrog (stor båt) som katode. Når strømmen slås på oppstår et elektrisk felt rundt hver anode. Strømmen sendes ut via en 7,5 kW generator drevet (Kohler Marin Generator) pulsator. Strømfeltet har en horisontal rekkevidde på inntil fem meter og vertikal rekkevidde er på inntil to meter. Det er mulig å variere mellom pulserende likestrøm og vekselstrøm.



**Figur 3.** Oversikt over strekninger i Øvre Namsen som har blitt undersøkt med strandnært elektrisk fiske og elektrisk båtfiske i perioden 2014-2018.





**Bilde 2.** I 2014 og 2015 ble det benyttet en mindre båt for elektrisk båtfiske i Øvre Namsen. Illustrasjonsbildet er fra et spesielt krevende fosseparti nedstrøms Namsskogan sentrum. Foto: Gunnbjørn Bremset, NINA.



**Bilde 3.** Under det elektriske båtfisket i 2016 og 2017 ble det benyttet en 18 fots aluminiumsbåt med en 200 hestekrefters utenbordsmotor med vannjet. Illustrasjonsbildet er fra en tilsvarende undersøkelse i Rena. Foto: Jon Museth, NINA.

Fisket ble gjennomført ved at båten ble manøvrert med elvestrømmen litt raskere enn vannhastigheten. Svimeslått fisk i strømfeltet drev passivt i vannstrømmen i samme hastighet som båten, noe som ga god tid til oppdagelse og fangst av fisk. Det ble fisket i langsgående forsøksfelt som ble stedfestet ved hjelp av GPS. Fangstinnings i form av tid med strømbelastning ble registrert med integrert tidsmåler til nærmeste sekund. Fiskene som ble svimeslått ble håvet opp av to personer med langskaftete håver (15 mm maskevidde) og overført til oppbevaringstank. I den største båten er det en stor oppbevaringstank med kontinuerlig vanngjennomstrømming, mens det i den minste båten benyttes stamper i mørk plast. All fisk ble artsbestemt og lengdemålt i naturlig utstrakt stilling til nærmeste millimeter. Det ble tatt genetikkprøver av all småblank og et utvalg av aure. I de rene småblanksonene ble all fisk satt tilbake til elva etter avsluttet fiske og prøvetaking. I hybridsonen nedstrøms Aunfossen ble et utvalg av laks og aure avlivet og spritkonservert for senere analyser i laboratorium.

I perioden 2014-2017 ble det gjennomført elektrisk båtfiske på til sammen 74 stasjoner i området mellom Mellingselva og Øvre Fiskumfoss (se **vedleggstabell 2-5**). De eneste vassdragsavsnittene som ikke er undersøkt er strekningen mellom Storfossen og Mellingselva (seks kilometer), området ved Trongfossen (seks kilometer), og strekningen mellom Øvre Fiskumfoss og Nedre Fiskumfoss (to kilometer). I de fleste undersøkte områdene er det gjennomført én enkelt fiskerunde. Hovedårsaken til dette er at det i de fleste områder ikke har vært mulig med oppstrøms forflytning av båt, slik at det ikke har vært mulig med repeterte overfiskinger av stasjoner uten å transportere båten på tilhenger. Mangel på egnede utsettingsplasser har vært en ytterligere begrensning for det elektriske båtfiske.

Samlet elvestrekning som ble undersøkt var om lag 44 kilometer, og samlet fisketid var i overkant av 19 timer (**tabell 3**). I tillegg til hovedstrengen av Namsen ble nedre deler av Tunnsjøelva og Nesåa undersøkt. På grunn av vanskelig tilkomst til elva og spesielt lav vannføring sommeren 2014 ble omfanget av det elektriske båtfiske på elvestrekningen mellom Mellingselva og Storsteinåa begrenset. På grunn av oppdemmingseffekt oppstrøms terskelen ved Namsskogan sentrum var det likevel mulig å gjennomføre undersøkelser i vassdragsavsnittet mellom Storsteinåa og Sandåa. På grunn av tekniske problemer ble det ikke mulig å gjennomføre elektrisk båtfiske som planlagt nedstrøms Øvre Fiskumfoss i 2017.

**Tabell 3.** Oversikt over elektrisk båtfiske i ulike vassdragsavsnitt i øvre deler av Namsenvassdraget. Omfanget er oppgitt i form av samlet lengde (meter) og samlet fisketid (minutter) på alle undersøkte stasjoner.

Undersøkt vassdragsavsnitt	Samlet lengde (m)	Samlet fisketid (min)
Mellingselva-Storsteinåa	750	38
Storsteinåa-Sandåa	8 835	363
Sandåa-Litfossen	8 660	129
Litfossen-Brekkvasselva	2 130	28
Brekkvasselva-Kjelmyrfossen	4 900	72
Kjelmyrfossen-Trongfossen	3 490	70
Trongfossen-Tunnsjøelva	2 600	136
Tunnsjøelva	800	16
Tunnsjøelva-Åsmulfossen	3 300	86
Åsmulfossen-Folmerelva	1 950	63
Folmerelva-Aunfossen	1 410	40
Aunfossen-Nesåa	3 010	55
Nesåa	680	16
Nesåa-Øvre Fiskumfoss	1 460	69
<b>Sum alle vassdragsavsnitt</b>	<b>43 975</b>	<b>1 182</b>

## 2.1.2 Strandnært elektrisk fiske

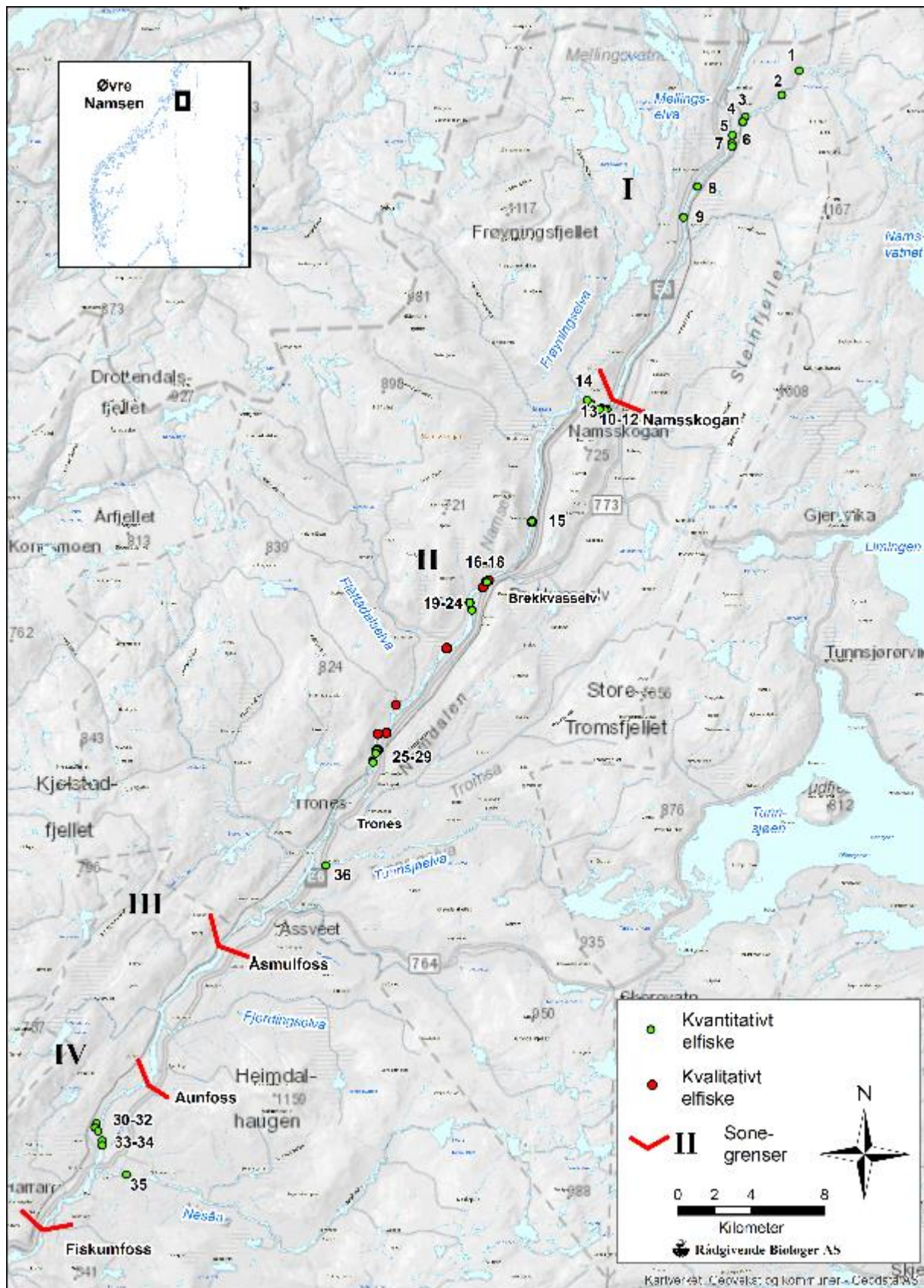
**Kvantitativt fiske:** Det ble utført strandnært, kvantitativt elektrofiske på totalt 36 stasjoner (**figur 3, figur 4** og **vedleggstabell 6**). Ved kvantitativt elektrisk fiske beregnes tetthet av laksefisk etter utfangstmetoden (Bohlin mfl. 1989). På stasjonene hvor det ble fisket én omgang ble tetthet beregnet ut fra gjennomsnittlig fangbarhet for hver art og størrelsesgruppe på stasjonene med repetert utfisking. På stasjoner som ble overfisket mer enn én gang kunne fangbarhet estimeres som grunnlag for å beregne total mengde fisk innenfor det aktuelle området (Bohlin mfl. 1989). I tilfeller der ensidig konfidensintervall ble større enn tetthetsestimatet ble tetthet beregnet ved å sette fangbarheten lik 0,4 for årsyngel og 0,6 for eldre ungfisk (etter Forseth & Harby 2013).

I 2014 ble det fisket på sju stasjoner i øvre del av sone 1, i perioden 22. til 24. september. Vanntemperaturen var 14 °C og vannføringen varierte mellom 9,6 og 13,5 m<sup>3</sup>/s målt ved Bjørnstad bru. I 2015 og 2016 ble det elektrofisket på henholdsvis fire og 14 stasjoner mellom 16. og 20. september. Vanntemperaturen varierte fra 11,3 til 13,0 °C og vannføringen var mellom 12,5 og 15,2 m<sup>3</sup>/s ved målepunkt Bjørnstad bru. Ledningsevnen var rundt 34 µS/cm i 2015 og varierte mellom 20 og 25 µS/cm i 2016. Ved elektrofiske i Tunnsjøelva 10. august 2016 var vanntemperaturen 11,9 °C og ledningsevnen 20 µS/cm. I sone III er hovedelva dyp og sakteflytende, og det ble ikke funnet egnede områder for strandnært elektrisk fiske.

I 2017 ble det elektrofisket i perioden 9. til 11 september i sone II og sone IV. I sone II var temperaturen mellom 10,3 og 11,4 °C, ledningsevnen var mellom 45,8 og 52,3 µS/cm og vannføringen ved Bjørnstad bru var 12,8 – 14,0 m<sup>3</sup>/s. I sone IV varierte vanntemperaturen mellom 9,5 og 11 °C, og ledningsevnen var fra 46,0 til 48,9 µS/cm. Vannføringen var fra 90 til 140 m<sup>3</sup>/s målt ved Tørrisdal målestasjon. I 2017 ble det også fisket på én stasjon i Nesåa (tre omganger), en sideelv på anadrom strekning (sone IV). Her var vannføringen lav, vanntemperaturen 11,3 °C og ledningsevnen 36,9 µS/cm.

**Kvalitativt fiske:** I tillegg til det kvantitative fisket ble det gjort ekstra fiske etter småblank for blant annet genetiske analyser på 19 områder med et samlet areal på om lag 25 000 m<sup>2</sup> (**figur 3**). Totalt ble det samlet inn 94 småblank ved dette fisket, og på de samme områdene ble det registrert 154 aurer. I forbindelse med merkestudier ble det fanget til sammen 206 småblank, og i et FoU-prosjekt ble det fanget 51 småblank og 159 aure. Alle disse datasettene inngår sammen med datasettene fra elektrisk båtfiske og kvantitativt fiske i grunnlaget for framstilling av lengdefordelingen hos småblank i Øvre Namsen.





**Figur 4.** Oversikt over stasjoner i Øvre Namsen der det ble utført strandnært elektrisk fiske i perioden 2014-2017.

### 2.1.3 Drivtelling

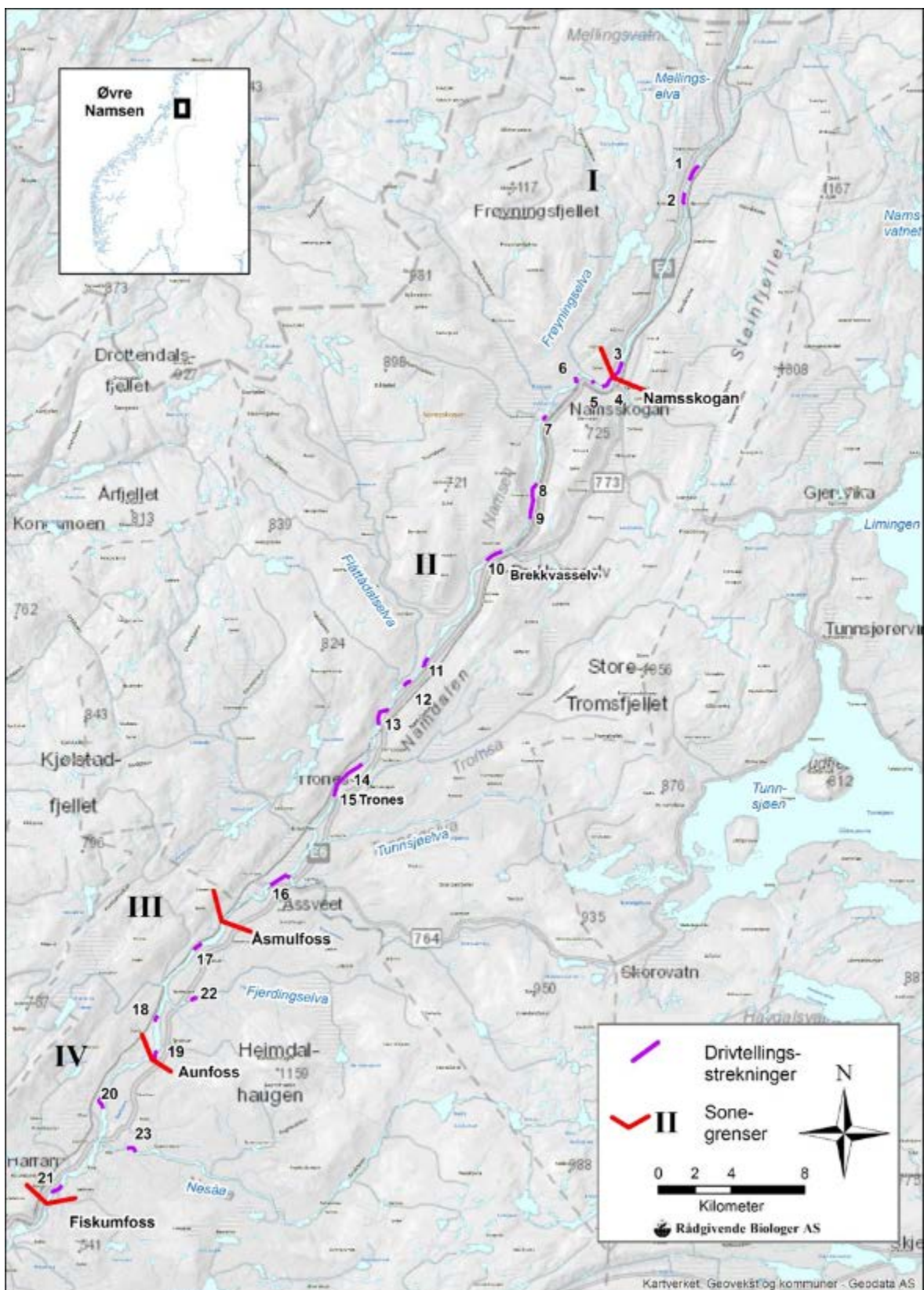
Drivtellingene ble gjennomført av to dykkere utstyrt med tørrdrakt, maske og snorkel, som svømte eller drev parallelt med vannstrømmen nedover elven. Det ble undersøkt til sammen 24 strekninger i de fire sonene av undersøkelsesområdet (**tabell 4**). Med unntak av den øverste strekningen ble observasjonene gjort i mørke med bruk av håndholdte lykter. På to av strekningene (Fossheim og Fjerdingselva) var det kun én dykker. Observatørene holdt god innbyrdes avstand for å unngå overlappende observasjoner, samt for å dekke habitatvariasjon i vanddybder, vannhastigheter og bunnssubstrat. Håndholdt dykkerlykt ble benyttet som lyskilde, og ble sveipet fra side til side for å dekke størst mulig areal. Antall og omtrentlig størrelse på observerte laks og aure ble fortløpende notert på vannfast papir. Fra og med 2016 ble størrelsen på aure estimert til kategoriene < 0,5 kg, 0,5-1 kg og > 1 kg. Det antas at primært fisk større enn 10 cm blir observert med denne metoden. Antall fisk som blir observert er derfor et minimum av hva som finnes på områdene som ble undersøkt.

I sone I og II ble drivtelling gjennomført 16. og 17. september 2015, i perioden 15.-19. september 2016 samt 28. august 2018. Vanntemperaturen i undersøkelsesperiodene i 2015 og 2016 varierte mellom 11,3 °C og 13,0 °C, mens vannføringen varierte mellom 12,5 og 15,2 m<sup>3</sup>/s ved målepunkt Bjørnstad Bru (139.15.0). I sone III og IV ble det undersøkt i perioden 8.-10. september 2017 (**figur 5, bilde 4**). Vanntemperaturen var da mellom 10,1 og 11,0 °C, og vannføringen varierte mellom 90 og 140 m<sup>3</sup>/s ved Tørrisdal målestasjon (139.32.0). I 2017 ble det også gjort registreringer i sideelvene Fjerdingselva (sone III) og Nesåa (sone IV). I begge disse elvene var vannføringen lav på undersøkelsestidspunktene.



**Tabell 4.** Områder i Øvre Namsen som ble undersøkt ved hjelp av drivtelling i perioden 2015-2018 (**bilde 5**). Undersøkelsesår, sone (I-IV), antall observatører, sektorbredde (m), lengde (m) og areal (m<sup>2</sup>) er oppgitt for hver lokalitet.

År	Sone	Strekning	Lokalitet	Antall drivere	Bredde sektor (m)	Lengde (m)	Areal (m <sup>2</sup> )
2018	I	1	Nedstrøms Storfossen	2	2,5	6000	15000
2016	I	2	Oppstrøms Bjørnstad bru	2	3,5	975	6825
2016	I	3	Nedstrøms Bjørnstad bru	2	4	670	5360
2016	I	4	Terskelbasseng ved Namsskogan	2	5	425	4250
2015	II	5	Nedstrøms terskel Namsskogan	2	5,5	950	10450
2016	II	6	Ved rasteplass i Namsskogan	2	3	235	1410
2016	II	7	Nedstrøms Frøyningselva	2	2	210	840
2016	II	8	Ved bro Bjørhusdal	2	4	335	2680
2016	II	9	Ved Fossheim	1	4,5	1000	4500
2015	II	10	Nedre Fossheim	2	4	1020	8160
2015	II	11	Brekkvasselv	2	5	1000	10000
2016	II	12	Ved Lindmoen; øvre strekning	2	4,5	560	5040
2016	II	13	Ved Lindmoen; nedre strekning	2	3,5	500	3500
2016	II	14	Ved Flåttådal	2	4	1200	9600
2016	II	15	Nedstrøms Trongfossen	2	2,8	1140	6315
2016	II	16	Oppstrøms Lindsetmobrua	2	3,7	1230	9040
2016	II	17	Oppstrøms Lassemobrua	2	4	1100	8800
2017	III	18	Åsmulen	2	5,5	550	6050
2017	III	19	Aunet (vestsiden)	2	5,5	400	4400
2017	III	20	Fjerdingen (østsiden)	2	3	370	2220
2017	IV	21	Innenfor Moaholmen	2	4	700	5600
2017	IV	22	Harran	2	4	500	4000
2017	III	23	Fjerdingselva	1	1	150	150
2017	IV	24	Nesåa	2	1,5	650	1950



**Figur 5.** Oversikt over 24 strekninger i øvre deler av Namsenvassdraget der det ble gjennomført drifttelling i perioden 2015-2018.



**Bilde 4.** Drivtelling mellom Åsmulfossen og Aunfossen (sone III) i Namsen i september 2017. Foto: Bjart Are Hellen, Rådgivende Biologer.

Lengden av undersøkte strekninger ble målt ved hjelp av håndholdt GPS, som logget bevegelsene til hver dykker. For hver strekning anslo hver dykker gjennomsnittlig bredde av området han hadde kontroll på (observasjonssektor), og undersøkt areal ble estimert ved å multiplisere observasjonssektor med strekningens lengde. Observasjonssektoren for hver dykker varierte mellom 1 og 5,5 meter, og var klart lavest i de to sideelvene i sone III og IV fordi det var grunnere og striere enn i hovedelven. Det ble gjort registreringer på totalt 23 ulike strekninger som varierte fra 150 til 1 230 meter og totalt undersøkt areal ble anslått til i overkant av 121 000 m<sup>2</sup> (**tabell 4, figur 4 og figur 5**).

I Tunnsjøelva ble undervannsobservasjoner gjort av to personer 27. august 2018. Det ble undersøkt en om lag fem kilometer strekning fra like oppstrøms Seterfossen til 500-600 meter nedstrøms Litjsela. På den undersøkte strekningen er det to høye fossefall (Seterfossen og Storfossen) som i dag er absolutte vandringshindre for fisk. Mellom Litjsela og Tunnsjødal kraftverk er det ingen absolutte vandringshindre. Følgelig er det etter vår vurdering mulig for fisk å vandre fra Namsen til midtre deler av Tunnsjøelva i perioder med gunstige vannføringsforhold.

## 2.1.4 Garnfiske

Garnfiske har vist seg å være en relativt effektiv fangstmetode for småblank, og kan også benyttes i forholdsvist rasktflytende elvepartier (Thorstad mfl. 2011). Bruk av garnfiske må likevel begrenses siden det er en fangstmetode som ofte skader og dreper fisken. Valg av maskevidder ble bestemt ut fra; a) maskevidder som har vist seg å effektivt fange småblank, b) mulighet til å sammenligne med tidligere småblankundersøkelser og c) mulighet til å sammenligne med framtidige undersøkelsesprogram. Ut fra overnevnte kriterier ble det benyttet en kombinasjon av Nordisk oversiktsgarn (prøvegarn) og vanlige bunngarn med som er 30 x 1,5 meter. Et Nordisk prøvegarn er 30 m langt og 1,5 m dypt (dvs. garnareal 45 m<sup>2</sup>), og består av 12 maskevidder mellom 5 og 55 mm, mens vanlige bunngarn har en gitt maskevidde og har omtrentlige mål 30 x 1,5 meter

Det ble benyttet tre Nordisk oversiktsgarn, samt seks vanlige bunngarn med følgende maskevidder (antall garn i parentes):

- 15,0 mm (1 garn)
- 19,5 mm (2 garn)
- 24,0 mm (1 garn)
- 26,0 mm (1 garn)
- 29,0 mm (1 garn)

Maskevidde og sammensetning av garnserier har betydning for antall fangete individer og arts- og størrelsesfordeling i fangstene. Innslaget av småblank i garnfangstene øker fra mindre enn 20 % i de minste maskeviddene til 34-55 % for maskevidder med størrelse 12,5-19,5 mm.

**Tabell 5.** Artsfordeling og relativ andel av småblank (%) fanget i garn med ulike maskevidder i området ved Bjørnstad i august 2016.

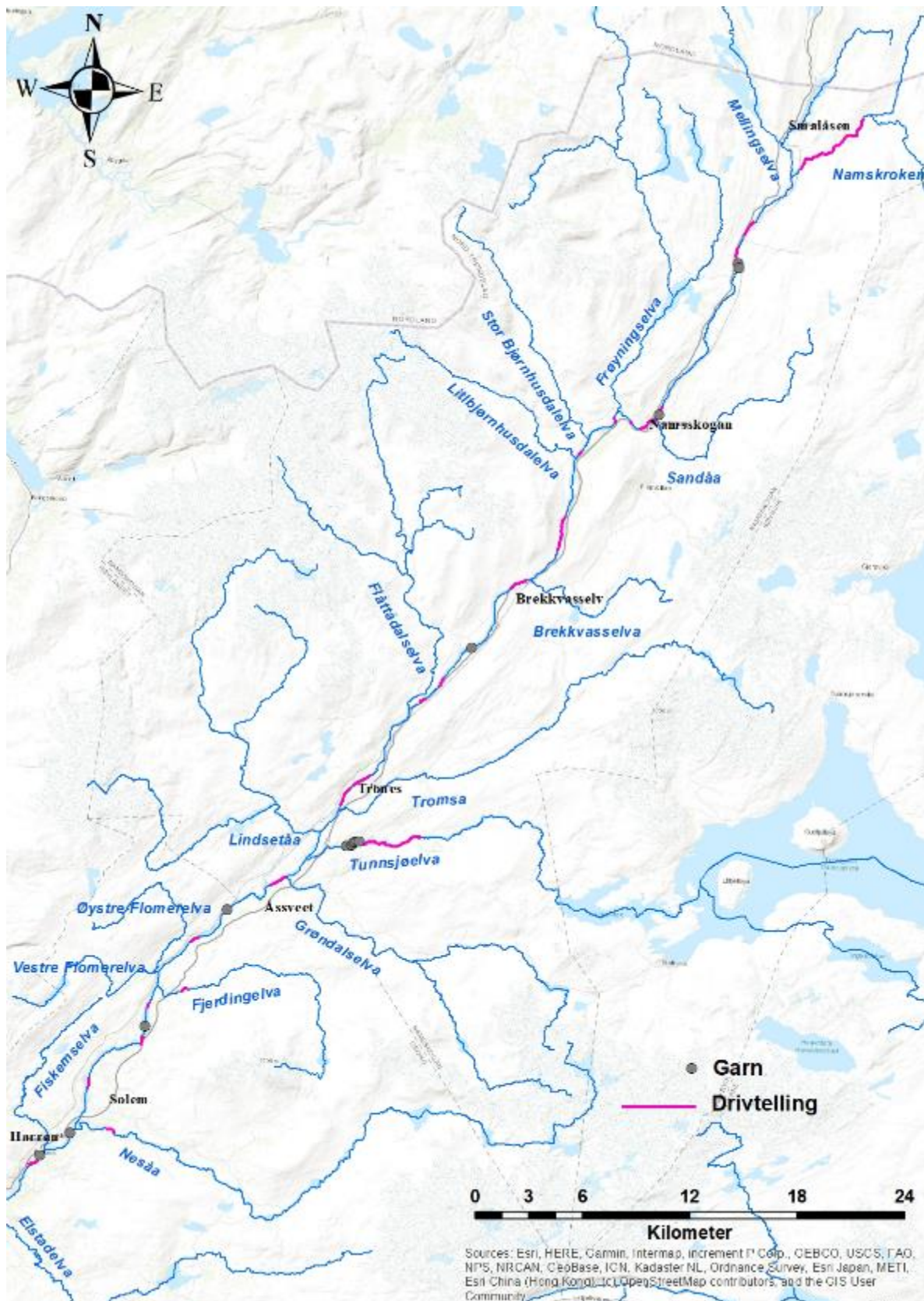
Maskevidde (mm)	Antall småblank	Antall aure	Andel småblank (%)
8	1	5	17
10	1	20	5
12,5	30	58	34
15	6	5	55
19,5	22	41	35
24	0	10	0
26	2	6	25
29	0	12	0

### 2.1.4.1 Innsamling av garndata

#### Namsen sommeren 2015

Garnfiske ble gjennomført i de to magasinene mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen (**figur 6**). I tillegg til garnserien nevnt ovenfor ble det benyttet to Nordisk oversiktsgarn. Vanntemperatur ved Nedre Fiskumfoss ble målt til 12,2°C den 12. august. Garna ble satt ut på ettermiddagen og tatt opp etterfølgende formiddag (om lag 12 timers fisketid for det enkelte garn). Garna ble som regel forankret i land og satt delvis medstrøms. Jo sterkere strøm, desto mer må garna settes med strømmen. Garna ble satt på begge sider av Namsen og i Øvre Fiskumfoss ble det prioritert å fiske i området som ble undersøkt i 1998 (Heggberget mfl. 1999). I magasinet Nedre Fiskumfoss ble garna satt nedstrøms kraftstasjonen ved Øvre Fiskumfoss og ned til om lag 500 meter nedenfor sektorluka på Øvre Fiskumfoss. Siden det var betydelig overvann på dammen ved Nedre Fiskumfoss, ble det ikke fisket lengre ned. De undersøkte områdene i begge magasinene er vurdert som spesielt godt egnet for småblank, idet garna ble satt i eller i tilknytning til relativt rasktflytende elvepartier.





**Figur 6.** Oversikt over strekninger i Øvre Namsen som har blitt undersøkt med garnfiske og drivtelling i perioden 2014-2018.

### Namsen sommeren 2016

Garnfiske ble gjennomført i hølen nedstrøms Bjørnstadfossen og i terskelbassenget like oppstrøms Namsskogan sentrum. I hølen nedstrøms Bjørnstadfossen ble det supplert med fem bunngarn for å oppnå samme fiskeinnsats som i tidligere undersøkelser i dette området. Fisket ble gjennomført mellom 1. og 2. august, som er innenfor samme periode som i tidligere prøvofiske. Vannføringen målt ved Bjørnstad vannmerke var 16 m<sup>3</sup>/s, vanntemperaturen var 12,5°C og ledningsevnen var 25 µS/cm. Garnene ble fordelt over fiskbar strekning fra fossefoten og ned mot utløpet av Steinåa, dvs. en strekning på om lag 300 meter fra øverste til nederste garn. I terskelbassenget oppstrøms Namsskogan sentrum ble garnene fordelt på en om lag halvannen kilometer strekning oppstrøms bensinstasjonen like nord for Namsskogan sentrum. I og med at terskelbassenget er fylt opp med sedimenter og flere steder så grunt at deler av bunngarnene fløt i overflaten.

### Namsen sommeren 2017

Garnfiske ble gjennomført på flere steder i Øvre Namsen. I Bjørhusdal terskelbasseng ble garnfisket gjennomført i månedsskiftet juli-august. Vanntemperaturen var 15,0°C, ledningsevnen var 19 µS/cm og vannføringen ved Bjørnstad var 22 m<sup>3</sup>/s. I Breifossmoen terskelbasseng ble garnfisket gjennomført i månedsskiftet juli-august, vanntemperaturen var 15,0 °C og ledningsevnen var 19 µS/cm. I Åsmulfoss reguleringsmagasin ble det fisket natten mellom 1. og 2. august. Garnene ble satt fra dammen og om lag halvannen kilometer oppover i magasinet. I Aunfoss reguleringsmagasin ble det fisket natten mellom 5. og 6. august. Garnene ble satt fra oversiden av stasjonsboligen og om lag 2,5 km oppover magasinet. I magasinene i Øvre og Nedre Fiskumfoss ble det fisket i perioden 4.- 6. august samt 6. september. Det ble benyttet sju garn med maskevidder fra 12,5 mm til 19,5 mm, samt fire Nordisk oversiktsgarn.

### Området Nedre Fiskumfoss – Åsmulfoss 2017 (Hybridsonen)

Det ble gjennomført garnfiske med småmaskede garn i magasinene mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfoss etter samme metodikk som prøvofisket i 1998, samt supplert med Nordisk oversiktsgarn. Over en toårsperiode ble ca. 80 skjellprøver fra anadrom laks samlet inn i laksetrappa i Fiskumfoss. Totalt ble det utført genetiske analyser på et utvalg på ca. 150 prøver av lakseunger fra magasinene og anadrom laks fra laksetrappa i Fiskumfoss.

### Tunnsjøelva sommeren 2019

Garnfiske ble gjennomført i Tunnsjøelva på seks stasjoner nedstrøms Litjsela fra 16. til 17. juli. På hver stasjon ble det satt ut vanlige bunngarn med maskevidder på 12,5, 16,5, 22 og 25 mm. Resultater fra dette fisket er oppgitt i **kapittel 3.6.3 og vedleggstabell 7**.

### **Analyse av garnfangstdata**

Resultatene fra garnfangstene ble behandlet på to måter: (1) ved å analysere fangstene per garn (en standard garninnsats som beskrevet i dette **kapittelet 2.1.4**, men hvor fangsten i Nordiske oversiktsgarn ikke inngår). Dette muliggjør direkte sammenligning med eldre data hvor tilnærmet samme innsats har blitt benyttet (f.eks. Berg 1981). Her er resultatet av en natts fiske med ett bunngarn sammenlignet over tid (**tabell 12**). (2) Siden garnfisket i denne undersøkelsen er supplert med tre Nordiske oversiktsgarn, avviker fangstinnsatsen fra tidligere, og totalfangsten vil normalt være større. Resultatene av prøvofisket i 2016 og 2017 er derfor også sammenlignet med tidligere ved å analysere andel småblank i fangstene over tid (**vedleggstabell 8**). Andel småblank (i forhold til aure) kan være en indikator for bestandssituasjonen når det brukes Nordiske oversiktsgarn kombinert med vanlige bunngarn med varierende maskevidder.

#### **2.1.4.2 Aldersanalyser**

I forbindelse med alders- og vekstanalyser hos småblank og aure har det blitt undersøkt skjellprøver fra til sammen 624 småblank og 328 aure, som har blitt samlet inn for ulike formål i løpet av en lengre periode siden 1950-tallet. Av de 624 småblankprøvene er det gjennomført aldersbestemmelse uten tilbakeberegning av vekst i 85 av tilfellene. Aldersavlesning har skjedd av en rekke personer ved NINA, NTNU Vitenskapsmuseet og NTNU Biologisk Institutt. Alle vekstanalysene er basert på isometrisk vekst. I tillegg til stedfesting er avstand fra utløp i sjø benyttet i påfølgende analyser (**tabell 6**). Skjellprøver fra perioden 1950-1956 er innsamlet ved Bjørnstad og i Mellingselva, og er benyttet til både DNA-analyser (80 småblank) og rene aldersanalyser (82 småblank). Disse skjellprøvene samt prøver fra perioden 2007-2009

(Thorstad mfl. 2009) er analysert av NINA. Skjellprøvene fra den siste perioden er innsamlet av flere ulike aktører ved hjelp av ulike metoder i ulike deler av Øvre Namsen.

**Tabell 6.** Oversikt over antall småblank og aure som er aldersbestemt fra ulike vassdragsavsnitt. Mindre tilleggsmaterialer som er innsamlet i flere deler av Øvre Namsen (jf. Thorstad mfl. 2009) er ikke inkludert i tabellen.

Vassdragsområde	Avstand fra sjø (km)	Småblank	Aure
Aunfoss	84	45	58
Åsmulfoss	94	23	71
Strompdal	117	19	0
Breifossmoen	118	15	6
Bjørhusdal	131	62	63
Frøyningsutløpet	134	23	0
Terskel Namsskogan	139	16	38
Bjørnstad	147	118	20
Snåsamoen	154	57	23
Mattisflya	167	0	23
Kariflya	172	0	9
Mellingselva	154	240	0

I og med at alle metodene for innsamling av fisk i større eller mindre grad er størrelsesselektive (Finstad & Berg 2004), er fangstmetode med i vurderingene av aldersanalysene. Materialet fra Mellingselva og Øvre Fiskumfoss i 1978 (101 individer) ble hovedsakelig innsamlet med elektrisk fiske eller markfiske, mens resten av materialet stammer fra standardisert garnfiske. I Berg (1981) er det gitt en nærmere beskrivelse av metoder og kontroll av aldersbestemmelsen basert på skjell med tilsvarende aldersbestemmelse basert på otolitter. Det viste seg å være en tilnærmet full overenstemmelse mellom aldersbestemmelser basert på skjell og på otolitter (Berg 1981). Det er videre analysert skjell fra garnfiske ved Bjørnstad i 2016 (40 individer), Aunfossmagasinet i 1991 (12 individer) og 2017 (17 individer), Åsmulfossmagasinet i 2017 (24 individer), Bjørhusdal før terskelbygging i 1984 (101 individer) og etter terskelbygging i 2017 (20 individer), Breifossmoen i 2017 (10 individer) og Namsskogan-terskelen i 2016 (16 individer). Aldersbestemmelsen ved NTNU har skjedd etter standard metode (Bagenal 1978) basert på skjellprojeksjon (Berg 1981) eller bilder fra stereolupe.

Det kan være vanskelig å påvise den første vintersonen i skjellene når fiskens vekst er lav. Hos fisk som er mindre enn 60 mm kan den første vintersonen være uklar slik at den kan overses under aldersanalysene. På den andre side kan en såkalt vekststopp i løpet av første leveår bli feiltolket som en vintersone, noe som er et kjent problem i analyser av saktevoksende fisk i sjøvandrende bestander av laksefisk (Gunnel Østborg, NINA, pers. med.).



## 2.2 Habitatbruk og vandringer

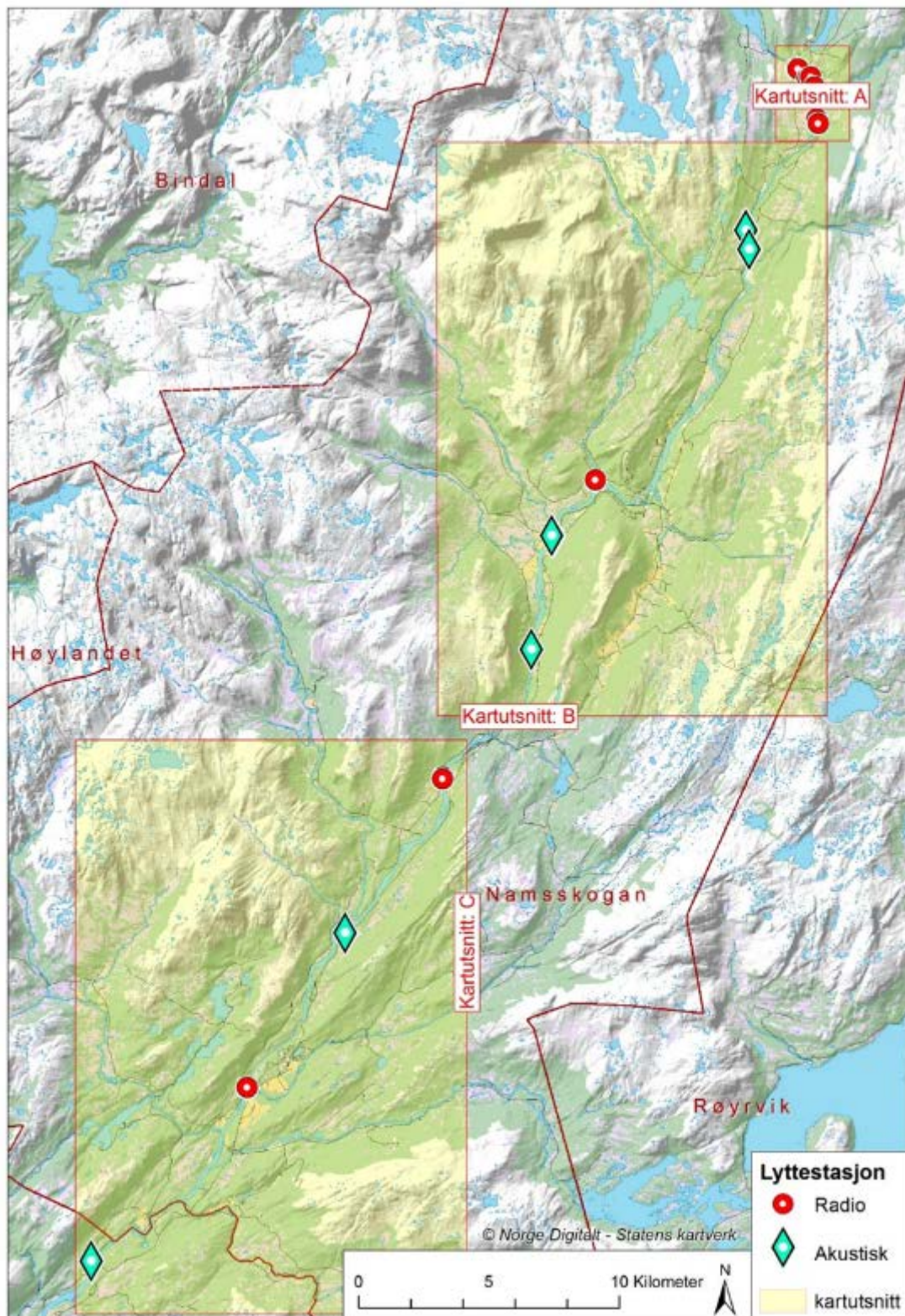
### 2.2.1 Fangst av småblank

I alt 206 individer av småblank ble fanget for senere merking ved hjelp av strandnært elektrisk fiske og elektrisk båtfiske. Under strandnært fiske i fem områder (**figur 7**) ble det benyttet et apparat av type Terik modell FA-4 med 12 volts batteri, pulsspenning 170-1500 volt og pulsfrekvens 35-70 hertz. I avsnittet mellom terskelen i Namsskogan sentrum og terskelen ved Bjørhusdal, og i avsnittet mellom Trongfossen og Strompdal bru, ble det benyttet elektrisk fiskebåt. Småblank som ble merket ved Snåsamoen ble fanget i utløpsområdet til Mellingselva (**figur 8**). Området er et slakt strykparti. Småblank i midtre del av Mellingselva ble fanget og merket i området rett nedstrøms E6 samt nedstrøms Oterfossen. Området mellom E6 og utløpet i Namsen veksler mellom strykpartier og sakteflytende områder som småblank kan passere. Ved Frøyningseelva ble småblank fanget og merket i samløpet mellom Frøyningseelva og Namsen. I likhet med Snåsamoen er det også her lavgradiente strykpartier. Ved Breifossen (**bilde 5**) ble småblank fanget i et større strykparti nedstrøms det bratteste fallpartiet.

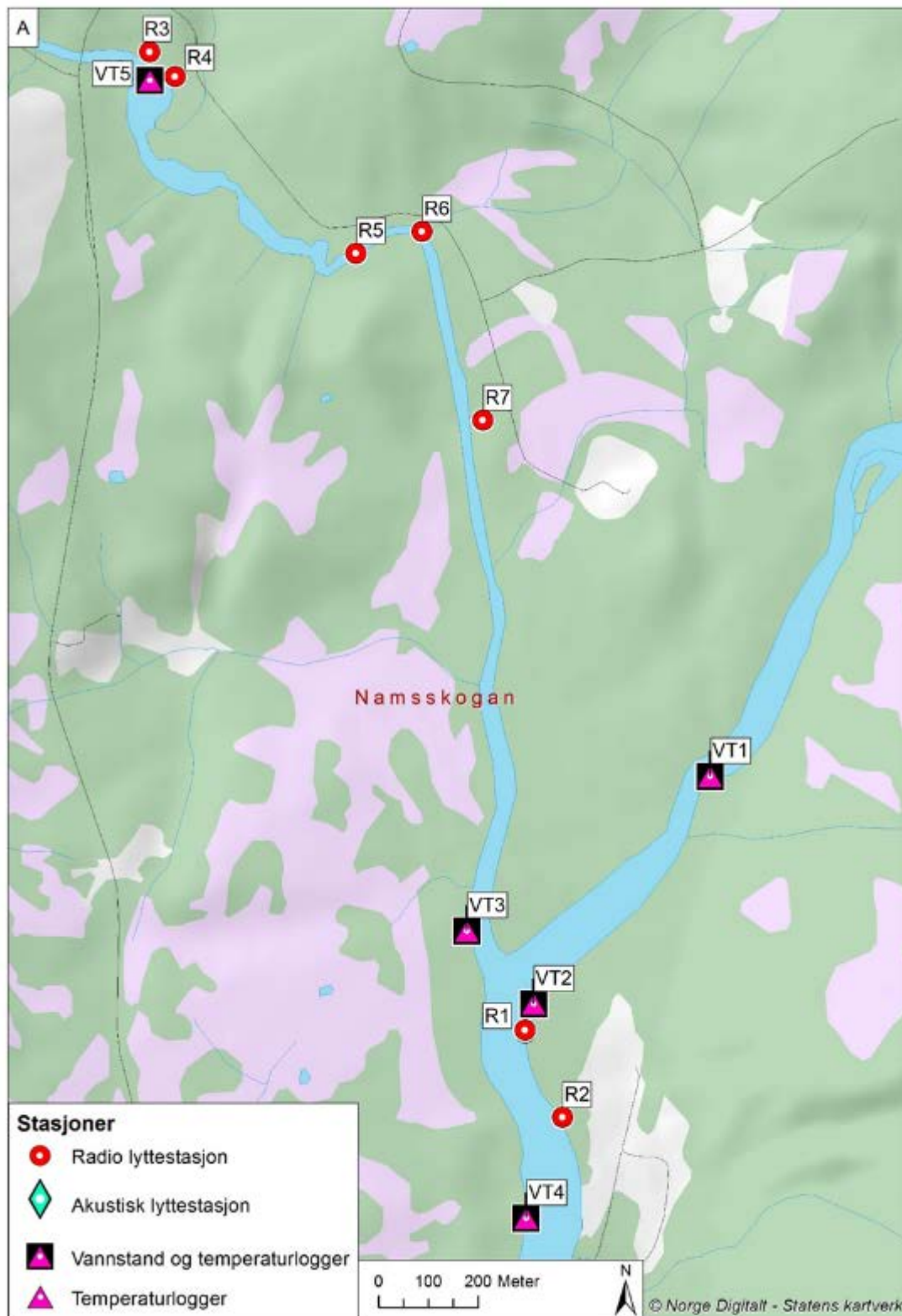


**Bilde 5.** Området ved Breifossmoen er et viktig leveområde for alle livsstadier av småblank, og området var sentralt for merkestudiene som blir gjennomført i 2016 og 2017. Illustrasjonsbildet er fra september 2016. Foto: Gunnbjørn Bremset, NINA.



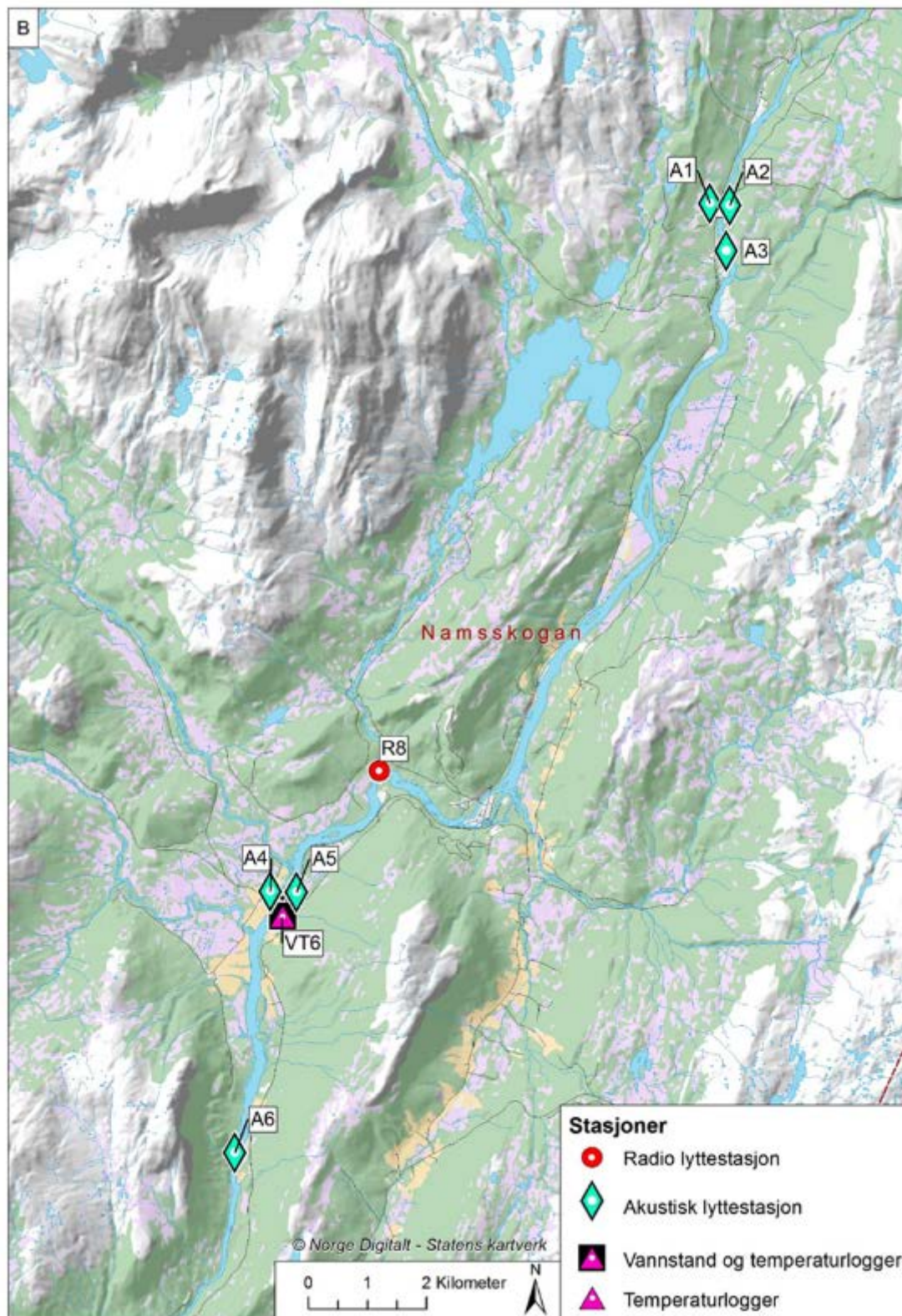


**Figur 7.** Undersøkellesområde for merkestudier av småblank i Namsensvassdraget i perioden 2014-2017. Kartutsnitt A: Snåsamoen og Mellingselva. Kartutsnitt B: Bjørnstad Bru-Fossheim. Kartutsnitt C: Breifossen-Åsmulfossen. Lyttestasjoner for registrering av fisk merket med radiosendere og akustiske sendere er indikert i figuren.



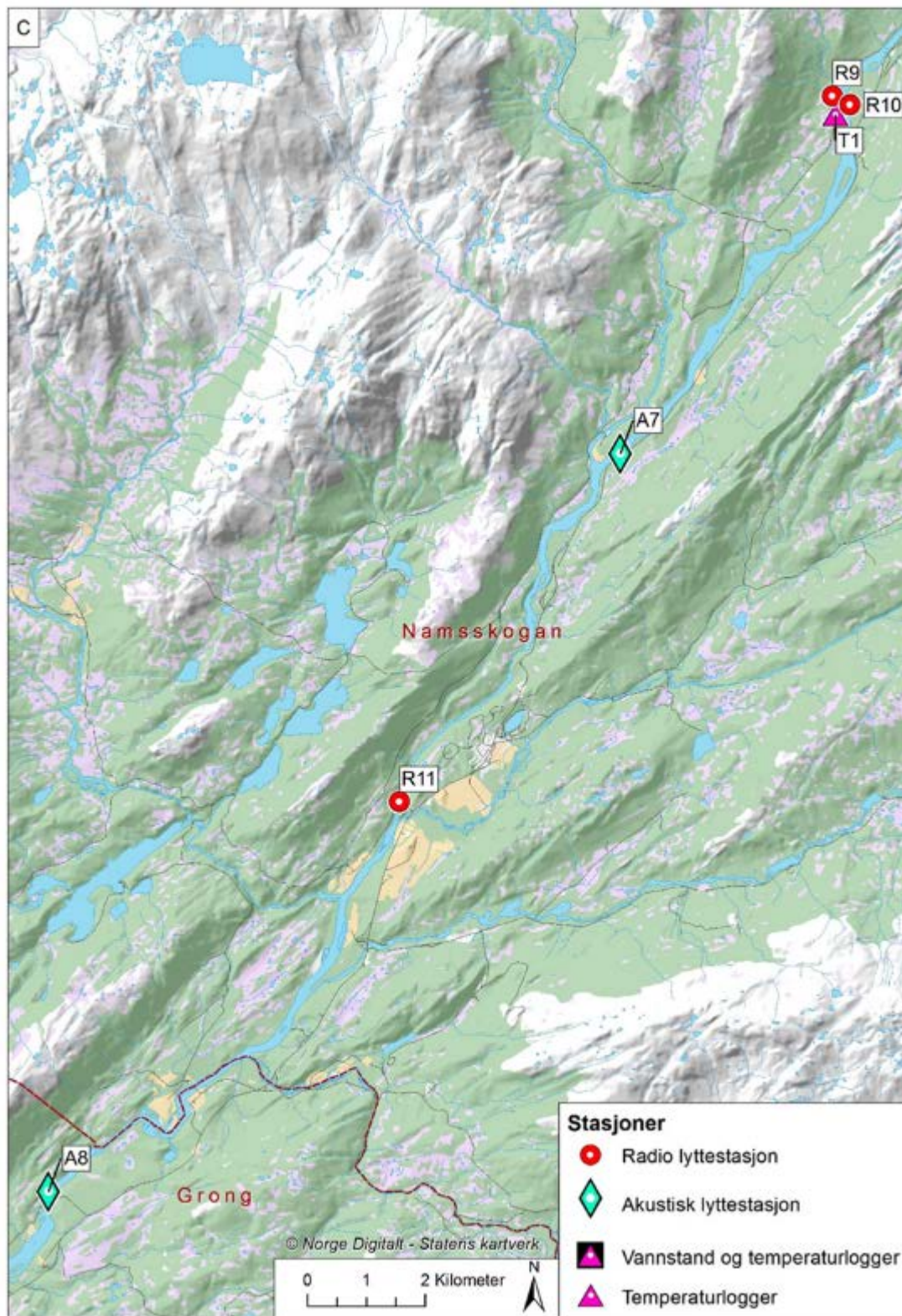
**Figur 8.** Område for merkestudier av småblank ved Snåsamoen og Mellingselva som ble undersøkt i perioden august 2014 - januar 2016. R1 og R2: Snåsamoen. R3 og R4: Mellingselva ved E6 brua. R5: Fiskebua. R6: Oterfossen. R7: Mellingshaugen. R angir nummer på radiolyttestasjon, mens VT angir nummer på vannstands- og temperaturlogger





**Figur 9.** Område for merkestudier av småblank mellom Bjørnstad og Fossheim som ble undersøkt i perioden august-desember 2015. A1 og A2: Bjørnstad bru. A3: Bjørnstadhølen. A4 og A5: Bjørhusdal bru. A6: Fossheim. R8: Utløpet av Frøyningseelva. R angir nummer på radiolyttestasjon, mens VT angir nummer på vannstands- og temperaturlogger.



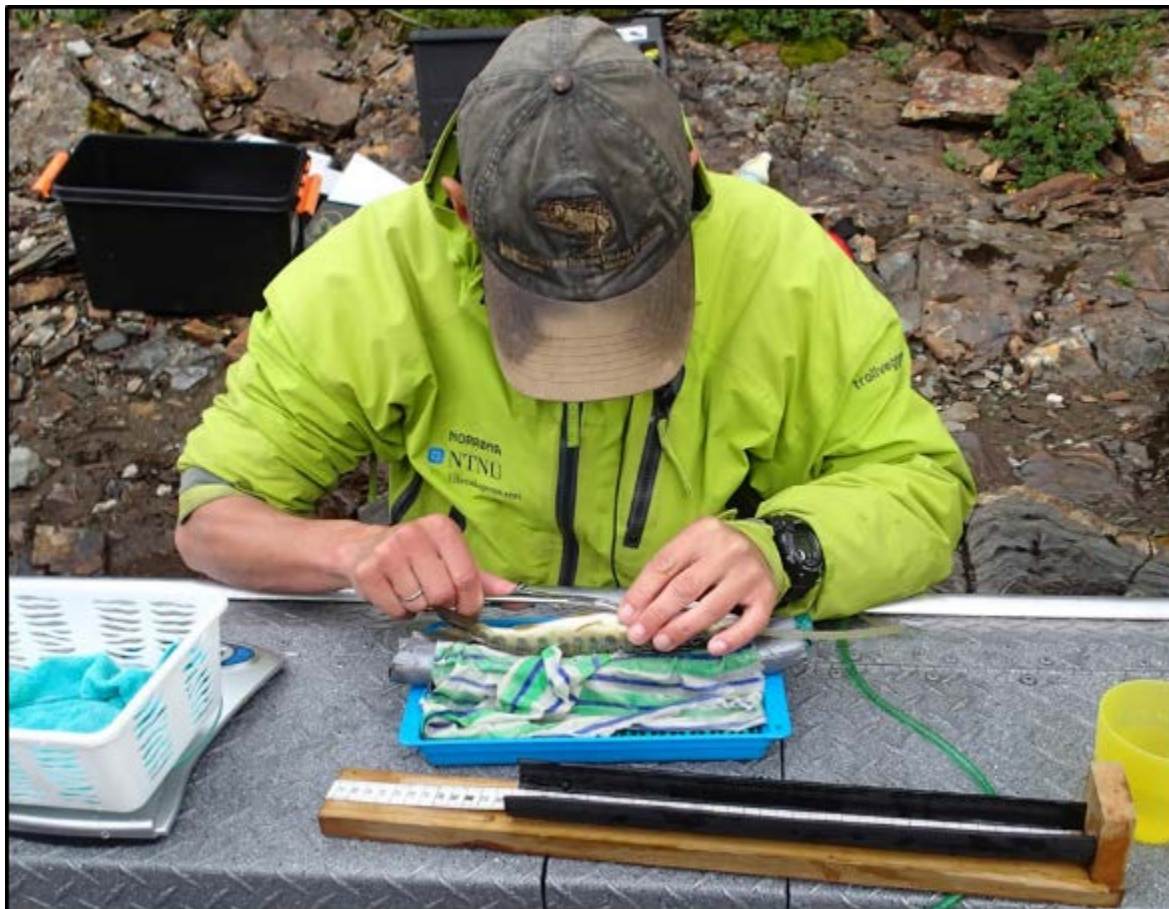


**Figur 10.** Område for merkestudier av småblank mellom Breifossen og Åsmulfossen som ble undersøkt i perioden august 2016-november 2017. R9 og R10: Breifossen. R11: Strompdal bru. A7: Flåttådalsmoen. A8: Åsmulfoss kraftstasjon. R angir nummer på radiolyttestasjon, A nummer på akustisk lyttestasjon, mens T angir nummer på temperaturlogger.



## 2.2.2 Merkeprosedyrer

All merking av småblank ble utført i felt i nærheten av fangststedet (**bilde 6**). Før merking ble fisken bedøvd i 4,0-4,5 minutt i en løsning med 2-fenoksietanol (EEC No 204 589-7, 0,5 ml per l vann), og deretter overført til et merkerør. En tynn slange som kontinuerlig overstrømmet gjellene med friskt vann ble ført inn i munnen på fisken. En skalpell ble brukt til å lage et 10-20 mm langt snitt i buken på fisken, og en radiosender eller akustisk sender ble forsiktig ført inn i bukhalen. Snittet ble lukket med to sting (Resolon 5/0 sutur). For fisk som kun ble PIT-merket var snittet på 1 mm og det ble ikke lukket med sutur. Etter merking ble fisken veid og lengdemålt (total lengde). Fem skjell ble tatt fra fisken for senere analyse av alder. En bit av fettfinnen ble lagt på sprit og frosset for senere genetiske analyser. Oppholdet i merkerøret varte i omtrent fem minutter. Etter merking ble fiskene holdt i bur i elva til de hadde normal svømmeatferd og pustefrekvens, og deretter satt ut i et rolig parti i elva.



**Bilde 6.** Merking av småblank i Øvre Namsen. De største individene av småblank ble merket med radiosendere (bildet), mens individer under 15 cm ble utstyrt med akustiske sendere. Foto: Jarle Fløan, Namsskogan fjellstyre.

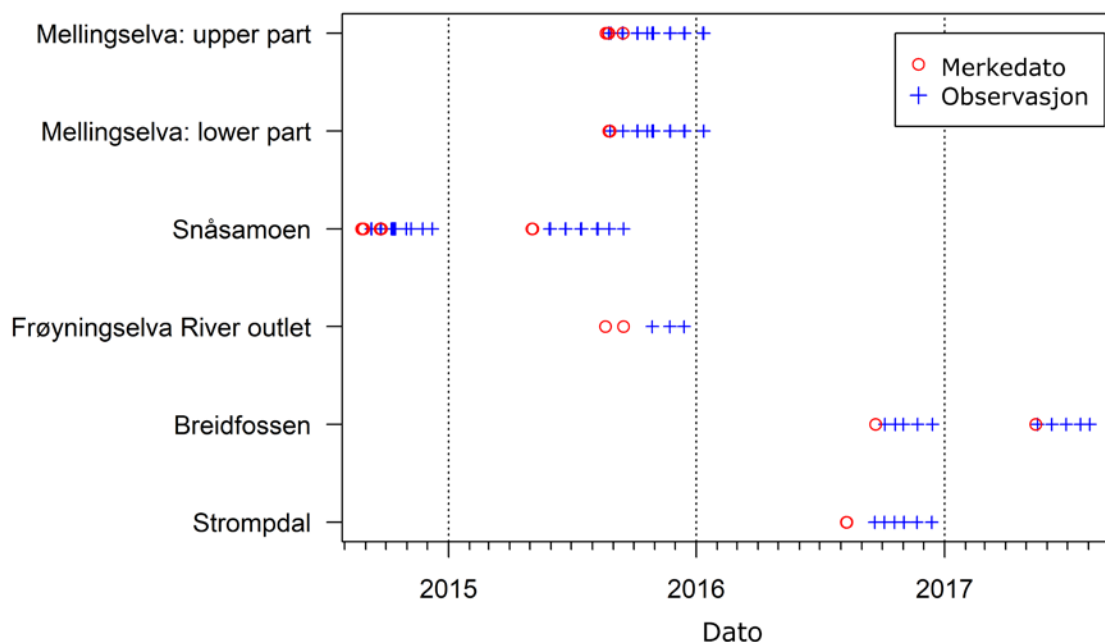
I alt 140 småblank ble merket med radiosendere fra Advanced Telemetry System (ATS). Hvert merke sendte signal på en egen frekvens i frekvensområdet 142.000-142.700 MHz, med en pulsrate på 30 ping per minutt (PPM) og pulsbredde på 20 ms. Tre modeller radiosendere ble brukt: Modell F1440 (antall småblank: 80), vekt 2,1 gram, estimert batterilevetid 122 dager, minimumslengde på fisk 140 mm. Modell F1440 med aktivitetssender (antall småblank: 28), vekt 2,1 gram, estimert batterilevetid 61 dager, minimum lengde på fisk 155 mm. Modell F1420 (antall småblank: 32), vekt 1,3 gram, estimert batterilevetid 45 dager, minimum lengde på fisk 123 mm. Utdyplende informasjon om radiomerkete fisk er gitt i **vedleggstabell 1**.

I alt 46 småblank (gjennomsnittlig total lengde 159 mm, variasjonsbredde 141-205 mm) ble merket med akustiske sendere fra Thelma biotel, modell LP-7.3, 7,3 x 18,0 mm; vekt i vann/luft 1,2/1,9 g, signalfrekvens 30-90 sek, 139 dB re 1uPa @1m. De akustiske merkene sendte ut et

lydsignal (69 kHz) som ble registrert når fisken var innenfor rekkevidde av en akustisk lyttestasjon plassert i elva. Av totalt 46 merkede fisk ble 20 fisk merket ved Snåsamoen i august 2014, 15 fisk i området mellom terskelen i Namsskogan sentrum og terskelen ved Bjørhusdal i august 2015, samt 11 individer oppstrøm Strompdal bru august 2016. All fisk som ble merket med radiomerke eller akustisk merke ble i tillegg merket med et 8 mm x 1,4 mm FDX PIT-merke (Oregon RFID) for enkelt å kunne identifisere eventuelle gjenfangster. I tillegg ble 89 småblank (gjennomsnittlig total lengde 122 mm; variasjonsbredde 64-164 mm) kun merket med PIT-merke.

### 2.2.3 Radiopeiling og registrering med faste akustiske lyttestasjoner

Det ble gjennomført peiling av merkete småblank i flere perioder fra august 2015 til august 2017 (**figur 11**). Radiosenderne hadde signaler på ulike frekvenser, og det var derfor mulig å kjenne igjen enkeltindivid. All radiomerket fisk ble jevnlig posisjonert (hver tredje til femte uke, og i enkelte perioder så ofte som to ganger om dagen) ved bruk av en bærbar radiomottaker ([www.atstrack.com](http://www.atstrack.com), modell R410). Peilingen ble gjort ved å vade ut i elva, slik at presisjonen på posisjonen ofte var nærmere fisken enn to meter. Når forholdene ikke tillot vading (høy vannføring eller islagt elv) ble fiskene peilet fra land. Posisjonen på GPS ble da angitt som punktet på land med nærmest avstand til fisken. Videre ble fisken peilet fra ulike posisjoner langs elvebredden, slik at en ved triangulering kunne notere ganske nøyaktig hvor i elva den stod. I ettertid ble posisjonen justert slik at punktet ble plassert i elva nærmest mulig fiskens virkelige posisjon. Det ble ikke registrert noen fiskemerker på land, hvilket kan være tilfellet ved predasjon fra eksempelvis fugl (Davidsen mfl. 2012). Når fisken ble posisjonert ved vading i elva, ble informasjon om substrat, vanndybde og vannhastighet notert.



**Figur 11.** Oversikt over merketidspunkt og perioder med manuell peiling av fisk merket med radiosendere og akustiske sendere i de enkelte studieområdene i Øvre Namsen.

Til støtte for den manuelle radiopeilingen ble fastmonterte lyttestasjoner ([www.atstrack.com](http://www.atstrack.com), modell R4500s) satt opp i de områdene hvor det ble merket flest småblank. Rekkevidden varierte både i tid og rom med temperatur, vannføring og lokal radiostøy, men var generelt mellom 50 og 150 meter. Radiosenderne av modell F1420 som ble brukt på de minste fiskene hadde omtrent 50 meter kortere rekkevidde enn de andre senderne. Data fra de fastmonterte lyttestasjoner ble i ettertid brukt til å kvalitetssikre data fra den individuelle peilingen.

Automatiske akustiske lyttestasjoner (Vemco Inc, modell VR2W) ble hvert år plassert i elva fra august til mai året etter. For å optimalisere rekkevidden ble lyttestasjonene plassert i områder av elva som smalnet inn samtidig som det fortsatt var jevn vannføring. Lyttestasjonene ble enten hengt i tau ned fra bru eller plassert på en dyp plass i elva, fortrinnsvis en høl, og festet med kjetting til land. Rekkevidden var som regel 200-300 meter, men ble redusert når høy vannføring medførte turbulente vannmasser.

#### 2.2.4 Karakterisering av fysiske habitatparametere

Bunnssubstratet ble delt inn i fem kategorier (**tabell 7**). Normalt vil bunnssubstratet bestå av en blanding av flere kategorier, men for denne undersøkelsen er kun det dominerende substratet benyttet i analysene. Vanddyp ble målt med målestav og angitt med 10 cm nøyaktighet, mens vannhastighet ble anslått etter fem kategorier (**tabell 7**).

**Tabell 7.** Karakterisering av bunnssubstrat og mesohabitat i undersøkte deler av Namsenvassdraget. Bunnssubstrat er klassifisert på grunnlag av partikkelstørrelse (cm), mens mesohabitat er klassifisert i henhold til kategorisystem benyttet av Norum (2010).

BUNNSUBSTRAT		
Kategori	Navn	Beskrivelse
1	Finsubstrat	Svært fin grus, sand, silt. Partikkelstørrelse < 2 cm
2	Småstein	Partikkelstørrelse 2-16 cm
3	Stein	Partikkelstørrelse 16-35 cm
4	Storstein og blokk	> 35 cm
5	Fjell	Fast fjell i elvebunnen
MESOHABITAT		
1	Foss	Markert fall og svært høy vannhastighet
2	Stritt stryk	Vannhastighet > 1 m/s, betydelig fallgradient, brutte bølger
3	Moderat stryk	Liten fallgradient, hastighet 0,5-1,0 m/s
4	Sakteflytende	Lav vannhastighet 0,2-0,5 m/s
5	Stillestående	Vannhastighet 0-0,2 m/s, ofte kulp/høl

## 2.2.5 Beregninger

For merket småblank som ble registrert minst fem ganger ble hjemmeområdet (home range) beregnet med følgende metode:

1. Et polygon som omfattet henholdsvis 50 og 95 % av den romlige fordelingen av punkter (50 and 95 % home range spatial distribution polygon) ble beregnet for hvert individ ved bruk av funksjonen *mcp()* i R3.44-pakken *adehabitatHR*. *Mcp()*-funksjonen ble brukt fordi den er godt egnet ved et lite antall observasjoner per individ. Metoden utelukker 50 % (5 % ved 95 % hjemmeområde) av individene som ligger lengst bort fra hjemmeområdets sentrum. Grensen på 50 % var satt for å unngå at polygonene ble påvirket av tilfeldige lange vandringer bort fra hjemmeområdet.
2. Hjemmeområde for hver fisk ble videre justert ved å ekskludere områder utenfor elva og kun inkludere områder i elva ved bruk av R-funksjonen *gIntersection()* fra *rgeos* biblioteket.

Lengste avstand mellom individuelle beregninger av peilepunkt for småblank ble beregnet på følgende måter:

1. For observasjoner som ikke hadde et landområde mellom seg, ble det brukt en enkel euklidisk avstand.
2. For observasjoner separert av et mellomliggende landområde, ble det estimert en minimum vandringsavstand i elva ved å bruke R-funksjonen *shortestPath()* fra *gdistance* biblioteket, slik at det ble tatt hensyn til at fisken måtte følge elva mellom de to punktene.

Sammenhengen mellom størrelsen på hjemmeområdet til småblank, lengste avstand mellom peilepunkter og individenes karaktertrekk ble analysert ved hjelp av lineære regresjoner. Både hjemmeområde og lengste avstand mellom peilepunkter ble log-transformert for å sikre normalfordeling av residualverdiene. Totallengde, vekt, kondisjonsfaktor (K), alder og område i elva ble inkludert som potensielle forklaringsvariabler.

VIF (Variance inflation factor; **tabell 8**) ble undersøkt for å avdekke potensiell korrelasjon blant forklaringsvariablene ved bruk av metoden skissert av Zuur mfl. (2009). En tommelfingerregel sier at en variabel har stor grad av kollinearitet med flere variabler dersom VIF er større enn 10. (Damodar & Dawn 2009). Høye VIF ble funnet for kroppslengde og vekt, slik at disse ble utelukket for å redusere multikolaritet (graden av lineær sammenheng) i regresjonsmodellen. Innledende modeller ble derfor kjørt med kondisjonsfaktor, alder og merkegruppe. En trinnsvis tilnærming ble da brukt til å forenkle modellene.

**Tabell 8.** Variance inflation factors (VIF) for forklaringsvariabler i lineær regresjonsanalyse.

Variabel	VIF
Totallengde	34,80
Vekt	33,59
Kondisjonsfaktor (K)	4,16
Alder	1,71

## 2.3 Ørekytundersøkelser

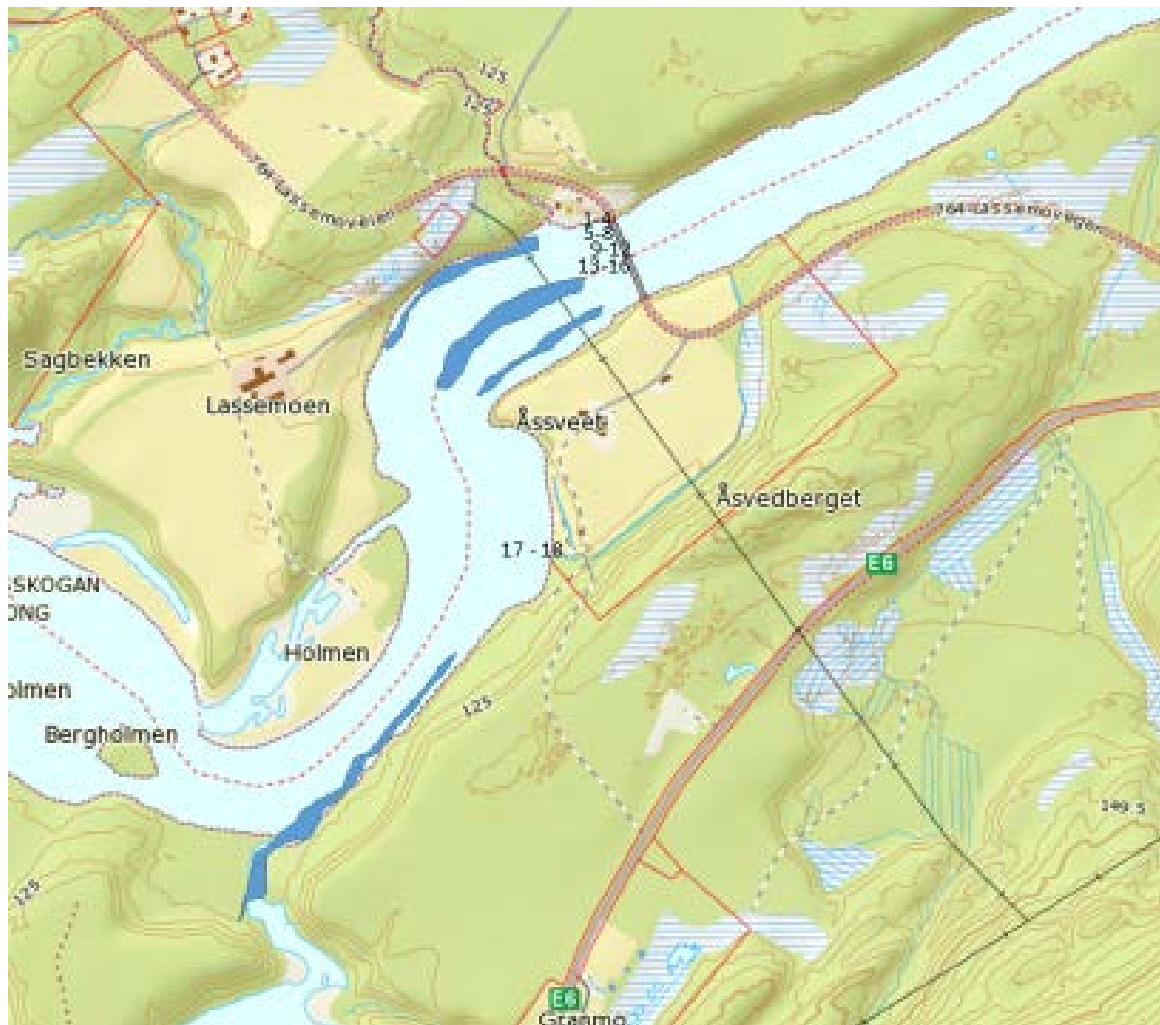
Ørekyt har i nyere tid blitt introdusert til innsjøer i øvre deler av vassdraget (Thorstad mfl. 2006, 2007). De siste tiårene har ørekyt spredd seg videre til deler av utbredelsesområdet til småblank (Heggberget mfl. 1999, Thorstad mfl. 2011), og er i senere år også funnet i de lakseførende delene av Namsen nedstrøms Nedre Fiskumfoss (Sundt-Hansen mfl. 2016). Ut fra tidligere kjennskap til forekomst av ørekyt i Namsenvassdraget (Hesthagen & Sandlund 1997, Thorstad mfl. 2006, Sandlund mfl. 2015, Heggberget mfl. 2016, Hesthagen & Sandlund 2016) ble følgende områder valgt for nærmere kartlegging:

- Område 1: I området nedstrøms Lasseobrua ble det benyttet en kombinasjon av teinefiske og elektrisk båtfiske (**figur 12**).

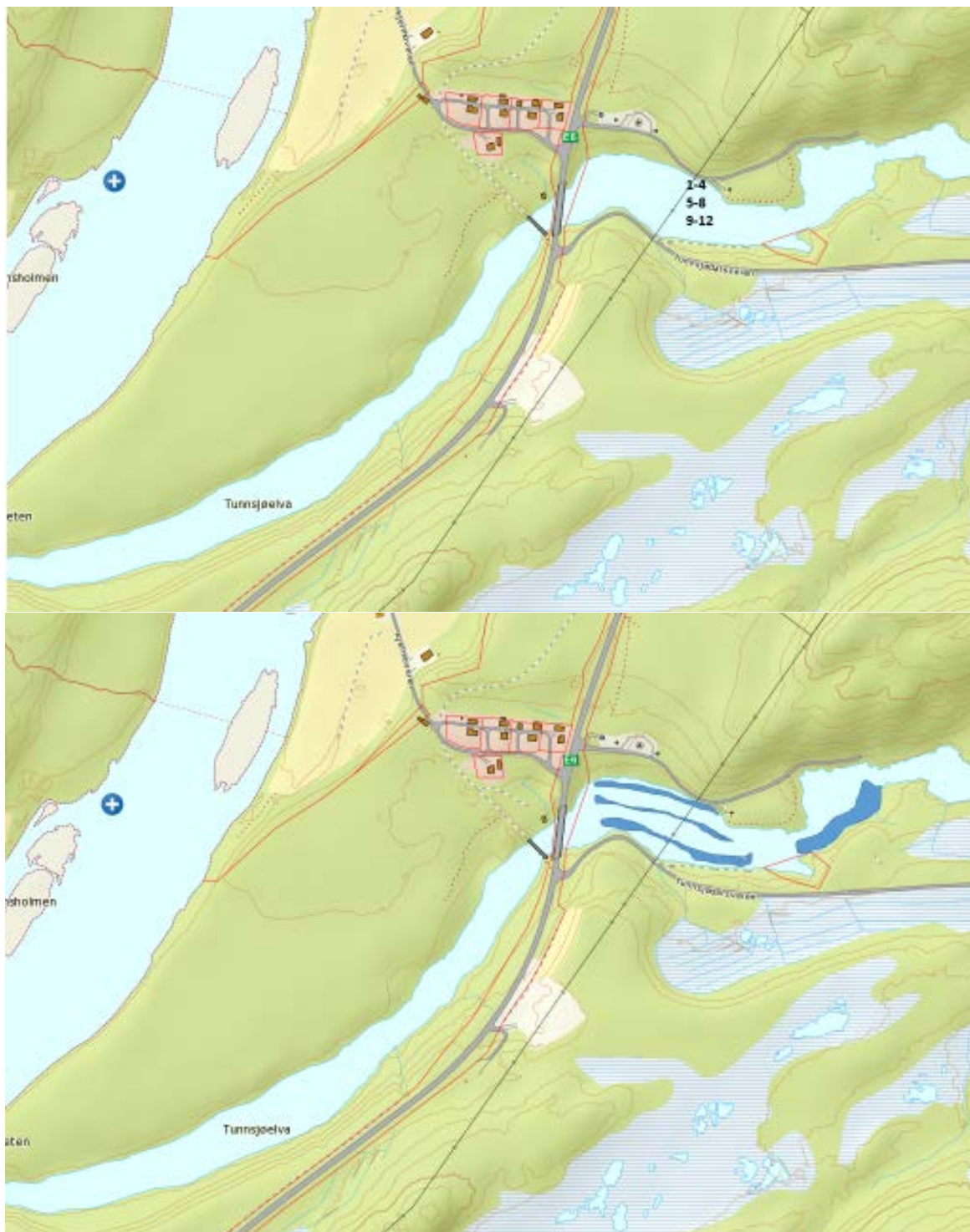


- Område 2: I Tunnsjøelva ved utløpet av Tunnsjødal kraftverk ble det benyttet en kombinasjon av teinefiske, elektrisk båtfiske og strandnært elfiske (**figur 13**)
- Område 3: I området mellom Trongfossen og Lindsetmobrua ble det benyttet elektrisk båtfiske.

Det ble fisket med teiner av den typen som er vanlig brukt til fangst av ørekyt (Bilde 7). Slike teiner fanger forskjellige fiskearter med lengder mellom 30 og 100 mm. Teinene ble agnet med vanlig brød, og ble satt i lenke med fire-fem teiner i samme lenke. For å kartlegge forekomst av ulike arter ble teinene satt på forskjellige dyp, ved forskjellig vannhastighet og forskjellig avstand fra land. Slike teiner egner seg ikke på områder med høye vannhastigheter, og på området mellom Trongfossen og Lindsetmobrua ble det derfor bare benyttet elektrisk båtfiske. Det ble i tillegg utført strandnært elektrisk fiske i Tunnsjøelva like oppstrøms kraftverksutløpet (**bilde 8**).



**Figur 12.** Oversikt over teinefiske ved Lassemoen i august 2016, samt områder undersøkt med elektrisk båtfiske (mørk blå markering). Numrene på kartet tilsvarer teiner benyttet til fangst av ørekyt.



**Figur 13.** Oversikt over hvor i Tunnsjøelva det ble benyttet teinefiske (øvre panel) og elektrisk båtfiske (nedre panel) i august 2016. Teinene er inntegnet med nummer, mens områdene hvor det ble gjennomført elektrisk båtfiske har mørk blå markering.





**Bilde 7.** Teinefiske viste seg å være den mest effektive metoden for fangst av ørekyt i Øvre Namsen og Tunnsjøelva i august 2016. Foto: Tor G. Heggberget, NINA.

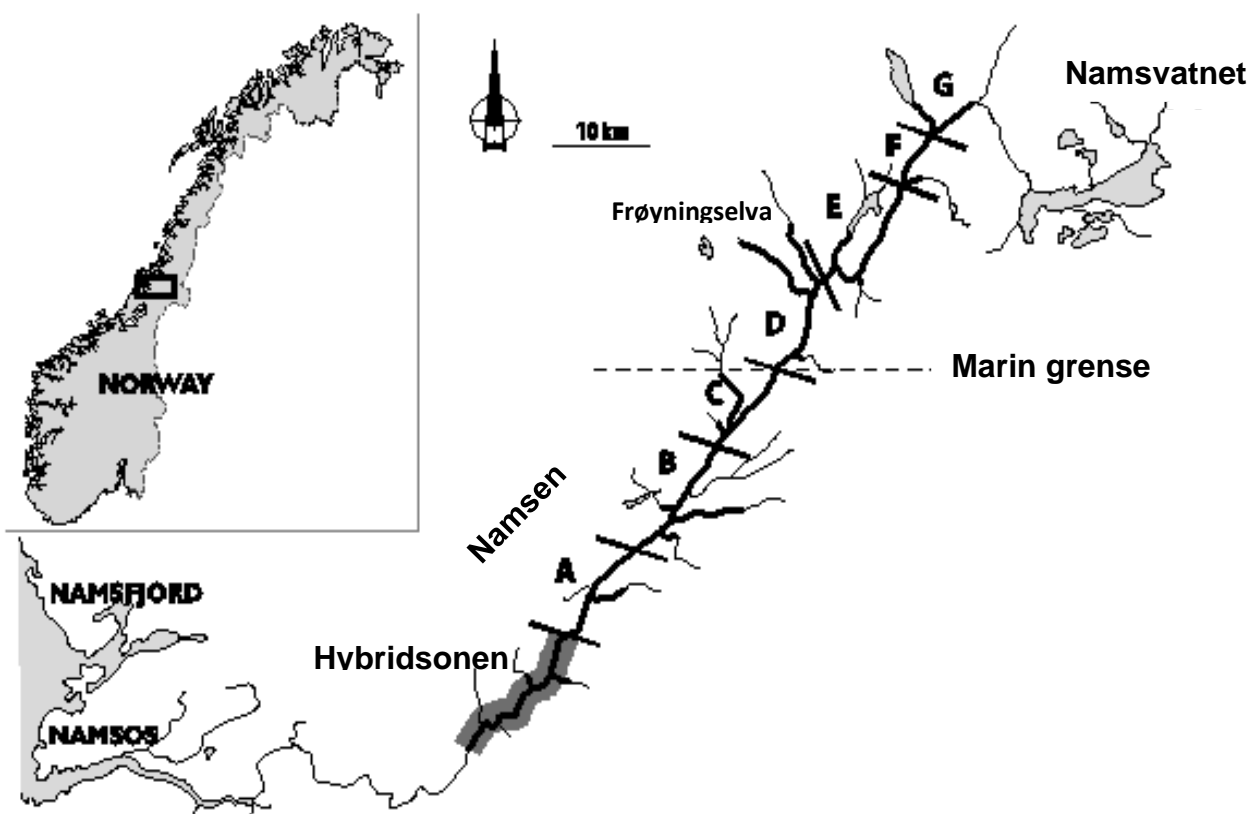


**Bilde 8.** I august 2016 ble det gjennomført strandnært elektrisk fiske etter ørekyt i Tunnsjøelva like oppstrøms utløpet av kraftstasjonen. Foto: Jarle Fløan, Namsskogan fjellstyre.

Målet med første del av ørekytundersøkelsene var å kartlegge forekomsten av fiskearter i områder med kjent forekomst av ørekyt, hvor hovedspørsmålet er å se om ørekyt og småblank overlapper med hverandre når det gjelder habitatvalg. På denne måten vil vi få et inntrykk av konkurransen mellom ørekyt og småblank i øvre deler av Namsen. Ørekyt er introdusert til øvre deler av Namsen i løpet av de siste tiårene (Thorstad mfl. 2009), og det er usikkert om bestandene av ørekyt har stabilisert seg når det gjelder forekomst og mengde i disse delene av vassdraget. I teinefangstene ble det registrert ørekyt og trepigget stingsild i varierende mengder. Både ørekyt og trepigget stingsild opptrer ofte i stimer, og derfor blir det ofte ujevn fangst avhengig av om en treffer på stimer eller ikke. I løpet av undersøkelsesperioden er ørekyt også registrert i Øvre Namsen fra Storfossen og nedover i hovedelva, bl.a. i til dels betydelige mengder i terskelbassenget ovenfor Namsskogan sentrum (Reidar Smalås, pers.medd.). I denne delen av vassdraget, dvs. Storfossen og nedover til Trongfossen, må en forvente at ørekyt vil øke kraftig i de nærmeste årene, spesielt i terskelbassengene og mer stilleflytende deler av vassdraget

## 2.4 Genetiske undersøkelser

De genetiske undersøkelsene i dette prosjektet er en utvidelse av analysene av Sandlund mfl. (2014). Dette ble gjort ved å benytte de samme genetiske markørene slik at tidligere genetiske data kunne bli brukt og supplert med nye prøver fra dette prosjektet. De genetiske markørene består av åtte mikrosatelitter og 96 enkelt-nukleotide-polymorfismer (SNPer), hvorav 15 SNPer er lokalisert i det mitokondrielle genomet (arvestoffet). Sekstiåtte av SNP-markørene i kjerne DNA og alle 15 SNP-markører i det mitokondrielle DNA er felles med de som ble brukt i Sandlund mfl. (2014). Vi har også benyttet den samme geografiske inndelingen med de samme bokstavkodene av de ulike strekningene i Øvre Namsen (figur 14) som Sandlund mfl. (2014).



**Figur 14.** Inndelinger av innsamlingslokaliteter av småblank i Øvre Namsen til genetiske analyser. Disse er de samme som i Sandlund mfl. (2014), men i tillegg har dette prosjektet inkludert stikkprøver fra Frøyningsselva og fra området mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfoss (hybridsone der det også finnes anadrom laks).

Datagrunnlaget for de genetiske analysene omfatter til sammen 928 individer av småblank (tabell 9). I tillegg til flere stikkprøver fra de ulike lokalitetene er det inkludert stikkprøver fra Frøyningsselva og fra området Nedre Fiskumfoss til Aunfoss der det også finnes anadrom laks (kalt hybridsonen i denne rapporten). For å finne småblank i hybridsonen ble det analysert prøver av laks fanget ved garnfiske i 1998, 2015 og 2017, og av disse ble kun 16 identifisert som småblank (Karlsson mfl. 2018). I tillegg ble det analysert 84 individer av laks fanget i laksetrappen i Nedre Fiskumfoss, men ingen av disse var av rent småblankopphav (se eget avsnitt om analyser av hybridisering mellom anadrom laks og småblank).



**Tabell 9.** Oppsummering av datamateriale for genetiske analyser av småblank.. Innsamlingslokaliteter er de samme som i Sandlund mfl. (2014) og genotypedata fra stikkprøver før 2014 er de samme som i Sandlund mfl. (2014).

Innsamlingslokalitet		År	N fisk genotypet for 8 Msat og 68 SNPs	N fisk genotypet for 15 mtDNA SNPs
Hybridsone	Nedre Fiskumfoss til Aunfoss	1998, 2015	16	16
A	Aunfoss til Åsmulfoss	1979, 2005, 2008	39	39
B	Åsmulfoss til Trongfoss	2005, -08, -16	51	53
C	Trongfoss til Kjølmyrfoss	2008, -15, -17	98	99
D	Kjølmyrfoss til Bjørhusdal	2008, -14, -15, -16, -17	209	211
<i>Froy_St_1_to_3</i>	<i>Frøyningseiva fra samløp Namsen til St 3</i>	2014	40	40
<i>Froy_St_4_to_7</i>	<i>Frøyningseiva St. 4 til 7</i>	2014	45	45
<i>Froy_St_8_9</i>	<i>Frøyningseiva St. 8 og 9</i>	2014	18	18
E	Namsskogan til under Bjørnstadfoss	1955, -78, 2005, -08, -14	74	74
F	Bjørnstadfoss til Mellingselva	2005, -08, -14, -15, -16, -17	239	244
G	Mellingselva	1956, -78, 2008, -15	89	89
			918	928

#### 2.4.1 DNA-isolering og genotyping

DNA (arvestoffet) ble isolert fra vevsprøver (i hovedsak små finneklipp) som var oppbevart på sprit, med hjelp av E.Z.N.A™ tissue DNA kit (E.Z.N.A. Omega Bio-Tek Inc, Norcross, GA). for prøvene før 2014, som beskrevet i Sandlund mfl. (2014) og ved hjelp av DNEASY tissue kit fra QIAGEN for prøvene samlet inn fra 2014 og senere. Prøvene ble genotypet for åtte mikrosatelitt markører: Ssa289, Ssa14 (McConnell mfl. 1995), Ssa171, Ssa197 (O'Reilly mfl. 1996), Ssa408 (Cairney mfl. 2000), 20.19 (Sanchez mfl. 1996), Ssosl85 (Slettan mfl. 1995), Ssosl438 (Slettan mfl. 1996) med PCR-protokoll beskrevet i Sandlund mfl. (2014). Samtlige individer ble også genotypet for 96 SNP-markører, men med to forskjellige assay, med noen forskjellige SNP'er, slik at det for alle individer ikke ble 96, men 83 SNP'er som var felles. Femten av disse SNP-ene er lokalisert i det mitokondrielle genomet og 68 i kjerne-DNA. SNP-genotypingen ble gjort på en EP1™ 96.96 Dynamic array IFCs (Fluidigm, San Fransisco, CA.).

#### 2.4.2 Statistiske analyser

Hovedtyngden av de genetiske analysene består først av en analyse av genetisk variasjon innen og mellom innsamlingslokaliteter med det viktigste formålet å identifisere sub-populasjoner av småblank i Øvre Namsen. For det andre ble det foretatt en genetisk identifisering av småblank og hybrider mellom småblank og anadrom laks i hybridsonen. I tillegg har vi gjort forsøk på å estimere den effektive bestandsstørrelsen og å identifisere hybrider mellom aure og småblank.

#### Genetisk variasjon innenfor og mellom lokaliteter

Genetiske forskjeller ( $F_{ST}$ ) mellom lokaliteter ble estimert og testet statistisk ved hjelp av programmet Genepop ver. 4.1.4 (Raymond & Rousset 1995). Genetiske forskjeller i parvise  $F_{ST}$ -estimerer (Weir & Cockerham 1984) ble visualisert med et Prinsipal koordinat analyse plot (PCoA-plot) i GENALEX 6.0 (Peakall & Smouse 2006). Populasjonsstrukturen ble også analysert uten å inkludere kjennskap om innsamlingslokalitet, men kun ut fra genotypen til de ulike

individene ved hjelp av programmet STRUCTURE (Pritchard mfl. 2000). Videre ble genetiske forskjeller mellom ulike grupper av individer undersøkt ved såkalt self-assignment i programmet GeneClass2 (Piry mfl. 2004). I dette programmet blir individer tilordnet de ulike populasjonene basert på deres genotype. Ved å la individer bli tilordnet også til den samme populasjonen som den blitt samlet fra, vil en annen tilordning enn til denne populasjonen kunne identifisere sannsynlige immigranter.

Genetisk variasjon innen sub-populasjoner i form av forventet heterozygositet og allelrikdom ble estimert i programmet FSTAT v. 2.9.3 (Goudet 2001). Allelrikdom er et mål på forventet antall alleler i forhold til stikkprøvestørrelse justert i forhold til den minste stikkprøven. Dette målet er kun relevant for mikrosatelitt-markører der det finnes mange forskjellige alleler for den samme markøren i en bestand. Estimerer av effektiv populasjonsstørrelse ( $N_e$ ) ble gjort i programmet LDNe (Waples & Do 2008) for hver av de ulike innsamlingslokalitetene. Estimerer av effektiv populasjonsstorlek med denne metoden baserer seg på koblingsulikevekt mellom genetiske markører (Hill 1981).

Aure og hybrider mellom aure og laks ble identifisert ved hjelp av et sett med åtte SNP-markører som viser generelt store genetiske forskjeller mellom aure og laks. I tillegg ble mikrosatelittene Ssa197 og Ssosl438 som inngår i panelet av markører som tilnærmet diagnostisk skiller mellom aure og laks benyttet (Karlsson mfl. 2013). I det samlede materialet ble det identifisert fire artshybrider fra Frøyningseelva (Sægrov mfl. 2015) og én fra garnfiske i magasinet oppstrøms Nedre Fiskumfoss. Den siste artshybriden har imidlertid ikke blitt bekreftet med diagnostiske markører.

### 2.4.3 Genetisk identifisering av ulike laksevarianter

Den genetiske metoden som ble benyttet for å skille mellom småblank og anadrom laks følger Karlsson mfl. (2014) og er beskrevet i Karlsson mfl. (2018). Femtisyv SNP-markører viste en estimert genetisk distanse ( $F_{ST}$ ) større enn 0,05 og disse ble benyttet for å skille mellom småblank og anadrom laks og for å identifisere hybrider mellom disse. Basert på genotypen til et referansemateriale av 56 anadrom laks fanget i Nedre Namsen og 177 småblank fanget ovenfor hybridsonen i Øvre Namsen ble det generert én kunstig bestand for henholdsvis anadrom laks og småblank i programmet HybridLab (Nielsen mfl. 2006). Et og et individ ble analysert med disse to kunstige bestandene i programmet STRUCTURE (Pritchard mfl. 2000) for å beregne sannsynligheten for at hvert enkelt individ skulle tilhøre enten gruppen anadrom laks eller småblank ( $P(\text{blank})$ ).

For å vurdere sikkerheten i klassifisering av laks fanget i hybridsonen genererte vi estimerer av et referansemateriale av 277 anadrom laks fanget i Nedre Namsen og i Gaula og 279 individer av småblank. Anadrom laks fra Gaula ble inkludert for å teste at anadrom laks fra Namsen kunne fungere som en referanse på anadrom laks uten å være genetisk påvirket av småblank. For å kvantifisere og vurdere utvikling av andel småblank og småblank/anadrom laks hybrider i hybridsonen ble det analysert et materiale av 76 individer fanget i 1998, 17 fanget i 2015 og 117 fanget i 2017. Innsamlingen ble gjort ved garnfiske på samme måte i alle disse årene. I tillegg analyserte vi 84 individer av laks fanget i trappa i Nedre Fiskumfoss. Laksen fra trappa i Nedre Fiskumfoss ble analysert for å undersøke om småblank eller hybrider kan vandre ut og returnere som anadrom laks. Videre ble det analysert 129 individer fanget ved inntaksgrinda ved Øvre Fiskumfoss i 1978. Disse individene var et utvalg av en stor ansamling av smolt-liknende laks på tilsynelatende nedvandring. Formålet med å analysere disse individene var å undersøke om noen av disse hadde helt eller delvis småblankopphav og dermed gi en indikasjon på om ren småblank kan vandre ut til sjøen. I perioden 1950 til 1976 ble det årlig satt 20 000 til 100 000 yngel av anadrom laks også oppstrøms Aunfossen (Vuorinen & Berg 1989). Ved utvandring vil disse kunne registreres ved Øvre Fiskumfoss

## 2.5 Beregninger av bestandsstørrelse

### 2.5.1 Beregninger basert på drivtelling og elektrisk fiske

Tettheten av småblank (og laks i hybridsonen) som ble registrert ved drivtelling på de ulike elvestrekningene og tettheten ble beregnet for strekninger i gradientintervallet 0,0 til 0,8 %. For strekningen oppstrøms Mellingselva og i sone V ble tettheten av småblank satt til 0 siden det i løpet av prosjektperioden ble registrert ingen eller svært få individer. For strekninger med gradienter mellom 0,8 og 4,0 % ble tettheten av småblank satt lik det den ble beregnet til ved 0,8 % helning. For strekninger med gradient over 4 % ble tettheten satt til 0.

Arealet av de ulike elvestrekningene ble beregnet på bakgrunn av areal og elvelengder oppgitt av Norum (2010). For strekningen mellom Nedre og Øvre Fiskumfoss ble arealet og lengden beregnet på kart (<https://kart.fiskeridir.no/>). Områder med gradient over 0,8 % utgjør 4,5 % av samlet areal på strekningen fra utløpet av Mellingselva til Nedre Fiskumfoss, mens 0,5 % av arealet har gradienter større enn 4 %.

### 2.5.2 Beregninger basert på strandnært elektrisk fiske

I Øvre Namsen er det benyttet to ulike tilnærminger for beregninger av tetthet og bestandsstørrelse; a) Merking-gjenfangst-metoden og b) Utfangstmetoden. Den første metoden kalles også Petersens metode for bestandsestimering (se **avsnitt 2.6.2**), mens den andre metoden ofte kalles Zippin-Morans metode for bestandsestimering. Tettheten under utfangstfiske ble beregnet med bruk av ligning 6 og ligning 7 i Bohlin mfl. (1989):

$$\text{Eq.6: } \frac{q}{p} - \frac{kq^k}{1-q^k} = \frac{\sum_{i=1}^k (i-1)y_i}{T} \qquad \text{Eq.7: } N = \frac{T}{(1-q^k)}$$

der  $p$  er sannsynlighet for å bli fanget,  $q$  er sannsynlighet for ikke å bli fanget,  $k$  er antall fiskeomganger,  $y$  er fangst i en gitt fiskeomgang,  $T$  er samlet fangst i alle fiskeomganger, og  $N$  er bestandsstørrelse.

Strandnært elektrisk fiske og bruk av utfangstmetoden har de siste tiårene vært standard metodikk for undersøkelser av ungfiskbestander i rennende vann. Metoden er godt egnet for å undersøke status hos en fiskebestand på en kostnadseffektiv måte, og gir både kvalitativ (sammensetning) og kvantitativ (tetthet) informasjon om ungfiskbestander. Imidlertid vil det alltid være et åpent spørsmål om de innsamlete data er representative, siden det er små arealer som blir undersøkt, og at det ofte vil være et skjevt utvalg med hensyn til stasjonenes utforming (vandybde, vannhastighet og bunns substrat).

En tilnærming til beregning av bestandsstørrelse innenfor et vassdragsavsnitt er å oppskalere tetthetsdata fra et stasjonsnett. Denne metoden er noe grov siden det forutsetter at stasjonsnettet er representativt for hele elveavsnittet, inkludert områdetyper som er for dype til å bli undersøkt med strandnært elektrisk fiske. En alternativ tilnærming er å oppskalere bestandsstørrelse med bruk av ulike tetthetskategorier (lav, middels, høy), som er basert på tetthetsvariasjonene man har funnet på stasjonene som er undersøkt. Som en del av disse beregningene må det gjøres vurderinger av hvor store arealer som skal tilordnes henholdsvis lave, middels og høye tetthetsverdier.

Det strandnære elektriske fisket har dokumentert betydelige variasjoner i fisketetthet, der beregnede tettheter har variert fra 0,0 til 5,2 småblank per 100 m<sup>2</sup> (se **avsnitt 3.2.2**). Med bakgrunn i at utfangstfiske med få fiskeomganger kan underestimere fiskebestand (Bremset mfl. 2015, Hedger mfl. 2018), og at småblank synes å foretrekke rasktflytende områder et stykke fra land (Davidsen mfl. 2018), er det grunn til å anta at tettheter kan være noe høyere enn det som er dokumentert under strandnært elektrisk fiske. I oppskaleringer av tetthet er det benyttet følgende tetthetskategorier for småblank i Øvre Namsen:

- 0,1-0,3 per 100 m<sup>2</sup>
- 0,5-0,9 per 100 m<sup>2</sup>
- 1,0-2,0 per 100 m<sup>2</sup>

### 3 Resultater og diskusjon

#### 3.1 Bestandsstruktur hos småblank

##### 3.1.1 Drivtelling

Totalt ble det observert 276 småblank og 368 aure i de tre øverste sonene (sone I-III). Dette gir en gjennomsnittlig tetthet på 0,25 småblank og 0,34 aure per 100 m<sup>2</sup>. Sone IV ligger på anadrom strekning og her dominerer anadrom laks (Karlsson mfl. 2018). Tetthet av ungfisk av anadrom laks var her 1,46 per 100 m<sup>2</sup> i lengdeintervallet 10-20 cm, mens tettheten av aure var lavere, med 0,52 per 100 m<sup>2</sup> (tabell 10).

**Tabell 10.** Areal, gradient og antall og tetthet av småblank, anadrom laks (sone IV) og aure observert ved drivtelling i Øvre Namsen i september 2015, september 2016 og september 2017. Fra og med 2016 er aure skilt i tre størrelsesgrupper. \*Aure er ikke delt i størrelsesgrupper. På strekning 4 ble det likevel registrert én aure over 1 kg.

Strekning	Areal	Gradient	Småblank/laks*		Aure				
			Antall	Tetthet	Antall			Tetthet	
Nr.	(m <sup>2</sup> )	(%)	(n)	(pr. 100m <sup>2</sup> )	<0,5 kg	0,5-1kg	>1 kg	Totalt	pr. 100 m <sup>2</sup>
1	6 825	0,06	2	0,03	16			16	0,23
2	5 360	0,20	15	0,28	7	1		8	0,15
3	4 250	0,09	4	0,09	18	1		19	0,45
<b>Sone I</b>	<b>16 435</b>		<b>21</b>	<b>0,13</b>	<b>41</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>43</b>	<b>0,26</b>
4	10 450	0,78	106	1,01	-	-	-	107*	1,02
5	1 410	0,64	12	0,85	2			23	1,63
6	840	0,20	12	1,43	23			2	0,24
7	2 680	0,02	1	0,04	5	1		6	0,22
8	4 500	0,20	12	0,27	2		1	3	0,07
9	8 160	0,78	45	0,55	-	-	-	18*	0,22
10	10 000	0,20	26	0,26	-	-	-	16*	0,16
11	5 040	0,05	4	0,08	4			4	0,08
12	3 500	0,07	7	0,20	1			1	0,03
13	9 600	0,16	8	0,08	0			0	0,00
14	6 315	0,44	19	0,30	34	2	1	37	0,59
15	9 040	0,12	1	0,01	36			36	0,40
16	8 800	0,01	1	0,01	5		1	6	0,07
<b>Sone II</b>	<b>80 335</b>		<b>254</b>	<b>0,32</b>	<b>112</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>259</b>	<b>0,32</b>
17	6 050	0,01	0	0,00	13	2		15	0,25
18	4 400	0,01	1	0,02	12			12	0,27
19	2 220	0,01	0	0,00	39			39	1,76
<b>Sone III</b>	<b>12 670</b>		<b>1</b>	<b>0,01</b>	<b>64</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>66</b>	<b>0,52</b>
<b>Sone I-III</b>			<b>276</b>	<b>0,25</b>	<b>217</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>368</b>	<b>0,34</b>
20	5 600	0,01	56	1,00	11			11	0,20
21	4 000	0,00	84	2,10	39			39	0,98
<b>Sone IV*</b>	<b>9 600</b>		<b>140</b>	<b>1,46</b>	<b>50</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>50</b>	<b>0,52</b>
22	150		0	0,00	3		1	4	2,67
23	1 950		38	1,95	11		1	12	0,62

Gjennomsnittlig tetthet av småblank var 0,13 fisk per 100 m<sup>2</sup> i sone I, 0,32 per 100 m<sup>2</sup> i sone II og 0,01 per 100 m<sup>2</sup> i sone III. Høyest tetthet var det på strekningen like nedenfor utløpet av Frøyningseelva, med 1,43 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Nest høyest tetthet var det på strekningen rett

nedstrøms Namsskogan terskel, der det ble observert 106 småblank på et areal på 10 450 m<sup>2</sup>, tilsvarende en tetthet på 1,01 fisk per 100 m<sup>2</sup>. I Sone III ble det bare observert én småblank på tre drivtellingsstrekninger med et samlet areal på 12 670 m<sup>2</sup>. Det ble observert småblank på alle strekningene i sone I og II (**tabell 10** og **vedleggsfigur 2**). For områder med gradient fra 0,2 til 0,8 % var gjennomsnittlig tetthet av småblank 0,62 per 100 m<sup>2</sup>.

I sone IV er det primært anadrom laks. Her var gjennomsnittlig tetthet 1,46 laks per 100 m<sup>2</sup>. Tettheten av aure på denne strekningen var 0,52 fisk per 100 m<sup>2</sup>. I sone IV ble det i tillegg til laks < 20 cm observert tre smålakser og én mellomlaks, to sjøaurer rundt 1 kg og to mellom 3 og 5 kg, samt fire store åler. I Nesåa ble det observert to smålakser og én sjøaure på ca. 1 kg. Trepigget stingsild ble observert i alle drivtellingssonene.

For aure var tettheten henholdsvis 0,26, 0,32 og 0,52 fisk per 100 m<sup>2</sup> i sone I, II og III og i gjennomsnitt 0,34 fisk per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 12**). Høyest tetthet var det på strekningen nederst i sone III der det ble observert 1,76 aure per 100 m<sup>2</sup>. Det ble observert aure på alle strekningene unntatt på strekning 13 ved Flåttådal. Fra og med 2016 ble auren delt i tre størrelseskategorier, og av de 228 aurene som ble observert i 2016 og 2017 i sone I-III var det 11 individer (5 %) som var større enn 0,5 kg, og fire av disse var større enn 1 kg. Den største auren ble observert ved Namsskogan terskel og var ca. 4 kg. I tillegg til observasjoner av småblank og aure ble det på strekning 17 i sone III observert én ørekyt, og på strekning 18 en stim med ørekyt.

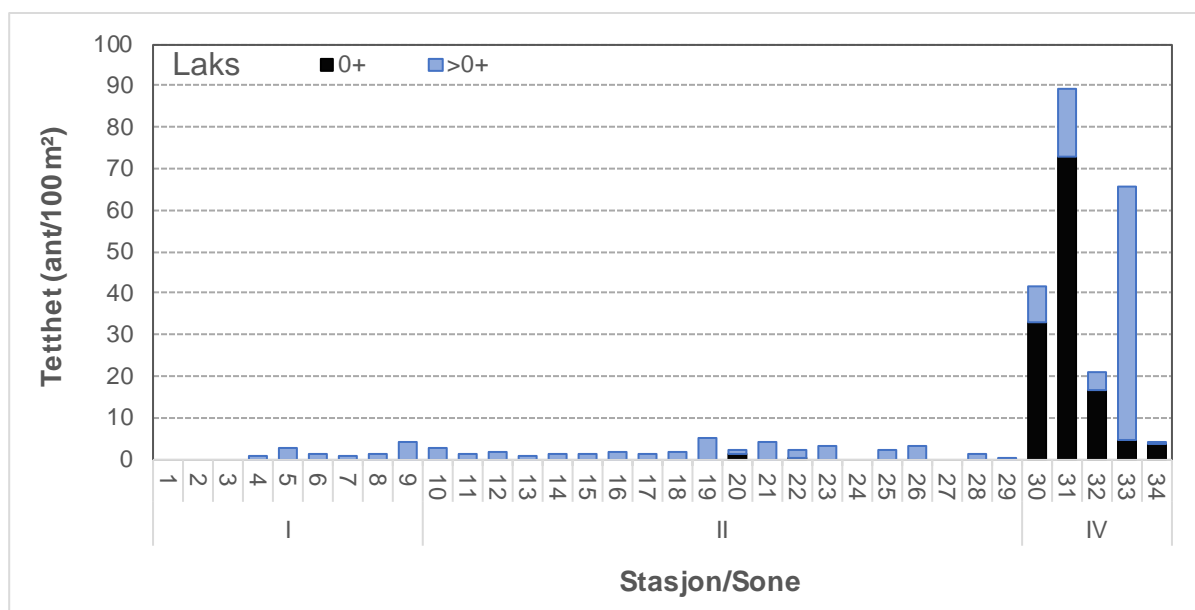
Tettheten av aure var høyere enn for småblank i sone I og III, men størst og lik for aure og småblank i sone II (sone IV med anadrom laks er ikke sammenliknbar). På flere strekninger preget av stryk, glattstrøm eller grunnområder var det dominans av småblank, men på de dype og sakteflytende strekningene var det en total dominans av aure (**tabell 10**). Små aure hadde på enkelte strekninger en tendens til å stå på svært nært land på grunt vann, noe som gjorde at drivtellernes plassering i elva åpenbart ble avgjørende for antallet aure som ble observert. Dette virket ikke å være tilfelle for småblank, som generelt stod mer spredt utover elvearealet. Dette kan ha påvirket observasjoner av aure.



### 3.1.2 Strandnært elektrisk fiske

#### 3.1.2.1 Tettheter av småblank og laksunger

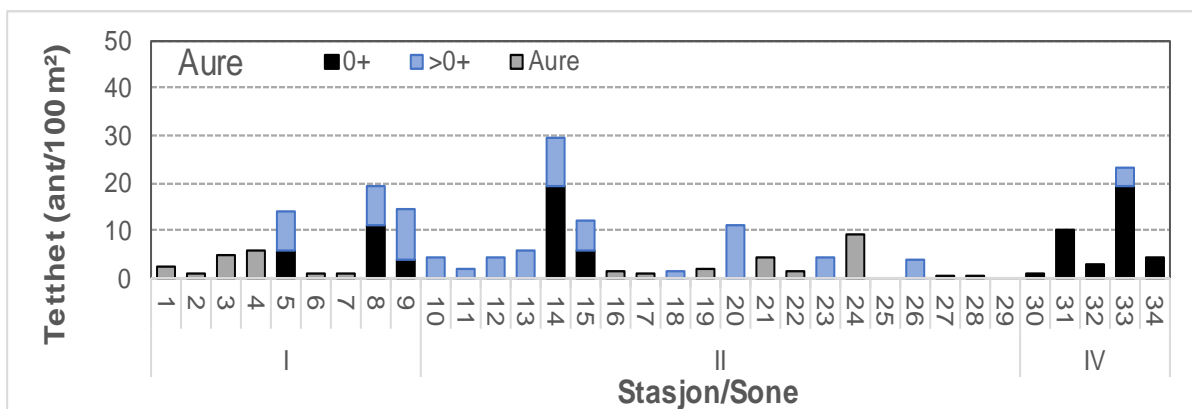
Det var generelt lave tettheter av småblank på stasjonene som ble elektrofisket i sone I og II, og bare på to stasjoner ble det fanget årsyngel. Spesielt i øvre deler av sone I, fra Namskroken og ned til Mellingselva ble det ikke fanget småblank og det var lav fangst av aure. Gjennomsnittlig tetthet av småblank var i sone I og II på 1,6 fisk per 100 m<sup>2</sup> (**figur 15**). Tettheten av årsyngel var mindre enn 0,05 småblank per 100 m<sup>2</sup>. I sone IV, der det nesten utelukkende er anadrom laks (Karlsson & Heggberget 2018), var tettheten av årsyngel av laks 26,2 fisk per 100 m<sup>2</sup>, mens tettheten av eldre laksunger var 18 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Tettheten av laksunger er dermed 30 ganger høyere i hybridsonen sammenlignet med strekningene der det bare er småblank. I sone I og II utgjør småblank over 10 cm ca. 70 % av all småblank. I sone IV var andelen laks over 10 cm fanget ved strandnært elektrisk fiske 7 %, eller ca. 20 % av laks eldre enn årsyngel. Omgjort til tettheter tilsier dette ca. 1,1 småblank over 10 cm per 100 m<sup>2</sup> i sone I og II, og ca. 3,6 laksunger over 10 cm per 100 m<sup>2</sup> i sone IV. Tetthetene er nokså forskjellig ved sammenligning av drivtelling og strandnært elektrisk fiske, ved drivtelling vil ikke fisk mindre enn 10 cm registreres.



**Figur 15.** Tettheter av småblank på 34 elektrofiskestasjoner i Øvre Namsen i sone I, II og IV i perioden 2014-2017. I sone I og sone II er det utelukkende småblank, mens det i sone IV i hovedsak er avkom av anadrom laks (laksunger).

#### 3.1.2.2 Tettheter av aure

Det var markert høyere tetthet av aure sammenlignet med småblank i sone I og II, mens tettheten av aure var klart lavere enn tettheten av laksunger i sone IV (**figur 16, tabell 11**). Gjennomsnittlig tetthet av aure i sone I og II var på 6,5 per 100 m<sup>2</sup>. I sone IV var gjennomsnittlig tetthet 6,4 aure per 100 m<sup>2</sup>. I sone I og II var 50 % av auren større enn 10 cm, mens tilsvarende andel i sone IV var 14 %. Ut fra dette blir estimert tetthet av aure over 10 cm grovt anslått til å være 3,3 per 100 m<sup>2</sup> i sone I og II, mens den var 0,9 per 100 m<sup>2</sup> i sone IV.



**Figur 16.** Tettheter av aure på 34 elektrofiskestasjoner i Øvre Namsen i sone I, II og IV i perioden 2014-2017. Grå søyler angir aure som ble fanget, men ikke lengdemålt i 2014 (se tabell 13).

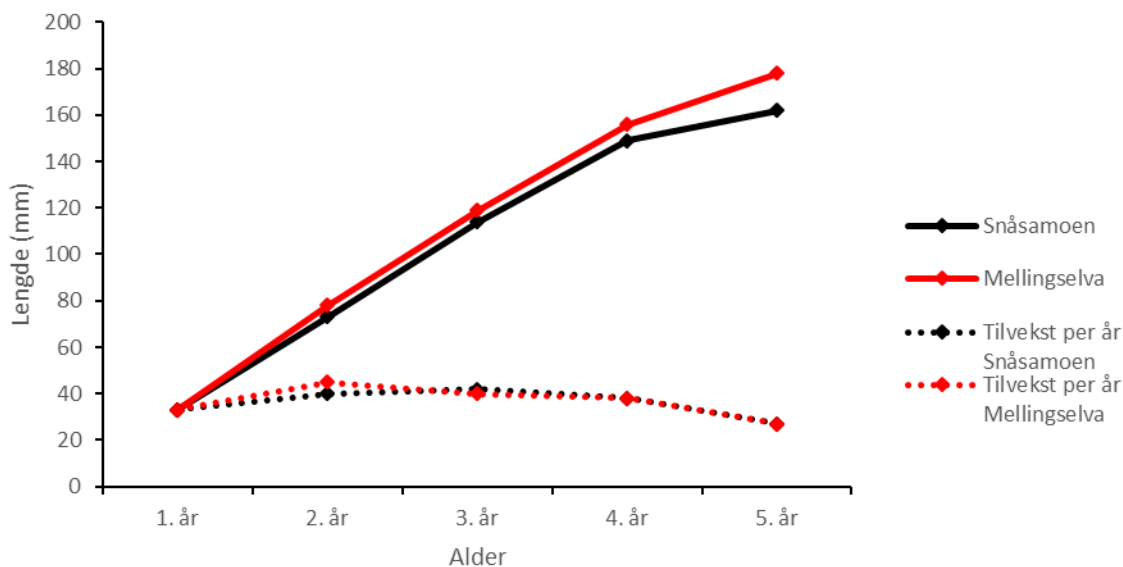
Elektrofiskestasjonene i sone I og II lå i områder med gradient mellom 0,2 og 0,8 %. Gjennomsnittlig tetthet av småblank på elektrofiskestasjonene nedstrøms Mellingselva (i sone I) var på 1,85 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Det totale arealet med denne helningen i sone I og II nedstrøms Mellingselva er på om lag 1 510 000 m<sup>2</sup>. Dette gir et bestandsestimat på ca. 28 000 småblank på disse strekingene. Småblank over 10 cm utgjør ca. 70 % av fisken som ble fanget under strandnært fiske, og estimatet for småblank over 10 cm blir da på ca. 20 000 på strekninger med gradient mellom 0,2 og 0,8 % i sone I og II nedenfor Mellingselva.

**Tabell 11.** Antall småblank, aure og anadrom laks (sone IV), tettheter fordelt på årsyngel (0+) og eldre fisk, samt andel av småblank, anadrom laks (sone IV) og aure i fangst på 36 elektrofiskestasjoner i Øvre Namsen i perioden 2014-2017. Arealet på stasjonene og antall fiskeomganger er også oppgitt.

Stasj. nr.	Dato	Sone	Areal m <sup>2</sup>	Ant. omg	Tetthet (antall/100m <sup>2</sup> )						Antall		Andel	
					Småbl.			Aure			Småbl.	Aure	Småbl.	Aure
					0+	>0+	Tot.	0+	>0+	Tot.				
1	22.-24.09.14	I	280	1	0	0	0	-	-	2,7	0	6	0	100
2	22.-24.09.14	I	600	1	0	0	0	-	-	1	0	5	0	100
3	22.-24.09.14	I	256	1	0	0	0	-	-	4,9	0	10	0	100
4	22.-24.09.14	I	520	1	0	0,5	0,5	-	-	6	2	25	7	93
5	22.-24.09.14	I	656	1	0,4	2,2	2,6	5,9	8,2	14,1	13	46	22	78
6	22.-24.09.14	I	900	1	0	1	1	-	-	1	7	7	50	50
7	22.-24.09.14	I	840	1	0	0,6	0,6	-	-	1,2	4	8	33	67
8	16.09.16	I	146	3	0	1,4	1,4	11,4	8	13,2	2	16	11	89
9	16.09.16	I	122	3	0	4,3	4,3	4	10,4	11,8	5	14	26	74
<b>S I</b>					<b>0,04</b>	<b>1,11</b>	<b>1,16</b>	<b>7,1</b>	<b>8,87</b>	<b>6,21</b>	<b>33</b>	<b>137</b>	<b>19</b>	<b>81</b>
10	16.09.15	II	400	1	0	2,6	2,6	0	4,5	4,5	8	15	35	65
11	16.09.15	II	400	1	0	1	1	0	1,9	1,9	3	6	33	67
12	17.09.15	II	100	1	0	1,5	1,5	0	4,6	4,6	1	4	20	80
13	17.09.16	II	112	3	0	0,9	0,9	0	6,1	5,5	1	6	14	86
14	17.09.16	II	170	3	0	1,2	1,2	19,6	10,2	17,4	2	28	7	93
15	19.09.16	II	138	3	0	1,4	1,4	6	6	21,4	2	12	14	86
16	20.09.16	II	289	1	0	1,6	1,6			1,7	4	4	50	50
17	20.09.16	II	319	1	0	1,2	1,2			1,2	3	3	50	50
18	16.09.15	II	266	1	0	1,5	1,5	0	1,4	1,4	3	3	50	50
19	19.09.16	II	194	2	0	5,2	5,2			2,1	10	3	77	23
20	09.09.17	II	100	3	1,1	1,1	2,2	0	11,4	11,4	2	11	15	85
21	19.09.16	II	512	3	0	4,3	4,3			4,2	21	20	51	49
22	19.09.16	II	300	2	0,3	2	2,1			1,5	6	4	60	40
23	09.09.17	II	130	3	0	3	3	0	4,4		3	4	43	57
24	20.09.16	II	150	2	0	0	0			9,4	0	14	0	100
25	09.09.17	II	110	3	0	2,2	2,2	0	0	0	2	0	100	0
26	09.09.17	II	120	3	0	3,1	3,1	0	3,8	3,8	3	3	50	50
27	20.09.16	II	147	1	0	0	0			0,8	0	1	0	100
28	20.09.16	II	252	1	0	1,1	1,1			0,5	2	1	67	33
29	20.09.16	II	425	1	0	0,3	0,3			0	1	0	100	0
<b>S II</b>					<b>0,07</b>	<b>1,76</b>	<b>1,82</b>	<b>2,33</b>	<b>4,94</b>	<b>4,91</b>	<b>77</b>	<b>142</b>	<b>35</b>	<b>65</b>
30	9-11.11.17	IV	120	3	33,1	8,3	38,1	1,1	0	0,9	41	1	98	2
31	9-11.11.17	IV	76	3	72,9	16,2	89,1	10,1	0	8,4	59	6	91	9
32	9-11.11.17	IV	125	3	16,8	4,1	27,2	3,1	0	2,6	22	3	88	12
33	9-11.11.17	IV	39	1	4,6	61,1	85,6	19,2	4,3	17,1	19	4	83	17
34	9-11.11.17	IV	338	1	3,7	0,4	4,2	4,4	0	3	8	6	57	43
<b>S IV</b>					<b>26,22</b>	<b>18,02</b>	<b>48,84</b>	<b>7,58</b>	<b>0,86</b>	<b>6,4</b>	<b>149</b>	<b>20</b>	<b>88</b>	<b>12</b>
35	9-11.11.17	IV	105	3	51,3	17,4	68,4	3,6	2	5,1	64	5	93	7
36	10.08.16	II	400	3	0	0	0	6,4	5	11,4	0	30	0	100

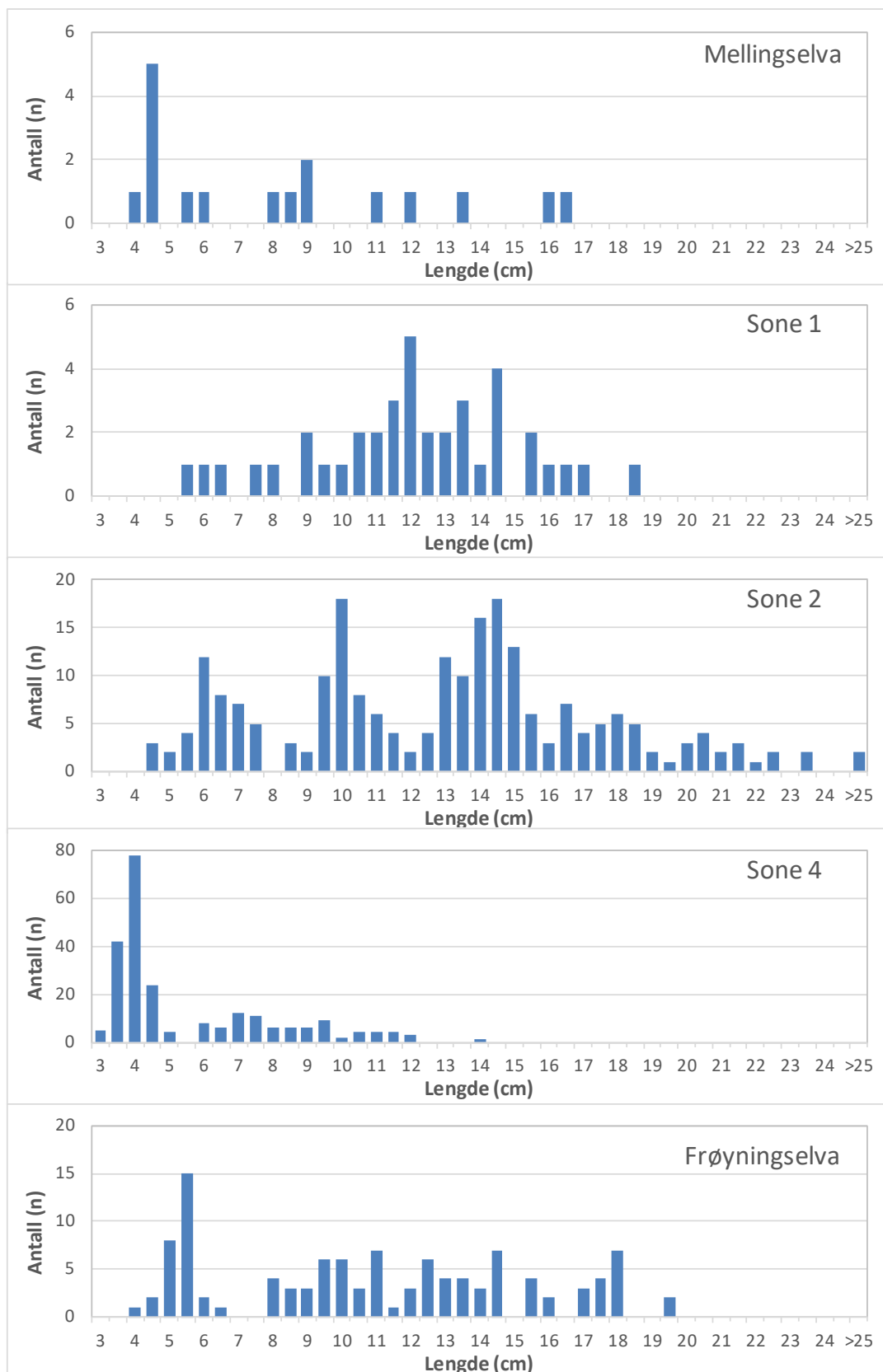
### 3.1.2.3 Lengdefordeling og alder

Fisk som ble fanget under elektrisk fiske i Øvre Namsen ble i all hovedsak satt tilbake uten å ta skjellprøver, men i forbindelse med fangst av fisk til vandringsstudier ble det samlet inn skjell fra 93 småblank. Skjellprøvene viste at de eldste individene var 5 år. Blant 33 prøver fra Mellingselva var fem individer fem år gamle. Tilsvarende for 54 fisk fra Snåsamoen (i Namsen) var 11 individer fem år (**figur 17**).



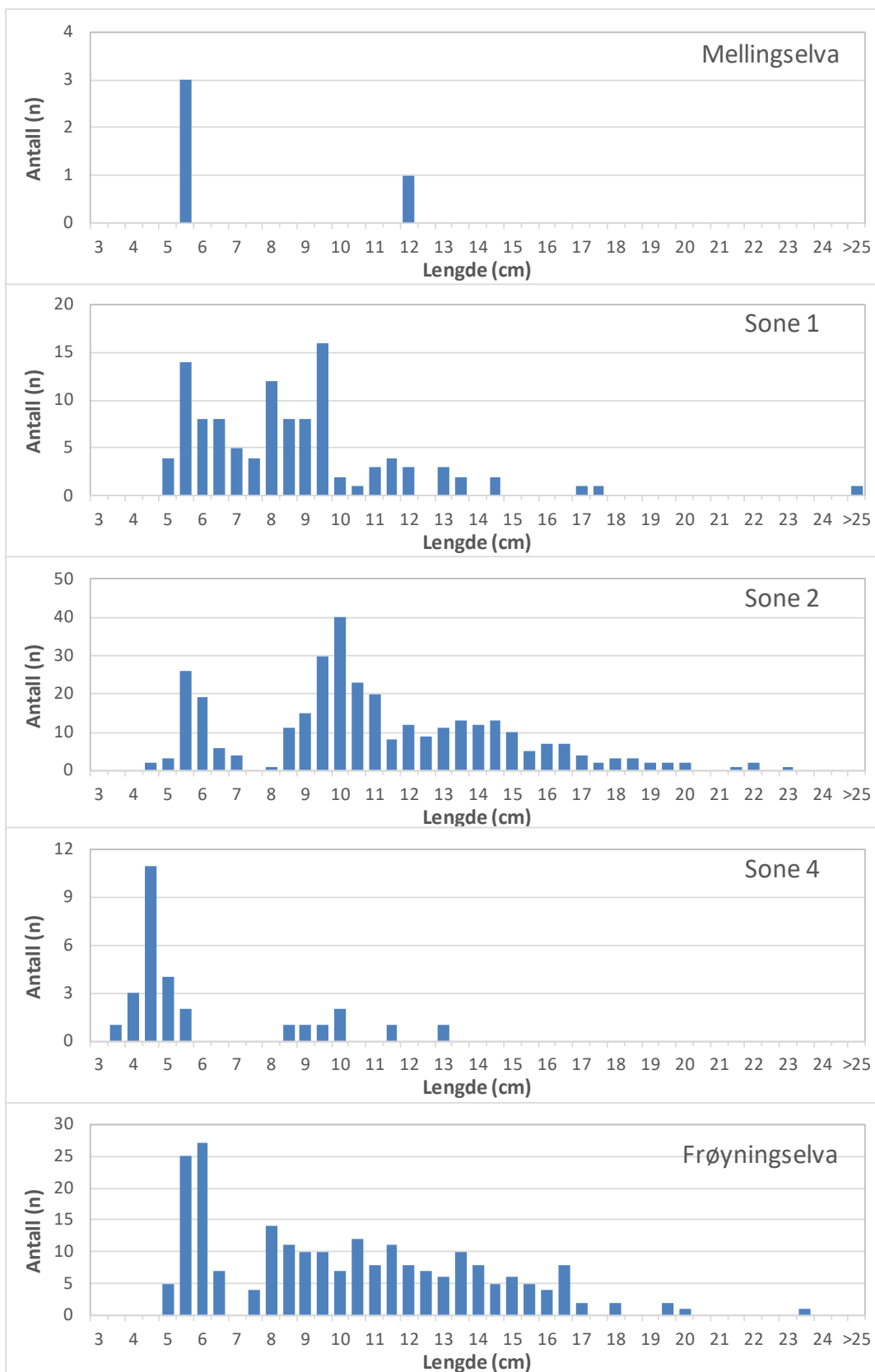
**Figur 17.** Tilbakeberegnet lengde og alder fra skjellprøver av småblank fra Snåsamoen (Namsen) (1 år:  $n = 54$ , 5 år:  $n = 11$ ) og Mellingselva (1 år:  $n = 32$ , 5 år:  $n = 5$ ). Datamaterialet er samlet inn ved hjelp av strandnært elfiske i forbindelse med merking av fisk til telemetriforsøk i prosjektperioden (2014-2019).

I figurene under presenteres materialet fra kvantitativt elektrisk fiske og det er skilt mellom årsyngel og eldre fisk. Fordi fangsten av årsyngel i selve Namsen var svært liten (tre fisk av 264 i sone I og II, **tabell 13**), er også lengdefordelingen i Frøyningelva og Mellingselva tatt med for å kunne gjøre dette skillet. I Mellingselva ble det aldersbestemt 54 mindre fisk og her målte årsyngel av småblank fra 40 til 58 mm. I Frøyningelva var det et tydelig skille mellom årsyngel og eldre småblank, og her var årsyngel mellom 40 og 65 mm. I sone IV (**figur 18**), som er dominert av anadrom fisk, var det også et tydelig skille mellom årsyngel og eldre laks og her målte årsyngel mellom 30 og 48 mm. En aldersbestemt småblank på 54 mm i sone II var ett år gammel.



**Figur 18.** Lengdefordeling for småblank fanget under strandnært elektrofiske i Mellingselva, sone I, II og IV i hovedelva og i Frøyningsselva i perioden 2014-2017. I sone IV er dette hovedsakelig avkom etter anadrom laks eller hybrider mellom småblank og anadrom laks.





**Figur 19.** Lengdefordeling for aure fanget under strandnært elektrofiske i Mellingselva, sone I, II og IV i hovedelva og i Frøyningsselva i perioden 2014 til 2017.

### 3.1.2.4 Rekruttering

Sammenlignet med sideelven Frøyningsselva, er det lite registrert 0+ i hovedstrengen av Namsen (**figur 18**). Hvis 0+ defineres som innen størrelseskategorien 40-60 mm, utgjorde denne størrelseskategorien 25% av fangsten i Frøyningsselva i 2014 (28 av totalt 113 småblank). Hvis man tilsvarende ser på fisk fanget i hovedelva Namsen så utgjør denne størrelseskategorien en langt mindre andel av totalfangsten av det kvantitative fisket på 29 stasjoner. Hvis man regner småblank mindre eller lik 60 mm som 0+ så utgjør dette 2 %. Ved å også inkludere småblank fanget i det kvalitative elfisket fra Snåsamoen og til noen hundre meter oppstrøms utløpet av Mellingselva i 2014 øker andel 0+, da det i dette området ble fanget 29 småblank under 58 mm og 8 småblank under 48 mm. Ved kvantitativt elektrofiske på 9 stasjoner (samlet areal 4 600 m<sup>2</sup>) mellom Aunfoss og Snåsamoen i Namsen i 2007 ble det ikke fanget 0+ på noen av stasjonene med unntak av stasjonen ved Snåsamoen (Thorstad mfl. 2009). I 2008 ble det imidlertid elfisket 0-2 km ovenfor Trongfossen og i denne undersøkelsen utgjorde årsyngel (0+) 20% av all fanget småblank. Lengdefordeling av småblank i denne undersøkelsen hadde tydelig skiller mellom årsyngel og eldre småblank og årsyngel ble her kategorisert som mindre enn 60 mm (Størset og Berger 2011). Siden det i datasettet ikke er samlet skjellprøver eller otolittprøver av de minste fiskene, bortsett fra én fisk, gjør dette at vi ikke kan fastslå med sikkerhet om en småblank med lengde mellom 54-60 mm fanget i hovedelva er 0+ eller en 1+.

Et lavt antall 0+ vil på generell basis indikere at bestanden har lav rekruttering. Siden småblank kun finnes i Øvre Namsen gjør dette den ekstra sårbar. Et lavt antall 0+ i hovedelva kan også indikere at det skjer lite gyting her og at gyting hovedsakelig skjer i sidevassdrag, som Frøyningsselva. Svært lave tettheter av årsyngel av småblank i Namsen og høyest tetthet av eldre småblank nær utløpet av sideelver, men ellers lave til meget lave tettheter tilsier at sideelvene er kjerneområder for småblank. Småblank i Namsen kan dermed være fisk som bruker Namsen som beiteområde og som ved kjønnsmodning vandrer opp i sideelvene og gyter der for så å vandre ned igjen som ettåringer eller eldre.

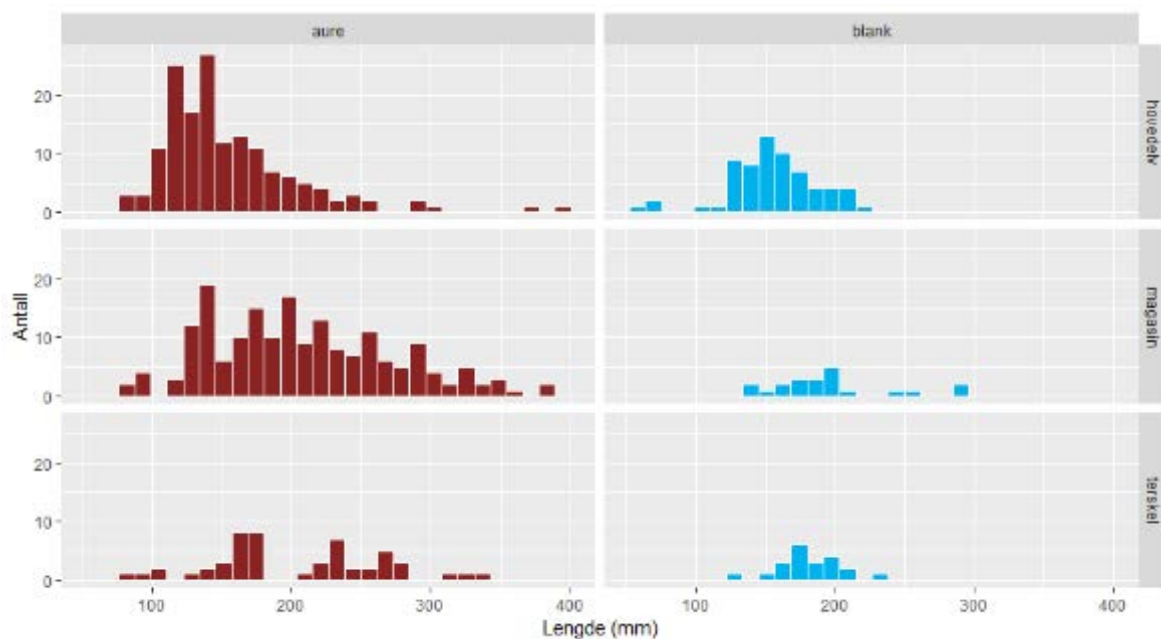
En annen forklaring på meget lave tettheter av 0+ i hovedelva er at eventuell gyting resulterer i dårlig overlevelse. Det var også lav forekomst av årsyngel av aure i Namsen. Det ble fanget årsyngel på kun 5 av 29 stasjoner ovenfor hybridsonen, men på alle stasjonene i hybridsonen, i Frøyningsselva utgjorde årsyngel 29 % av aurefangsten. Dette indikerer at småfallen aure også har problem med å rekruttere i Namsen, mens større fiskespisende aure kan gyte med suksess på samme type gytehabitater som sjøaure og anadrom laks. En alternativ forklaring på det lave antallet 0+ er at den fåtallige gytebestanden er flekkvis fordelt og at det derfor er vanskelig å treffe på et gyteområde med 0+ ved strandnært elfiske. Observasjoner av forholdsvis mange 0+ ved elektrofiske ovenfor Trongfossen ved meget lav vannføring (Størset og Berger 2011) eksemplifiserer denne problematikken. Det har imidlertid blitt elektrofisket på et betydelig antall stasjoner på strekningen mellom Åsmulfoss og Snåsamoen i Namsen de siste 20 årene uten at det blitt fanget mange årsyngel.

En viktig forskjell mellom anadrom laks og småblank er at småblankhunner har betydelig lavere fekunditet enn anadrom hunnlaks, på grunn av liten kroppsstørrelse og store egg (Thorstad mfl. 2011). Det vil si at hver hunn legger et relativt lite antall egg og spesielt ved sammenligning med en anadrom kjønnsmoden laksehunn som veier fra 1kg og oppover. Det finnes per i dag lite kunnskap om gytebiologi til småblank og det finnes derfor ingen data som kan fortelle oss om småblankhunner er flergangsgytere, men hvis en antar dette så er hver kjønnsmoden hunnfisk svært viktig for bestanden og et tap av kjønnsmoden hunnfisk vil potensielt ha en stor negativ innvirkning på produksjonen av småblank.

En svært tynn bestand vil møte problemer som innebærer redusert sannsynlighet for gytesuksess, sammenbrudd i gruppedynamikk og større predasjonsfare (Stephens et al.1999). Alle disse Allee effektene vil potensielt ha negativ påvirkning på kjønnsmodne voksne småblank og kan lede til i en nedadgående trend i bestandsutviklingen.

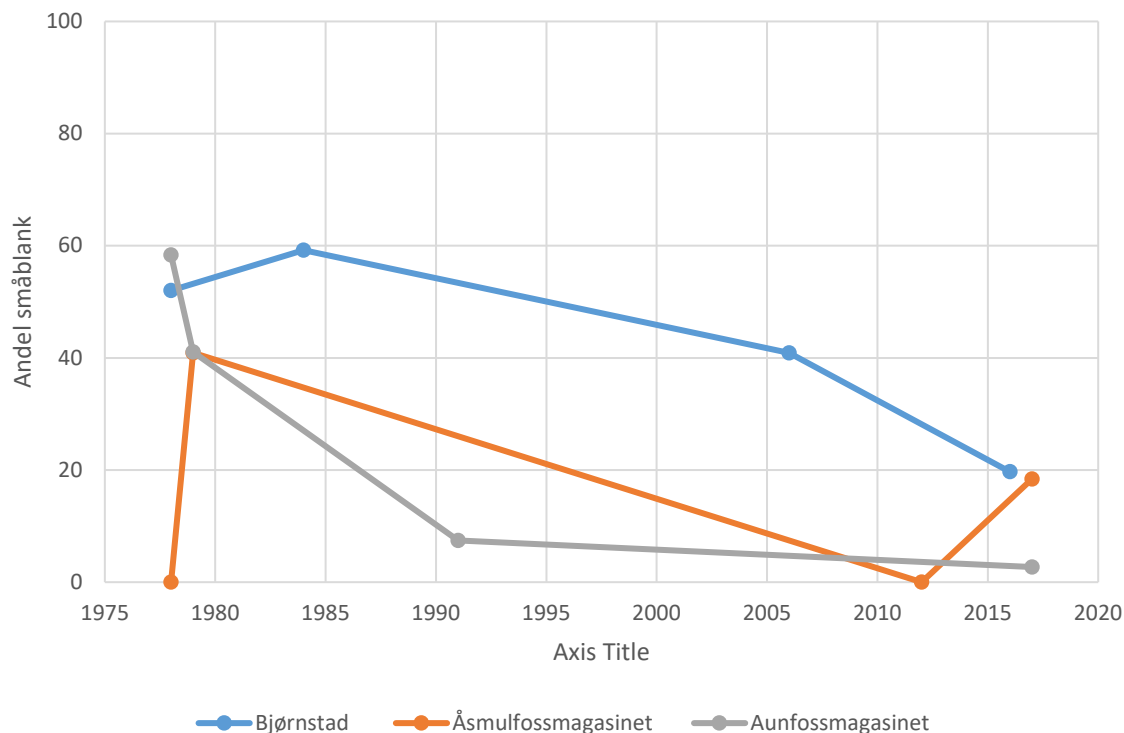
### 3.1.3 Garnfiske

Hos småblank fanget under garnfiske (**figur 20**) er det forskjeller i lengdefordeling avhengig av om de er fanget i hovedelva (ved Bjørnstad) eller i terskelbassenger (Bjørhusdal og Namskogan terskel) og reguleringsbassenger (Åsmulfoss og Aunfoss). Småblank fanget i magasiner (183 mm  $\pm$  23 (SD), N = 21) og terskelbasseng (195 mm  $\pm$  42, N = 21) har en større gjennomsnittslengde enn i det typiske elvemiljøet (Bjørnstad) (155 mm  $\pm$  32, N = 65). Det samme gjelder for aure (Elvemiljø (Bjørnstad) :158 mm  $\pm$  67, N =157, terskelbasseng:195 mm  $\pm$  65, N=185, og magasin (208 mm  $\pm$  85, N =54). Det må bemerkes at det i alle de undersøkte områdene forekommer relativt stor aure (> 40 cm) som er potensielle predatorer på småblank.



**Figur 20.** Lengdefordeling for garnfanget småblank (blå) og aure (brun) fra ulike lokaliteter i Namsen: ved Bjørnstad, i magasin (Åsmulfoss og Aunfoss) og i terskelbasseng (Bjørhusdal og Namskogan).

Området ved Bjørnstad er prøvefisket i mange omganger siden 1978, og kan betraktes som et referanseområde. Bjørnstad består av et par store kulper i hovedelva rett nedenfor Bjørnstadfossen og området er ikke påvirket av terskelbygging. Reguleringa av Namsvatnet påvirker imidlertid hele Namsen, og utgjør på Bjørnstad en reduksjon på omtrent to tredjedeler av nedbørfeltet (se avsnitt 1.2.1). Andelen småblank i fangstene på Bjørnstad har siden 1978 gradvis blitt redusert fra 59 % i 1978 til 19,7 % i 2016 (**figur 21**), med den laveste andelen fanget ved prøvefisket i 2016 (**vedleggstabell 8**).



**Figur 21.** Andel småblank i garnfangst på lokalitetene Bjørnstad, Åsmulfossmagasinet og Aunfossmagasinet, som har historiske fangstdata.

I Aunfossmagasinet har det vært en reduksjon av andel småblank siden 1978, da småblank utgjorde 58,3% og sank de påfølgende årene det ble samlet inn data frem til siste innsamling i 2017 der småblank utgjorde 3% av fangsten. I Åsmulfossmagasinet har det vært en større variasjon i andel av småblank i fangstene (**figur 21** og **tabell 12**), og i 2017 utgjorde småblank 18,7%. Det er viktig å notere seg at antall fanget småblank ved både Åsmulfoss- og Aunfossmagasinet er svært lavt og det største antall småblank som er fanget i dette materiale var i 1979 der det ble fanget henholdsvis 27 og 21 småblank i Åsmulfoss og Aunfoss magasin. Under garnfisket i perioden 2015-2017 ble det fanget henholdsvis to og tre småblank i reguleringsmagasinene Åsmulfoss og Aunfoss (**vedleggstabell 8**). Dette er magasiner som ble etablert på midten av 1970-tallet, i områder hvor småblank tidligere har forekommet i større antall (**tabell 12**). Resultatene fra prøvefisket i magasinene ved Aunfossen og Åsmulfossen i 2017 var ikke vesentlig forskjellig fra tilsvarende prøvefiske i Åsmulfoss i 2012, og antas derfor å være representativt for situasjonen med svært tynn bestand av småblank i disse reguleringsmagasinene.

Det ble i 1984 prøvefisket i ved Bjørhusdal, der det senere ble bygget en terskel. Det var imidlertid ingen tydelig reduksjon i andelen småblank i prøvefisket etter etablering av terskel (2017) (30,8%) sammenlignet med før (fra 12-46 %), men antallet småblank er redusert fra 35 (1984) til 6 (2017). For de to andre terskelområdene som har vært prøvefisket i prosjektet var det henholdsvis 43,9 % og 18,9% småblank i Namsskoganterskel og Breifossmoterskel (**tabell 14**).

Andel småblank (i forhold til aure) kan være en indikator for bestandssituasjonen når det brukes nordiske oversiktsgarn kombinert med vanlige bunngarn med varierende maskevidder. På flere av lokalitetene der det er fisket med garn har det vært en nedgang i andelen småblank i forhold til aure i fangstene (**tabell 12**). På flere lokaliteter har antallet aure steget over år, noe som også påvirker andelen småblank i fangst ved samme lokalitet og år, selv om endringen i småblank fangst er mindre (**tabell 12**). Bestanden av småblank i de to kraftmagasinene er imidlertid nå så lav at det er vanskelig å finne småblank i områder hvor småblank var tallrik tidligere. Ved prøvefisket i de to magasinene Øvre og Nedre Fiskumfoss ble det bare påvist ett individ av

småblank. Dette viser en sterk reduksjon i bestanden av småblank i områder der det er magasiner i tilknytning til elvekraftverk.

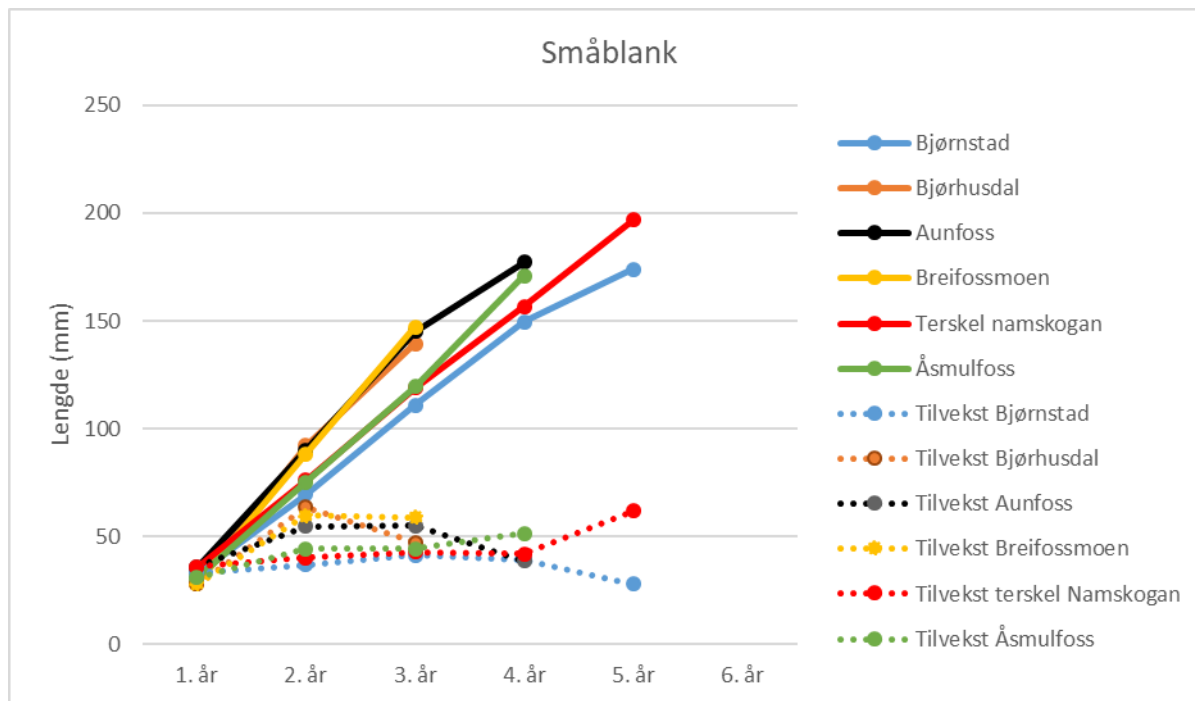
**Tabell 12.** Oversikt over fangstinnsett (antall garnnetter (unntatt Nordic garn)) og fangst per innsatsenhet (antall fisk per garnnett) av småblank og aure i ulike deler av Øvre Namsen i perioden 1978-2017.

Lokalitet	År	Innsats (garn- netter)	Fangst per innsatsenhet (antall per garnnett)		Andel småblank
			Småblank	Aure	
Bjørnstad	1978	7	5,1	4,7	52,0
	1984	11	4,5	3,1	59,2
	2006	11	8,3	12,0	40,9
	2016	11	2,5	10,2	19,7
Namsskogan	2016	6	2,5	3,2	43,9
Bjørhusdalterskelen	2017	7	0,4	0,9	30,8
Bjørhusdal – øvre	1984	14	2,5	2,9	46,3
Bjørhusdal – midtre	1984	7	0,9	2,3	28,1
Bjørhusdal – nedre	1984	14	0,9	6,4	12,3
Breifossmoterskelen	2017	6	2,8	12	18,9
Åsmulfossmagasinet	1978	7	0	2,6	0,0
	1979	12	1,8	2,6	40,9
	2012	3	0	7,0	0,0
	2017	6	2,3	10,2	18,4
Aunfossmagasinet	1978	7	1,4	1,0	58,3
	1979	12	2,3	3,3	41,1
	1991	6	0,5	6,2	7,5
	2017	6	0,2	7,2	2,7
Oppstrøms Øvre	1998	7	1,1	10,0	9,9
Fiskumfoss	2015	6	0	1,7	0,0
Oppstrøms Nedre	1998	7	0,7	9,6	6,8
	Fiskumfoss	2015	6	0,2	1,3

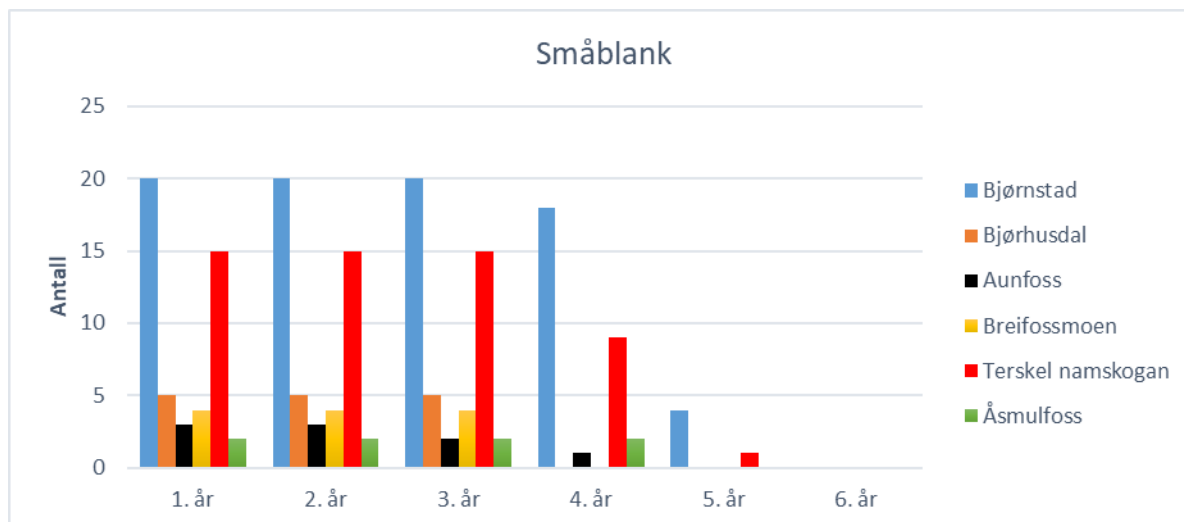


### 3.1.3.1 Alder og vekst hos småblank og aure

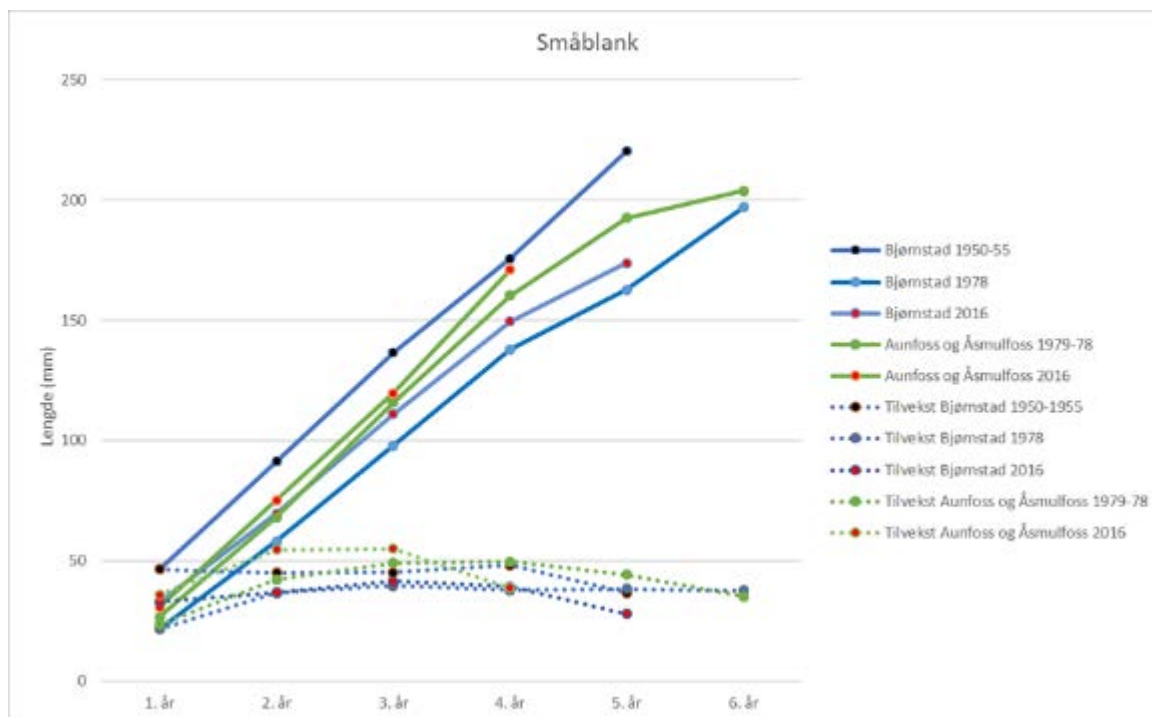
Materialet fra garnfangster i prosjektperioden viser at tilbakeberegnet lengde ved alder var noe lavere ved Bjørnstad enn ved Aunfoss, Bjørhusdal og Breifossmoen (**figur 22**). Det foreligger imidlertid et større materiale fra Bjørnstad, med flere avleste skjell (**figur 23**). I hele materialet fra prosjektperioden 2014-2019 var de eldste fiskene 5 år gamle og disse individene (n=5) ble fanget ved Bjørnstad og ved Namsskogan (**figur 22**).



**Figur 22.** Tilbakeberegnet lengde ved alder og tilvekst for småblank fanget i prosjektet 2014-2017. Tilvekst er ikke oppgitt hvis det kun var 2 fisk eller mindre fanget i de eldre årsklassene.



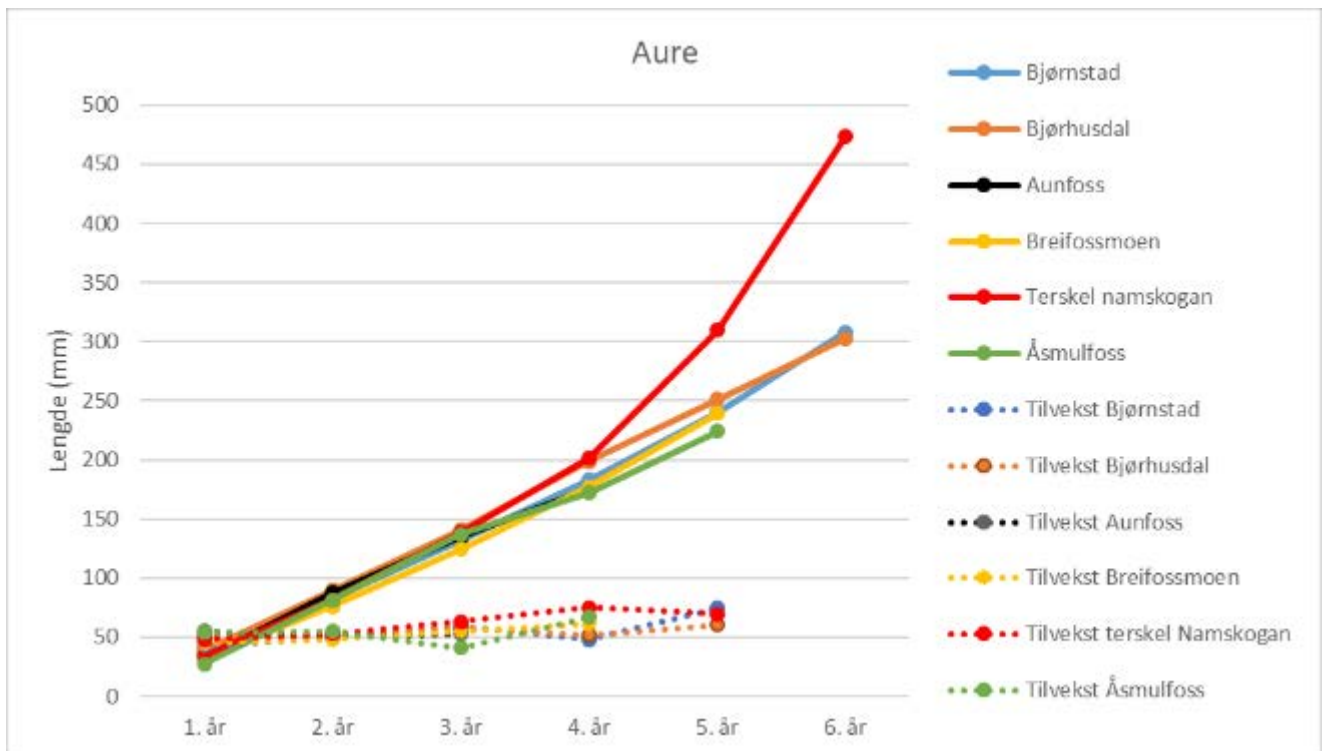
**Figur 23.** Antall prøver av småblank fra hver lokalitet fanget med garn i prosjektperioden.



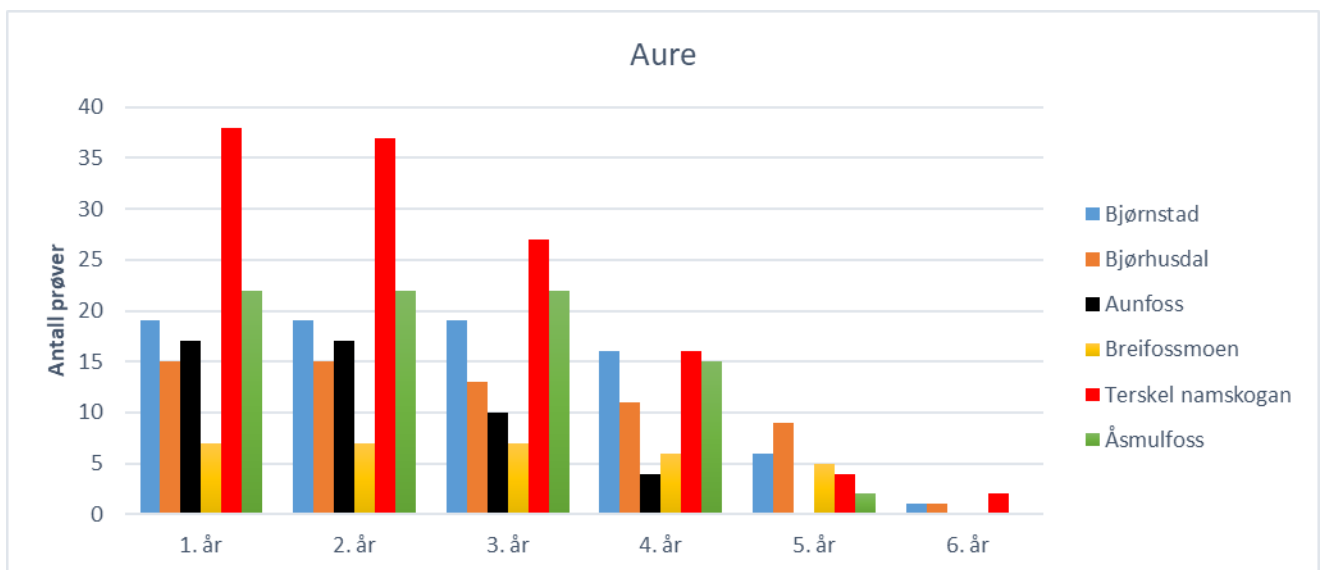
**Figur 24.** Tilbakeberegnet lengde ved alder og tilvekst for småblank der historisk materiale (1950-55 og 1978-79) sammenlignes med materiale samlet inn i prosjektperioden (2014-2019) for lokalitetene Bjørnstad og Aunfoss og Åsmulfoss. Aunfoss og Åsmulfoss er slått sammen

I det historiske materialet er det flere individer som er 6 år gamle, disse ble fanget ved Bjørnstad og Aunfoss og Åsmulfoss i 1978-79 (**figur 24**). Lengde ved alder i prøvene fra 50-tallet på lokaliteten Bjørnstad utmerker seg med høyere lengde ved alder enn de andre lokalitetene. En årsak til dette kan være at vekstbetingelsene var bedre på 50-tallet enn senere. Det knyttes en del usikkerhet til de historiske prøvene fordi ulike personer har foretatt skjellavlesning, noe som kan gi seg utslag i forskjeller. Siden skjellene ikke er avlest på nytt, forholder vi oss til eksisterende data. En sammenfatning av tilbakeberegnet lengde og alder for småblank og aure finnes i **vedleggstabell 9** og **vedleggstabell 10**.

Det var ingen store forskjeller mellom lengde ved alder hos aure ved de ulike lokalitetene, bortsett fra ved terskel Namsskogan (**figur 25**). Der var lengde og tilvekst fra 4 års alderen større enn på de andre lokalitetene, noe som kan skyldes at individene fra 4 år og eldre har blitt fiskespisende og har en diett bestående utelukkende av fisk, noe som øker vekstraten. Antallet 5 og 6 år gamle aurer var henholdsvis 4 og 2, og selv om det er et forholdsvis lite materiale antas det likevel å reflektere sammensetning av aldersklasser da slike store individer ofte er i fåtall (**figur 26**).



**Figur 25.** Lengde ved alder basert på skjellavlesning for Aure fanget i prosjektperioden 2014-2019, på ulike lokaliteter i Øvre Namsen.

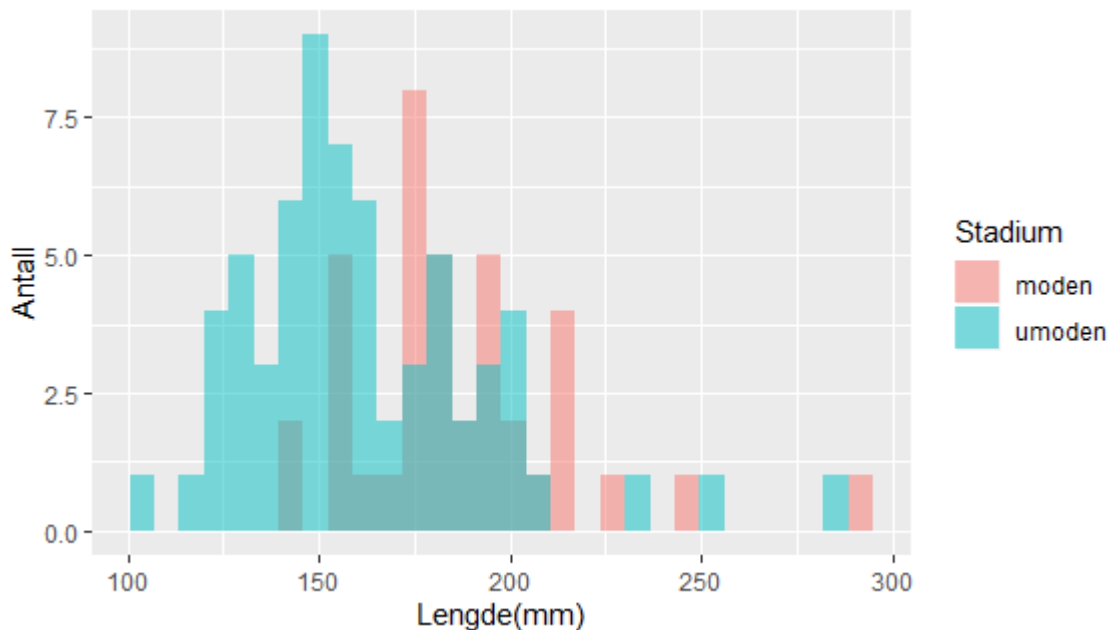


**Figur 26.** Antall prøver av aure fra hver lokalitet fanget i prosjektperioden (2014-2019).

Aldersstrukturen hos småblank og aure i det samlede materialet viser at antallet aldersbestemte fisk øker fram til fire års alder. Dette skyldes trolig at dette materialet for en stor del er garnfanget fisk, og at garn fanger selektivt på større fisk. Under forutsetning av at materialet over fire år er relativt representativt for bestanden, har småblank en årlig dødelighet fra alder 4 til 5 på 58 %, økende til 82 % for 5 til 6 år og 89 % for 6 til 7 år. Dødeligheten for aure er noe lavere enn for småblank, med 54 % dødelighet fra 4 til 5 år. Fordelingen av fangstmetoder og materiale gjør det usikkert å dele materialet ytterligere opp i ulike vassdragssegmenter.

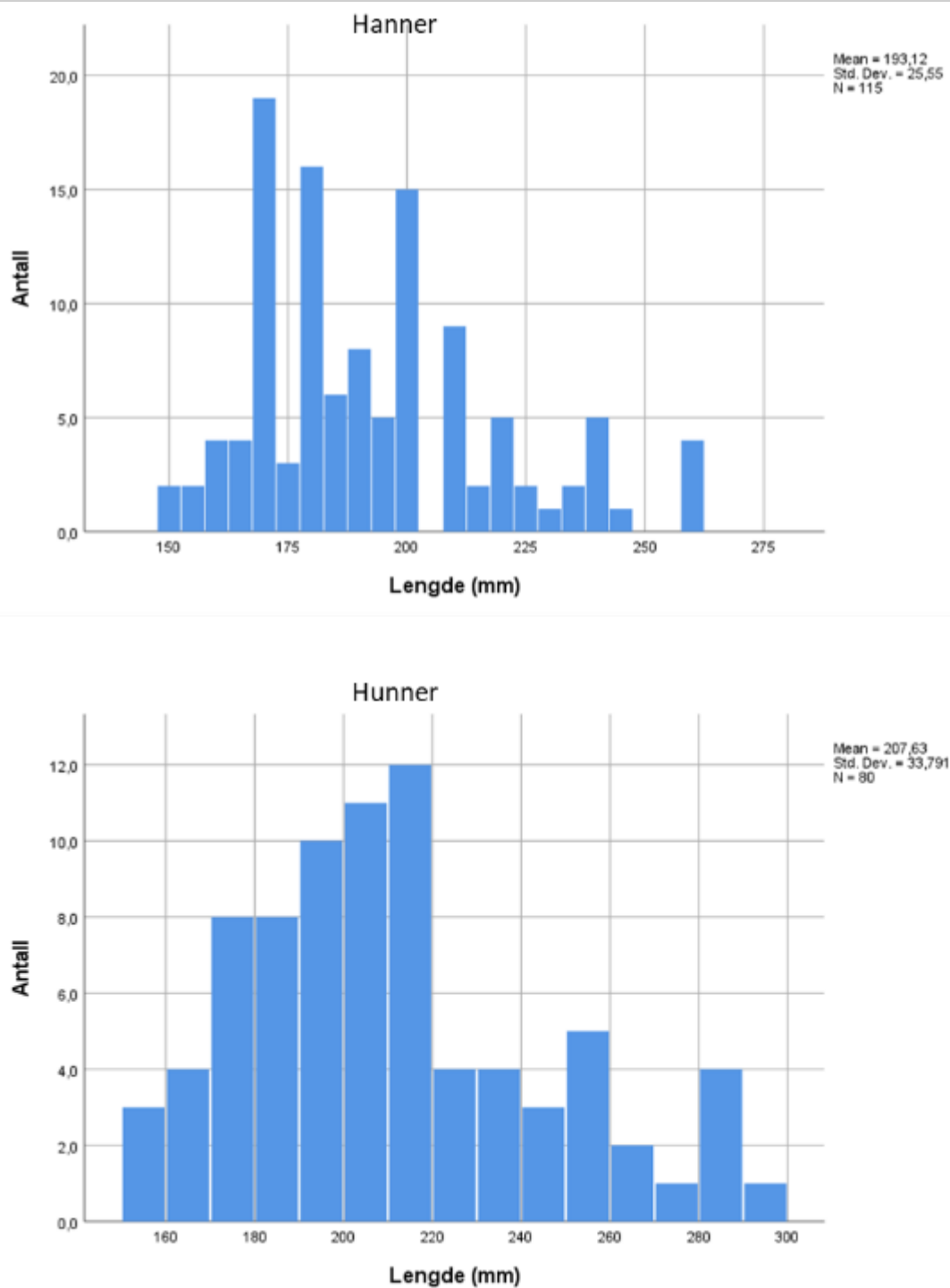
## Kjønnsmodning

I garnmaterialet samlet inn i dette prosjektet inngår det 106 småblank, hvorav 56 hanner og 48 hunner. Av disse var 28 hanner og 37 hunner ikke kjønnsmodne (stadium 1 og 2), mens 28 hanner og 11 hunner var kjønnsmodne (stadium 3-5) (**figur 27**). Kjønnsmodningsstadium ble klassifisert etter en skala fra 1-7, hvor stadium 1-2 er umoden fisk, stadium 3-5 er kjønnsmoden fisk, stadium 6 er gyttende fisk og stadium 7 er utgytt fisk (Dahl 1917).



**Figur 27.** Oversikt over stadium på småblank fanget i prosjektperioden 2014-2019. Umoden = stadium 1-2, moden = stadium 3-5.

Lengde ved kjønnsmodning for småblank viser en minste størrelse for kjønnsmodne hanner på ca. 150 mm, mens de minste kjønnsmodnende hunnene var 160 mm. Det høyeste antallet kjønnsmodne hanner var rundt 175 mm mens den tilsvarende lengden for hunner var på vel 200 mm. Dette tilsvarer normalt en alder på omkring 4 år for både hanner og hunner (**figur 28**).



**Figur 28.** Lengdefordeling av kjønnsmodnende småblank fanget i Øvre Namsen i perioden 1950-2018 (hanner øverst og hunner nederst).



## 3.2 Bestandsstørrelse hos småblank

Generelt sett er det vanskeligere å beregne bestandsstørrelse innenfor store vannforekomster som Øvre Namsen enn i mindre, mer avgrensede vannforekomster. For Øvre Namsen er det valgt å kombinere flere tilnærminger for å belyse bestandsstørrelse hos småblank på en best mulig måte:

- Relativ forekomst i ulike vassdragsavsnitt (**avsnitt 3.2.1**)
- Bestandsstørrelse basert på drivtelling (**avsnitt 3.2.2**)

### 3.2.1 Relativ forekomst i ulike vassdragsavsnitt

Undersøkelsene som er gjennomført i perioden 2014-2018 har vist at det er betydelige variasjoner i hydromorfologi, habitat og fiskeforekomst i de ulike vassdragsavsnittene. Habitatet varierer fra fosselandskap i elvegjel, via fallstrekninger og strykparti med grovt substrat, til stilleflytende partier med finsubstrat i terskelbassenger og kraftverksmagasiner. Bredden av elveløpet varierer også betydelig fra noen titalls meter i øvre deler til et par hundre meter i nedre deler.

Det generelle inntrykket under feltundersøkelsene er at det er svært lave tettheter av småblank i de mest stilleflytende områdene, slik som magasiner og terskelbassenger. De høyeste tetthetene av småblank ble funnet i områder med et typisk elvelignende karakteristikk (grovt substrat med mye hulrom, vekslende partier med raske vannhastigheter). Det er også observert lav forekomst i de elvestrekningene som er mest påvirket av fraføring vann i forbindelse med regulering for vannkraft, slik som Tunnsjøelva. På bakgrunn av resultatene fra strandhært elektrisk fiske og drivtelling er det mulig å vurdere relativ forekomst av småblank (jf. **kap 2.5**) i ulike vassdragsavsnitt mellom Storfossen og Nedre Fiskumfoss (**tabell 13**). I denne delen av elvas hovedstreng er samlet vanndekt areal ved midlere vannføringer om lag 11 millioner kvadratmeter.

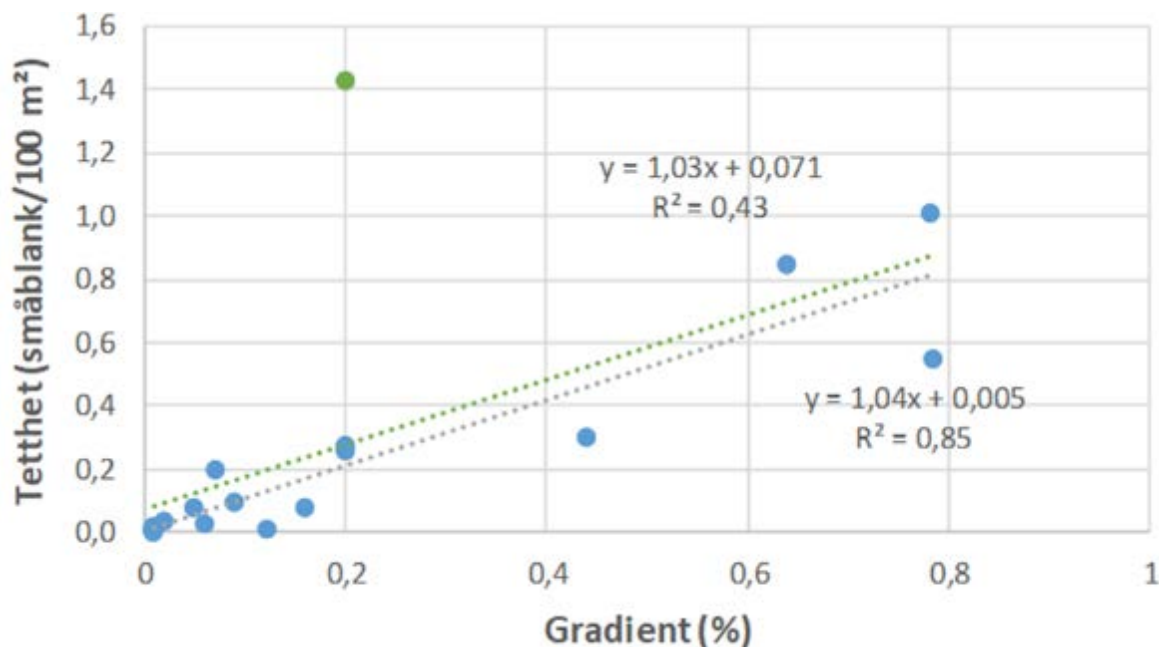
**Tabell 13.** Relativ forekomst av småblank i ulike vassdragsavsnitt av Øvre Namsen mellom Storfossen og Nedre Fiskumfoss. Storfossen og Nedre Fiskumfoss er henholdsvis øvre og nedre vandringshinder for småblank i hovedstrengen. Relativ forekomst er vurdert i fire kategorier (svært lav, lav, middels og høy) ut fra resultater oppnådd under elektrisk fiske og drivtelling. Omtrentlig lengde (m), bredde (m) og areal (m<sup>2</sup>) på vanndekt areal i vassdragsavsnittene er beregnet på grunnlag av flyfoto fra juli 2016 ([www.norgeskart.no](http://www.norgeskart.no)).

Vassdragsavsnitt	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m <sup>2</sup> )	Forekomst
Storfossen-Mellingselva	6 000	50	300 000	Svært lav
Mellingselva-Storsteinåa	6 500	75	487 500	Høy
Storsteinåa-Storbekken	4 500	95	427 500	Middels
Storbekken-Sandåa	6 500	160	1 040 000	Svært lav
Sandåa-Frøyningsselva	2 500	100	250 000	Høy
Frøyningsselva-Bjørhusdalselva	2 500	145	362 500	Middels
Bjørhusdalselva-Litfossen	3 200	165	528 000	Svært lav
Litfossen-Fossheim	2 500	105	262 500	Middels
Fossheim-Brekkvasselva	3 500	75	262 500	Høy
Brekkvasselva-Storholmen	3 800	155	589 000	Høy
Storholmen-Kjelmyrfossen	1 900	155	294 500	Svært lav
Kjelmyrfossen-Flåttådalselva	5 100	140	714 000	Lav
Flåttådalselva-Trongfossen	3 800	125	475 000	Middels
Trongfossen-Tromselva	3 900	40	156 000	Høy
Tromselva-Tunnsjøelva	3 300	110	363 000	Middels
Tunnsjøelva-Grøndalselva	1 600	140	224 000	Lav
Grøndalselva-Åsmulfossen	4 800	120	576 000	Svært lav
Åsmulfossen-Folmerelva	5 200	160	832 000	Lav
Folmerelva-Aunfossen	4 700	225	1 057 500	Svært lav
Aunfossen-Nesåa	6 700	170	1 139 000	Svært lav
Nesåa-Øvre Fiskumfoss	2 400	175	420 000	Svært lav
Øvre Fiskumfoss-Nedre Fiskumfoss	1 900	150	285 000	Svært lav
<b>Storfossen-Nedre Fiskumfoss</b>	<b>86 800</b>		<b>11 045 500</b>	

### 3.2.2 Bestandsstørrelse basert på drivtelling

Gjennomsnittlig tetthet av småblank var 0,13 per 100 m<sup>2</sup> i sone I, 0,32 per 100 m<sup>2</sup> i sone II og 0,01 per 100 m<sup>2</sup> i sone III. Høyest tetthet var det på strekningen like nedenfor utløpet av Frøyningseelva, med 1,43 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Nest høyest tetthet var det på strekningen rett nedstrøms Namsskogan terskel, der det ble observert 106 småblank på et areal på 10 450 m<sup>2</sup>, tilsvarende en tetthet på 1,01 fisk per 100 m<sup>2</sup>. I Sone III ble det bare observert én småblank på tre drivtellingsstrekninger med et samlet areal på 12 670 m<sup>2</sup>. Det ble observert småblank på alle strekningene i sone I og II (**tabell 10**). For områder med gradient fra 0,2 til 0,8 % var gjennomsnittlig tetthet av småblank 0,62 per 100 m<sup>2</sup>.

Det var en signifikant og positiv sammenheng mellom tetthet av småblank observert ved drivtelling og gradienten på den enkelte delstrekning (mindre enn 0,8 %; **figur 29**). Området like nedstrøms samløpet med Frøyningseelva (strekning 6) er en tydelig uteligger, der tettheten var relativt høy selv om gradienten var relativt lav. Sammenhengen er signifikant positiv med og uten denne strekningen, men klart bedre når området nedstrøms Frøyningseelva utelates (henholdsvis  $r^2 = 0,42$ ,  $p = 0,002$  og  $r^2 = 0,85$ ,  $p < 0,0001$ ). Den høye tettheten ved Frøyningseelva kan ha sammenheng med at det er høy tetthet i Frøyningseelva som fører til at det også blir høyere tetthet lokalt i hovedelva (jf. avsnitt 3.5.1).



**Figur 29.** Tetthet av småblank observert ved drivtelling mot gradient (%) på elvestrekningen. Uteliggeren (det grønne punktet) er tatt med i den grønne regresjonslinjen, men er ikke med i den blå.

Basert på regresjonslinjen som gir tetthet av småblank ved ulike elvegradienter (tetthet =  $1,04 \cdot \text{gradient} + 0,005$ ), og kjente areal på de ulike elvestrekningene mellom Aunfoss og samløp med Mellingselva ble det totale antallet småblank over 10 cm beregnet til om lag 13 000 individer.

## Elvestrekningen mellom Storfossen og Mellingselva

Under drivtelling på den om lag seks kilometer lange strekningen mellom Storfossen og Mellingselva ble det registrert til sammen 33 aurer og to småblank (**tabell 14**). Aurene var forholdsvis jevnt fordelt over hele den undersøkte strekningen. De to individene av småblank ble observert henholdsvis 300 meter og 1,1 km nedstrøms Storfossen, som er et 15 meter høyt fossefall som utgjør et absolutt vandringshinder for fisk. Individet nærmest Storfossen var en årsyngel (3-4 cm) som oppholdt seg i en ørliten jettegryte på et svaberg i utkanten av et mindre fosseparti. Det andre, noe større individet (7-8 cm) oppholdt seg i et rasktflytende parti med grovt bunnsstrat. De fleste aurene ble observert i midtre, dype partier av elva, og som hovedregel i mindre grupper på inntil fem individer.

Undersøkelser i 2014 med elektrisk fiske på strekningen mellom Namskroken og Mellingselva viste også svært lav forekomst av aure og ingen fangst av småblank (Sundt-Hansen mfl. 2014). I en undersøkelse med elektrisk fiske i 2004 ble det fanget tre småblank og 35 aurer ved Namskroken, mens det ble fanget 11 aurer og ingen småblank ved Jutulhaugen (Rikstad 2004).

**Tabell 14.** Registreringer av aure og småblank i Namsen under drivtelling på strekningen mellom Storfossen og Mellingselva i august 2018. Storfossen er et 15 meter høyt fossefall som utgjør øvre grense for kjent utbredelse av småblank i Namsen. Størrelsen på observerte fisk ble skjønnsmessig vurdert innenfor seks størrelseskategorier.

Art	Størrelsesgruppe (cm)					
	< 5	5-10	10-15	15-20	20-30	> 30
Aure	1	0	2	12	11	7
Småblank	1	1	0	0	0	0
Sum	2	1	2	12	11	7

På undersøkelses-tidspunktet i august 2018 var det relativt høy vannføring. Dette medførte både metodiske og sikkerhetsmessige begrensninger. I de fleste områdene utgjorde samlet observasjonssektor for to observatører mindre enn 20 % av elvetvernsnittet. I de aller strieste områdene var det nødvendig å gå på land eller svømme langs land. Samlet sett for hele elvestrekningen var derfor den effektive observasjonssektoren bare om lag 10 % av elvetvernsnittet.

### 3.2.3 Oppsummering og diskusjon

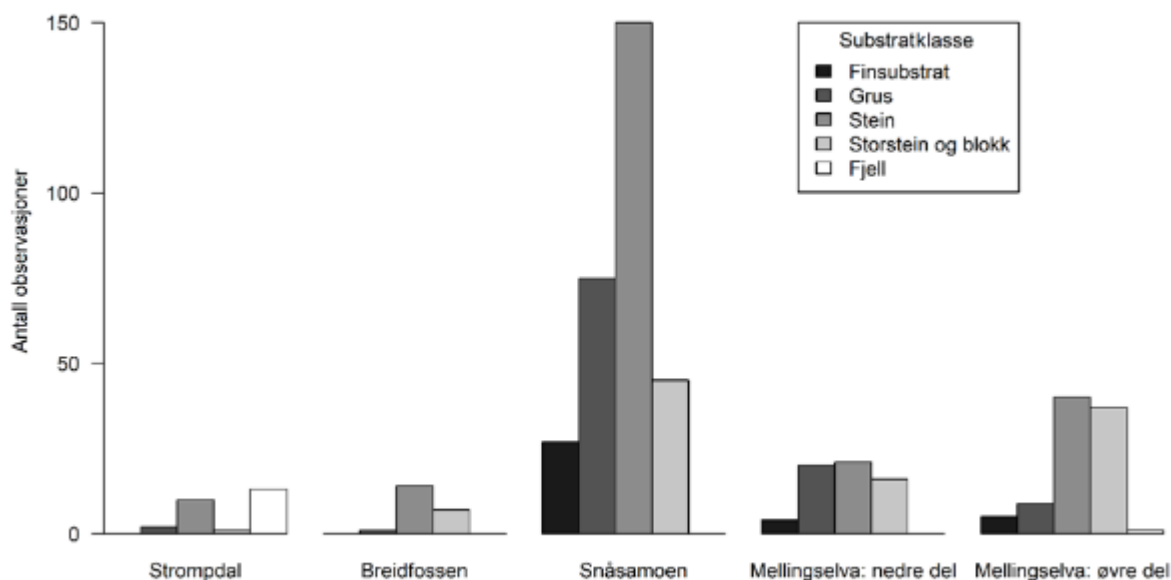
Resultatene fra drivtellinger og strandnært elektrisk fiske tilsier at det er lav til meget lav tetthet av småblank i hovedløpet av Namsen på strekningen mellom Aunfoss og utløpet av Mellingselva. Disse metodene har gitt et estimat på henholdsvis 13 000 og 20 000 småblank over 10 cm totalt på denne 70 km lange strekningen. På noen områder nær utløpet av sideelver ble det likevel registrert moderate tettheter av småblank (**tabell 10** og **tabell 11**).

To strekninger som utmerker seg med svært lav tetthet av småblank (**tabell 13**) er den nederste delen av utbredelsesområdet, fra utløp av Tunnsjøelva og ned til Nedre Fiskumfoss, og den øverste delen av utbredelsesområdet, fra Namskroken til Mellingselva. Elvas karakter skiller seg klart fra hverandre i disse to områdene, da den nederste strekningen er svært magasinpåvirket, mens elva i de øvre områdene har beholdt elveløpets karakter selv om 70 % av opprinnelig vannføring er fraført. For å få sikrere kunnskap om bestandsstatus i disse områdene er det nødvendig med mer omfattende undersøkelser. De mest aktuelle metodene for å få bedre kvalitative og kvantitative data kan være strandnært elektrisk fiske, drivtelling om natten og analyse av miljø-DNA. Strekningen Storfossen-Mellingselva er uten veitilknytning og vanskelig tilgjengelig, noe det må tas høyde for ved beregning av kostnader ved oppfølgende undersøkelser.

### 3.3 Habitatbruk og vandringer hos småblank

#### 3.3.1 Fysiske habitatparametere

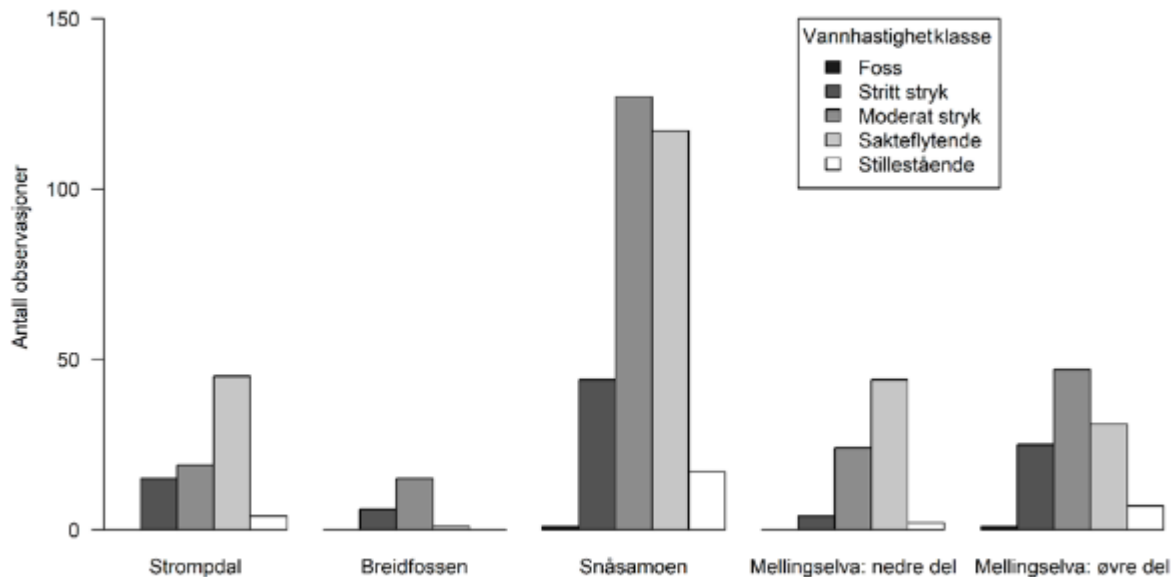
Under radiopeilingen av småblank ble fiskens bruk av ulike habitater observert. De viktigste habitatparametere som ble undersøkt var substratforhold, vannhastighet og vanddybde. Småblank ble oftest observert over substrat karakterisert som stein, men den var ofte også over grus, samt stor stein og blokk (figur 30).



**Figur 30.** Fordeling av observasjoner av radiomerket småblank på ulike substrat i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av substratklasse for fisk merket ved utløpet av Frøyningelva.

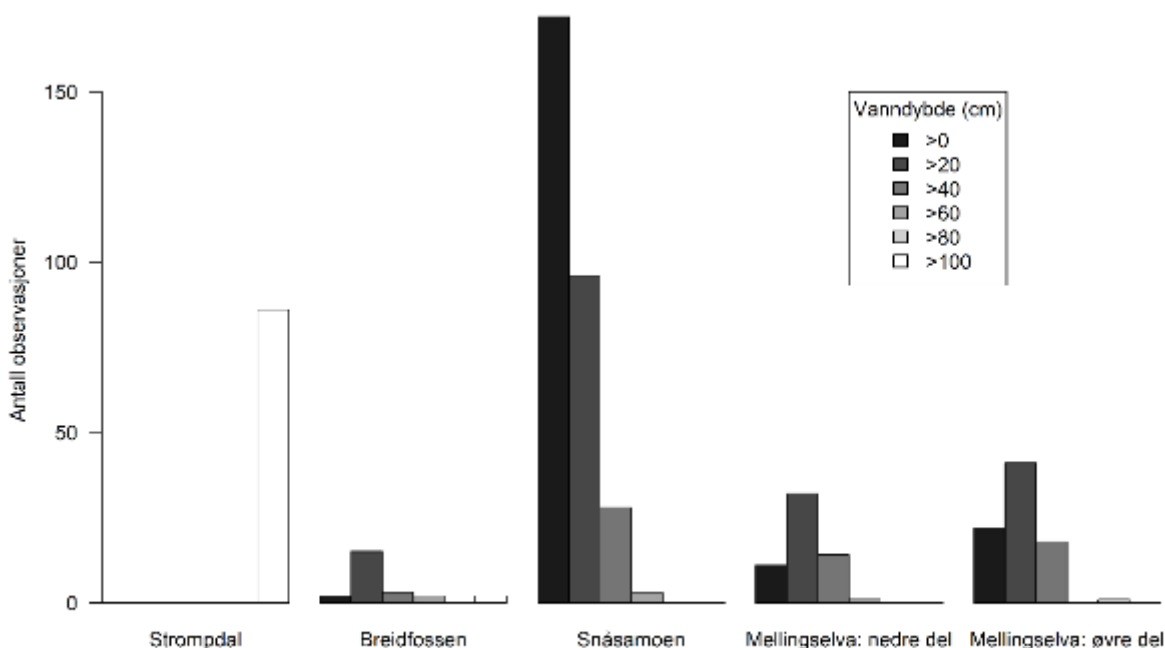


Småblank ble registrert i et bredt spekter av vannhastigheter, fra fossefall til strie stryk og stillestående vann, men de ble oftest registrert i moderate stryk og sakteflytende områder (**figur 31**). Småblank ble i større grad registrert i rasktflytende områder i nedre deler av undersøkelsesområdet enn i øvre deler.



**Figur 31.** Fordeling av observasjoner av radiomerket småblank i ulike vannhastigheter i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av vannhastighet for fisk merket ved utløpet av Frøyningselva.

Småblank ble oftest registrert i områder der vanddybden var mindre enn 60 cm (**figur 32**). Unntaket var småblank merket ved Strompdalen, der alle registreringer var i områder der vanddybden var over 100 cm (**figur 32**).

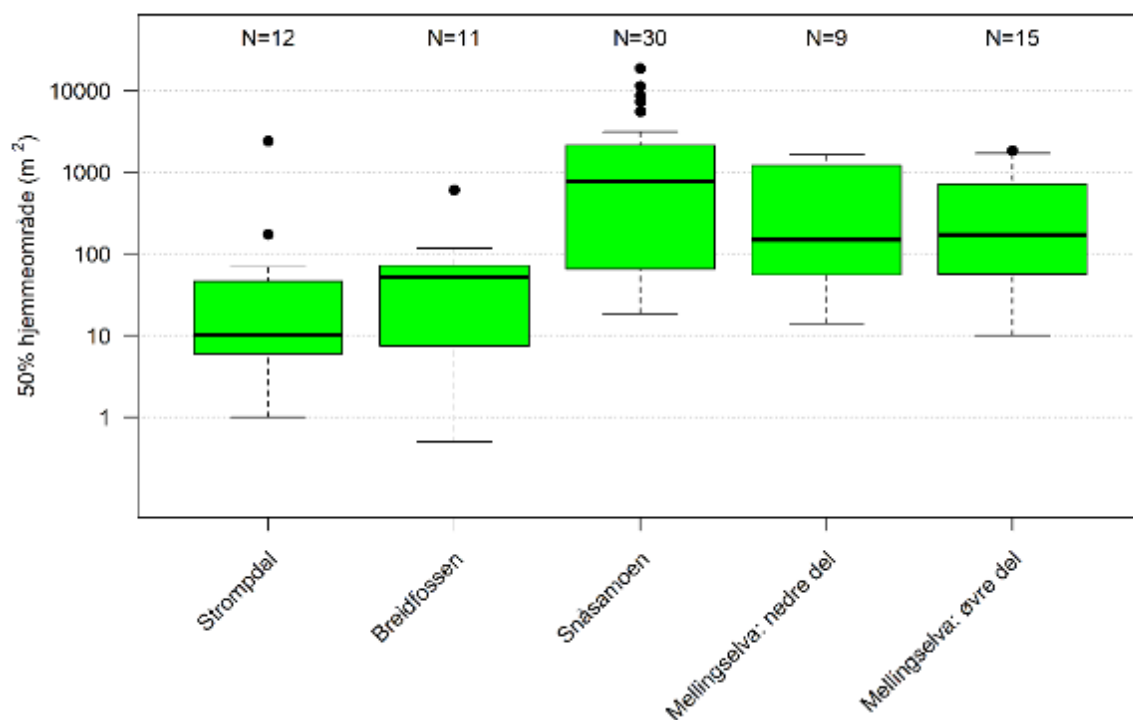


**Figur 32.** Fordeling av observasjoner av radiomerket småblank i områder med ulike vanddybder i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av vanddybde for fisk merket ved utløpet av Frøyningsetva.

### 3.3.2 Størrelse på småblankens hjemmeområde

Størrelsen på hjemmeområdet kunne bestemmes for 77 småblank (**figur 33** og **figur 34**). For disse var størrelsen på 50 % hjemmeområde (det vil si at fisken var innenfor dette området ved halvparten av peilingene) gjennomsnittlig 1123 m<sup>2</sup> (variasjonsbredde 0,5-18644 m<sup>2</sup>). Størrelsen på 95 % hjemmeområde var gjennomsnittlig 4416 m<sup>2</sup> (variasjonsbredde 3-44408 m<sup>2</sup>). Det var stor forskjell mellom individuelle fisk i størrelsen på hjemmeområdet. Hjemmeområdet var dessuten større for småblank merket i den øvre del av undersøkelsesområdet (Snåsamoen og Mellingselva) enn i den nedre delen (Strompdal og Breidfossen) (**figur 33**, **figur 34**, **tabell 15** og **tabell 16**). Størrelsen på hjemmeområdet økte med fiskens alder (**tabell 15** og **tabell 16**). Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom størrelsen på hjemmeområdet og fiskens kondisjonsfaktor (kroppslengde og kjønn ble ikke inkludert for å unngå multikolaritet). For småblank som ble merket om høsten, var hjemmeområdet større ved Snåsamoen (median = 616 m<sup>2</sup>, N=19) enn i Mellingselva (median = 172 m<sup>2</sup>, N=15), men på grunn av den store individuelle variasjonen var ikke forskjellen signifikant (Mann-Whitney U-test, U=167, P=0,41).

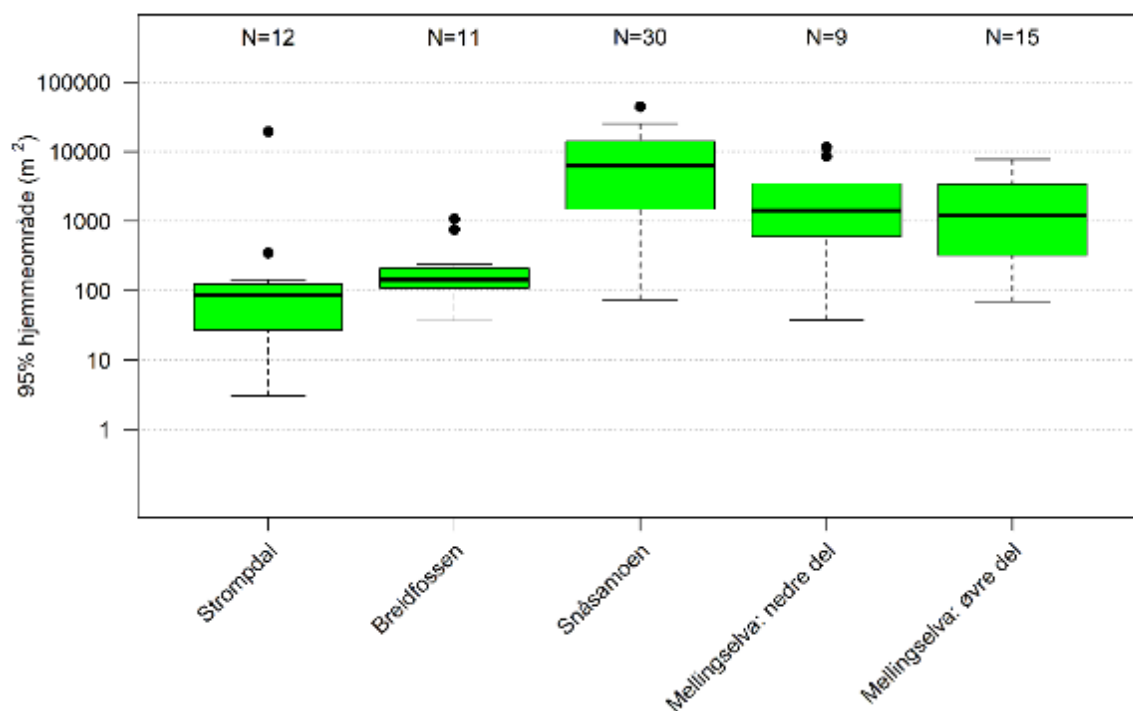
Ved Breidfossen og Snåsamoen, der det ble merket småblank både om våren og høsten, var det ikke forskjell på størrelsen av hjemmeområdet mellom de to årstidene (Mann-Whitney test, U=15, P=0,50 (Breidfossen); U=137, P=0,17 (Snåsamoen)).



**Figur 33.** Størrelse på 50 % hjemmeområde for småblank i de ulike studieområdene, det vil si at fisken var innenfor dette området ved halvparten av peilingene. Antall småblank i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde et større hjemmeområde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en størrelse på hjemmeområdet som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

**Tabell 15.** Resultater fra lineær regresjonsanalyse av sammenhenger mellom størrelse på 50 % hjemmeområde, alder og merkegruppe.

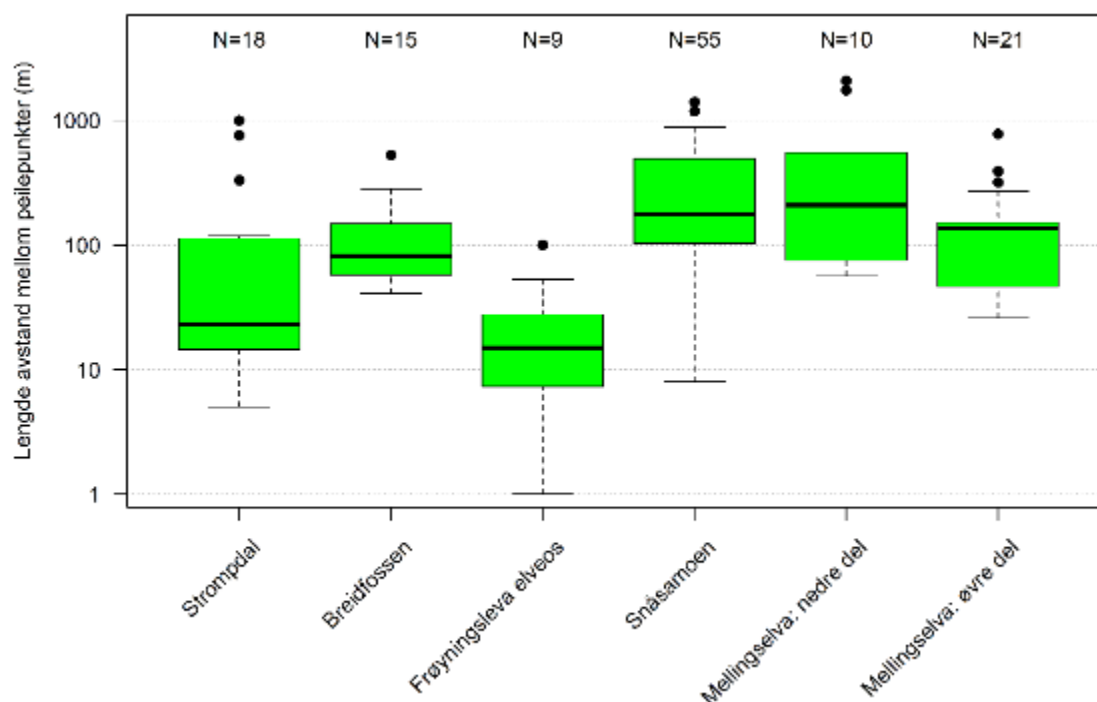
	Estimat	Standard feil	t-verdi	Pr(> t )
(Intercept)	-1,334	1,182	-1,128	0,263
Alder	1,138	0,289	3,936	< 0,001
Lokalitet Breidfossen	0,522	0,757	0,69	0,493
Lokalitet Snåsamoen	3,058	0,644	4,746	< 0,001
Lokalitet Mellingselva nedre del	2,25	0,799	2,817	0,006
Lokalitet Mellingselva øvre del	2,938	0,738	3,98	< 0,001



**Figur 34.** Størrelse på 95 % hjemmeområde for småblank i de ulike studieområdene, det vil si at fisken var innenfor dette området ved 95 % av peilingene. Antall småblank i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde et større hjemmeområde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en størrelse på hjemmeområdet som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

### 3.3.3 Lengste avstand mellom peilepunkter

Gjennomsnittlig lengste avstand mellom peilepunkter for individuelle småblank var 242 meter (variasjonsbredde 0-2080 m, N = 128). Maksimal avstand mellom ytterste peilepunkter varierte mellom områdene i elva med en tendens til lengre avstander i øvre del (Snåsamoen og Mellingselva, median vandringsavstand > 100 meter) enn i nedre del av undersøkelsesområdet (Strompdal, Breidfossen og Frøyningselvass utos, medianavstand < 100 meter) (**figur 36**). På samme måte som med størrelse på hjemmeområdet økte lengste avstand mellom peilepunkter med alder, men det var ikke noen sammenheng med kroppslengde eller kondisjonsfaktor.



**Figur 35.** Maksimal avstand mellom observasjoner hos individuelle småblank. Antall fisk i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne og turkise boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde en større maksimal daglig vandringsslengde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en maksimal daglig vandringsslengde som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

**Tabell 16.** Resultater fra lineær regresjonsanalyse av sammenhenger mellom lengste avstand mellom peilepunkter, alder og merkegruppe for småblank.

	Estimat	Standard feil	t-verdi	Pr(> t )
(Intercept)	2,317	0,641	3,615	0
Alder	0,344	0,147	2,348	0,021
Lokalitet Breidfossen	1,059	0,416	2,547	0,012
Lokalitet Frøyningsleva elveos	-1,038	0,487	-2,133	0,035
Lokalitet Snåsamoen	1,718	0,338	5,089	0
Lokalitet Mellingselva: nedre del	1,937	0,465	4,164	0
Lokalitet Mellingselva: øvre del	1,29	0,398	3,24	0,002



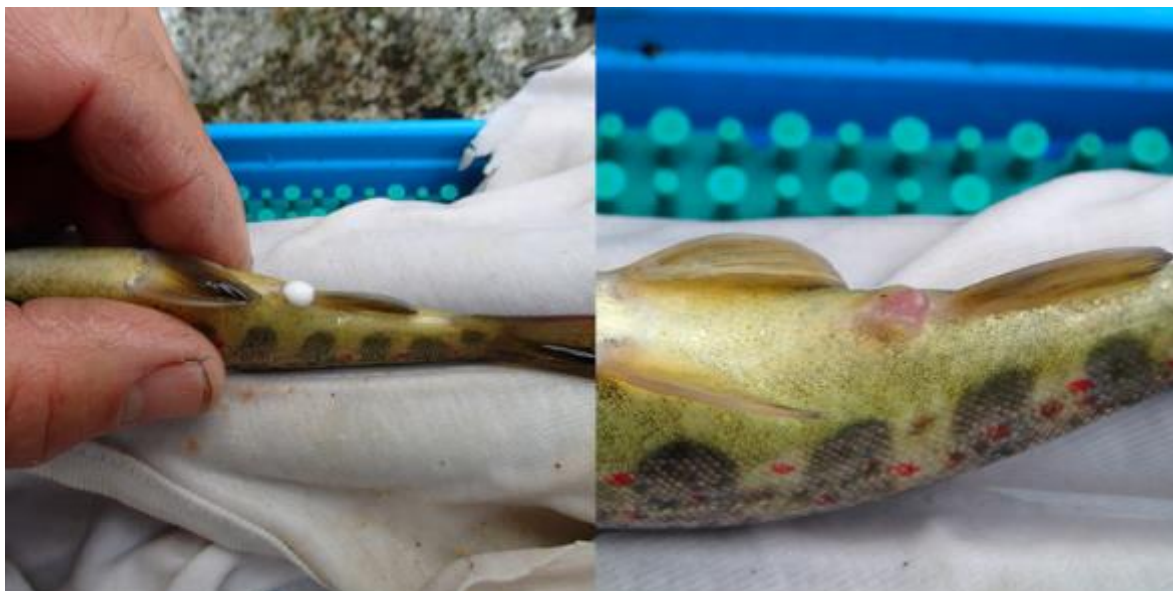
Registreringer ved de automatiske lyttestasjoner viste at noen småblank kan vandre over store områder (noen hundre meter, opptil én kilometer), men at de fleste holdt seg nær områdene der de ble merket. Av de 20 småblankene som ble merket med akustisk sender ved Snåsamoen i august 2014, ble ingen registrert på lyttestasjoner nedstrøms (nærmeste var fem km unna). To av fiskene (10 %) ble gjenfanget ved Snåsamoen i mai 2015. Høsten 2015 ble fire av 15 småblank med akustisk sender registrert på lyttestasjoner nedstrøms merkeplassen. Én av disse fiskene (152 mm) ble 18. august merket oppstrøms utløpet av Store Bjørhusdalelva og ble 17 dager seinere registrert på østlig side av elva ved Bjørhusdal bru (1 km nedstrøms utsetting) hvor den vandret litt fram og tilbake i 1,5 døgn og deretter forsvant. Tre småblank, merket 19. august ved Fossheim, ble registrert på lyttestasjonen 400 meter nedstrøms. En av disse (200 mm) ble registrert etter 24 og 26 dager, mens en annen (154 mm) ble registrert samme dag som den ble merket, så etter 14 dager og igjen etter 40 dager. Den tredje av de som ble merket ved Fossheim (147 mm) ble registrert jevnlig ved lyttestasjonen i perioden fra merking til 1. november (73 dager). I august 2016 ble 11 småblank merket med akustiske merker i området oppstrøms Strompdal bru, men ingen av disse ble registrert på lyttestasjoner (nærmeste var 7 km unna).

### **3.3.4 Gjenfangster av merket småblank**

I perioden august 2014 - mai 2017 ble åtte småblank gjenfanget i Namsen under elektrisk fiske i forbindelse med fangst for merking av nye fisk. Av disse ble fem småblank gjenfanget 1-7 dager etter første fangst, mens to småblank merket med akustisk sender og én småblank merket kun med PIT-merke ble gjenfanget ni måneder seinere. Alle åtte gjenfangster ble gjort nærmere enn 300 meter fra der de ble satt ut etter merking. I forbindelse med fangst og merking i Mellingselva august 2015 ble det gjenfanget ca. fem merkede småblank, men det presise tallet ble ikke notert. Det ble ikke gjenfanget noen merket fisk i forbindelse med garnfiske på Bjørnstad (ca. seks km nedstrøms Mellingselvas utløp i Namsen) eller i Namsskogan terskel (ca. 10 km nedstrøms utløpet av Mellingselva) i begynnelsen av august 2016.

### 3.3.5 Gytetidspunkt

For å kartlegge gytetidspunkt til småblank ble det gjennomført elektrisk fiske i Mellingselva på fem tidspunkt i løpet av perioden september-desember 2015 (**tabell 17**). Formålet var å fastslå om det var gytemodne individer (**bilde 9**) til stede på kjent gyteplass 200 meter nedstrøms E6-brua. Planen var å gjøre undersøkelser med 21 dagers mellomrom, men perioder med høy vannføring vanskeliggjorde dette spesielt i starten av oktober og i november. Resultatene viste at det ble observert gytemodne småblank fram til slutten av oktober (**tabell 17**). Siste observasjon av gytemodne småblank var 29. oktober.



**Bilde 9.** Kjønnsmodne småblank (venstre: hann høyre: hunn, Mellingselva 15. september 2015. Foto: Sissel Grongstad, Namsskogan fjellstyre.

**Tabell 17.** Observasjoner av kjønnsmodne småblank under elektrisk fiske i Mellingselva i perioden september-desember 2015.

Dato	Ikke gytefisk eller usikker status	kjønnsmodne (sikre)		Ferdig utgytt (sikre)		Totalt
	Småblank	Hann	Hunn	Hann	Hunn	
15.09.2015	0	7	8	0	0	15
14.10.2015	8	0	5	0	0	13
29.10.2015	10	1	1	0	0	12
24.11.2015	15	0	0	1	5	16
15.12.2015	5	0	0	0	2	7

I alt 28 småblank ble merket med radiosendere med aktivitetssensorer. Ved Snåsamoen ble 14 småblank merket høsten 2014, mens de resterende 14 ble merket i Mellingselva høsten 2015. Hensikten var å registrere forventet økt aktivitetsnivå i forbindelse med gyting. På samme måte som hos de resterende småblank merket med radiosender ble signalene registrert av automatiske lyttestasjoner og ved manuell peiling. Dessverre fungerte ikke metoden som forventet. Det var overraskende stor variasjon i aktivitetsnivå i hele perioden fra september til januar og det var ikke mulig å skille ut ulike typer av atferd. Det konkluderes derfor med at sensoren i aktivitetssenderen ikke var sensitiv nok å kunne skille mellom ulike typer av atferd i

så små fisk. I løpet av de siste årene har akustiske sendere med akselerasjonssensor kommet ned i en størrelse som også kan brukes i småblank. Akselerasjonssensoren gir et mer nyansert bilde av aktivitetsnivå til enkeltindivider. For tilsvarende studier i framtiden anbefales denne teknologien i stedet for radiosendere med aktivitetssensor.

### 3.4 Genetisk struktur hos småblank

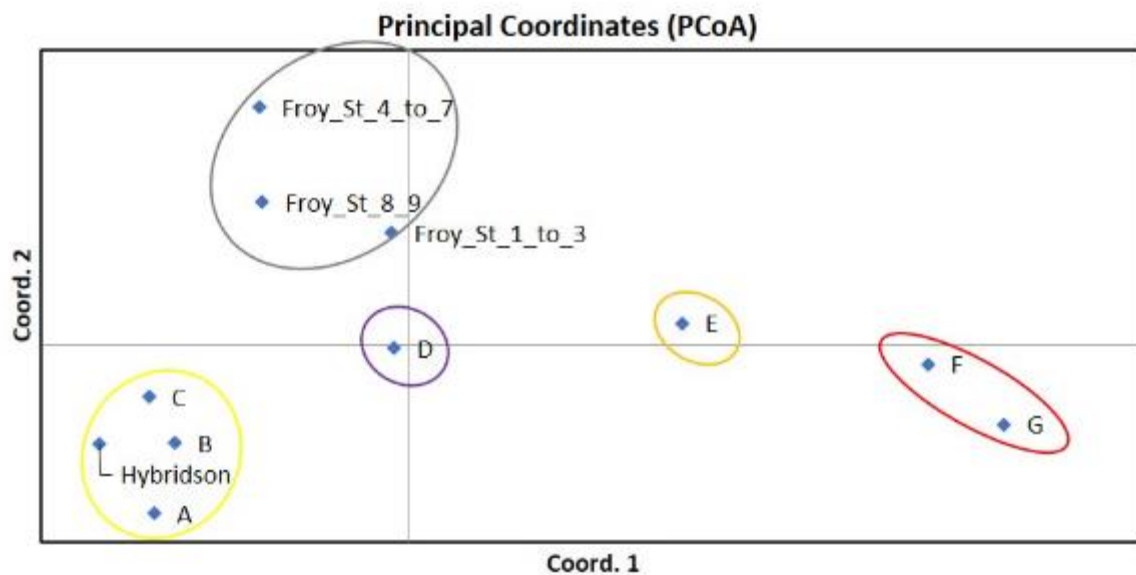
#### 3.4.1 Genetisk variasjon mellom lokaliteter

Den samlede genetiske variasjonen tilskrevet genetiske forskjeller mellom lokaliteter ( $F_{ST}$ ) ble estimert til 7,2% ( $P < 0,001$ ). Forskjellene er signifikante etter Bonferroni korreksjon for multipl testing mellom 45 av 55 parvise sammenlikninger (**tabell 18**).

**Tabell 18.** Parvise genetiske forskjeller ( $F_{ST}$  under diagonalen) og test for genetiske forskjeller ( $P$ -verdi over diagonalen) mellom småblank fanget på 11 lokaliteter i Øvre Namsen (se **figur 14** og **tabell 9** for beskrivelse av geografisk beliggenhet). Genetisk variasjon er undersøkt ved hjelp av 68 SNP-markører og åtte mikrosatelittmarkører i kjerne-DNA.

$F_{ST}/P$	A	B	C	D	E	F	G	Frøyning_ St 1 to 3	Frøyning_ St 4 to 7	Frøyning_ St 8 9	Hybridson
A	*	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,825
B	0,014	*	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,253
C	0,017	0,005	*	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006	0,005
D	0,044	0,016	0,018	*	0,000	0,000	0,000	0,064	0,000	0,060	0,000
E	0,115	0,071	0,083	0,023	*	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
F	0,201	0,150	0,162	0,074	0,020	*	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
G	0,212	0,162	0,171	0,080	0,024	0,001	*	0,000	0,000	0,000	0,000
Frøy_1_3	0,057	0,026	0,031	0,007	0,024	0,076	0,083	*	0,000	0,238	0,001
Frøy_4_7	0,071	0,042	0,049	0,038	0,061	0,122	0,134	0,020	*	0,005	0,000
Frøy_8_9	0,041	0,029	0,022	0,012	0,045	0,113	0,122	0,010	0,022	*	0,007
Hybridson	0,012	0,002	0,008	0,023	0,082	0,168	0,183	0,026	0,033	0,030	*

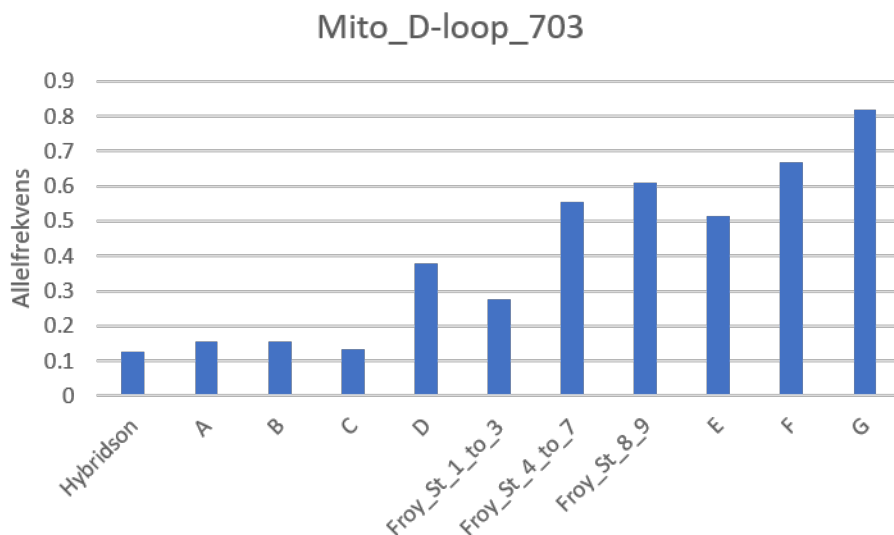
Den samlede genetiske strukturen er visualisert i et Prinsipal koordinat analyse plot (PCoA plot) (**figur 36**), basert på de parvise genetiske forskjellene. Det analyserte materialet i denne undersøkelsen avdekker fire forskjellige delbestander i hovedelva og i tillegg to adskilte delbestander i Frøyningsselva. Prøvematerialet fra de nedre stasjonene i Frøyningsselva (St. 1-3) er ikke signifikant forskjellig fra D lokaliteten i hovedelva (**figur 14**), og med tanke på fraværet av barrierer er det sannsynlig at det er en betydelig genflyt mellom disse områdene. Det var en meget stor genetisk distanse ( $F_{ST}$ ) mellom bestandene A, B, C og hybridsonen og de to øverste lokalitetene F og G, med  $F_{ST}$  estimater mellom 0,15 og 0,21, mens de mellomliggende bestandene D og E viste moderate genetiske forskjeller til disse to gruppene, med  $F_{ST}$  estimater på mellom 0,008 (mellom hybridsonen og lokalitet C) og 0,044 (mellom lokalitetene D og A). Lokalitetene D og E fremstår som egne delbestander, men også som genetisk intermediære med i all hovedsak nedstrøms genflyt. Som forventet ut fra nedstrøms genflyt er de øverste bestandene i Frøyningsselva (stasjon 4 til 9) betydelig mer forskjellige fra lokalitetene F og G oppstrøms samløpet med Namsen enn lokalitetene A, B, C og hybridsonen nedstrøms samløpet med Namsen, med  $F_{ST}$  estimater på henholdsvis 0,11 til 0,13 og 0,022 til 0,049. De genetiske forskjellene mellom de ulike delbestandene av småblank er i hovedsak betydelig større enn mellom ulike delbestander av anadrom laks innen et fjordsystem der tilsvarende  $F_{ST}$  estimater er mellom 0,01 og 0,05 (Ozerov mfl. 2017, Wacker mfl. 2019), eller mellom 13 villaksbestander fra Numedalslågen i sør til Tana i nord der den samlede  $F_{ST}$  er beregnet til 0,038 (Karlsson mfl. 2011).



**Figur 36.** Prinsipal koordinat analyse plot (PCoA-plot) basert på parvise genetiske distanser ( $F_{ST}$ ) mellom lokaliteter av småblank estimert ut fra genetisk variasjon i åtte mikrosatelitt markører og 69 SNP-markører. Figuren visualiserer den genetiske strukturen av småblank i Øvre Namsen med fire ulike grupperinger i hovedelva Namsen og én gruppe i sidevassdraget Frøyningselva. Første akse forklarer 60 % av variasjonen og andre akse 13 % av variasjonen.

Det genetiske slektskapet mellom de ulike delbestandene, som i all hovedsak er styrt av en enveis genflyt fra de øvre til de nedre bestandene, er også tydelig ut fra frekvensen av én av to alleler i den polymorfe SNP-markørene (Mito\_D-Loop\_703) i det mitokondrielle DNA. Allelfrekvensen går gradvis ned fra de øvre til de nedre lokalitetene (**figur 37**). I likhet med de genetiske markørene i kjerne-DNA danner hybridsonen sammen med lokalitetene A, B og C en gruppe, og de øverste lokalitetene F og G én gruppe, mens de mellomliggende lokalitetene viser allelfrekvenser midt mellom disse gruppene. De sammenfallende resultatene fra analyser av genetisk variasjon i kjerne-DNA og genetisk variasjon i mitokondrielt DNA tyder ikke på noen forskjell mellom kjønnene når det gjelder bidraget til nedstrøms genflyt. Fordi det mitokondrielle DNA nedarves kun fra mor ville en mindre genetisk forskjell mellom lokaliteter målt med genetisk variasjon i mitokondrielt DNA sammenliknet med kjerne DNA ha indikert større grad av nedvandring av hunn-fisk.





**Figur 37.** Frekvensen av én av to alleler i SNP-markøren Mito\_D-Loop\_703 i det mitokondrielle DNA i Namsblank fra åtte lokaliteter i Øvre Namsen og fra tre lokaliteter i sideelven Frøyningsselva. For beskrivelse av lokaliteter se **tabell 21** og **figur 14**.

Individer ble genetisk tilordnet de ulike stikkprøvene fra de ulike lokalitetene, i tillegg til den lokaliteten individet ble fanget på (såkalt self-assignment). Det tydeligste resultatet fra denne analysen er at individer som ikke ble tilordnet sin egen bestand ble tilordnet den nærmeste bestanden oppstrøms. Det var for eksempel kun noen få individer fra lokalitet G og F som ikke ble tilordnet lokalitet G eller F, mens individer fra de mellomliggende lokalitetene (D og E) ble i betydelig større grad ikke tilordnet sin egen gruppe, men en lokalitet oppstrøms der de ble fanget.

### 3.4.2 Genetisk variasjon innenfor lokaliteter

Siden populasjonsstrukturen av småblank i avgjørende grad er styrt av en-veis genflyt fra oppstrøms til nedstrøms lokaliteter (Sandlund mfl. 2014 og denne rapporten) skulle en kunne forvente at bestander nedstrøms har større genetisk variasjon enn lokaliteter oppstrøms. Estimer av forventet heterozygositet og allelrikdom viser noen forskjeller, men ikke i vesentlig grad. En nærliggende tolkning av dette er at bestandene øverst i Øvre Namsen (lokalitetene F og G med mulige delbestander i dette området) er tilstrekkelig store til at de opprettholder en genetisk variasjon på nivå med bestander lengre nedstrøms. Bestandene nedstrøms er mindre, men mottar genetisk materiale fra de større bestandene oppstrøms. En annen interessant observasjon er at bestandene i de to områdene i Frøyningsselva oppstrøms vandringshindre fra Namsen ikke har lavere genetisk variasjon enn andre bestander i Namsen. Dette kan tolkes som at også bestandene i de øvre delene i Frøyningsselva har, og har hatt, en relativt høy effektiv bestandsstørrelse og at et betydelig antall individer koloniserte dette området før landhevingen etter den siste istida skapte vandringshindre. Det kan imidlertid ikke utelukkes at småblank har blitt satt ut i Frøyningsselva. Hvis det har skjedd blir det vanskelig å dra noen sikre konklusjoner om antall foundere («grunnleggere», antall individer som ble satt ut) og påfølgende evolusjon av genetisk variasjon innenfor og mellom lokaliteter.

Det genetiske materialet ble undersøkt for unike alleler med sikte på om disse kunne relateres til lokalitet og indikere spesielle mønster av genflyt eller fravær av genflyt. Unike alleler kan bli observert i mikrosatelitt-markører, men ikke i SNP-markører. Dette skyldes at SNP-markører har kun to alleler, mens mikrosatelitt-markører ofte har mange forskjellige alleler i en bestand. Observasjoner av unike alleler er i veldig stor grad påvirket av antall prøver, spesielt dersom de unike allelene opptrer med lav frekvens. Hos småblanken ble det observert noen få unike alleler med lav frekvens og disse kunne tilskrives forventede tilfeldigheter for alle lokaliteter med unntak av syv unike alleler blant småblanken i hybridsonen. Fem av disse unike allelene tilhørte et individ fanget i 1998 fordelt på fire forskjellige mikrosatelitt markører. Ét av disse allelene ble ikke

gjenfunnet i anadrom laks, mens fire er relativt vanlig i anadrom laks, men altså ikke i noen annen småblank. Dette er en sterk indikasjon på genetisk introgresjon fra anadrom laks i småblank, men dette individet ble ikke identifisert som en hybrid mellom småblank og anadrom laks med den formaliserte testen (se **avsnitt 2.5.3**). Forklaringen på dette kan være at individet har en veldig liten andel anadrom laks i slekta og at det derfor kun er de nedarvede anadrome allelene som avslører opphavet.

### 3.4.3 Effektiv populasjonsstørrelse

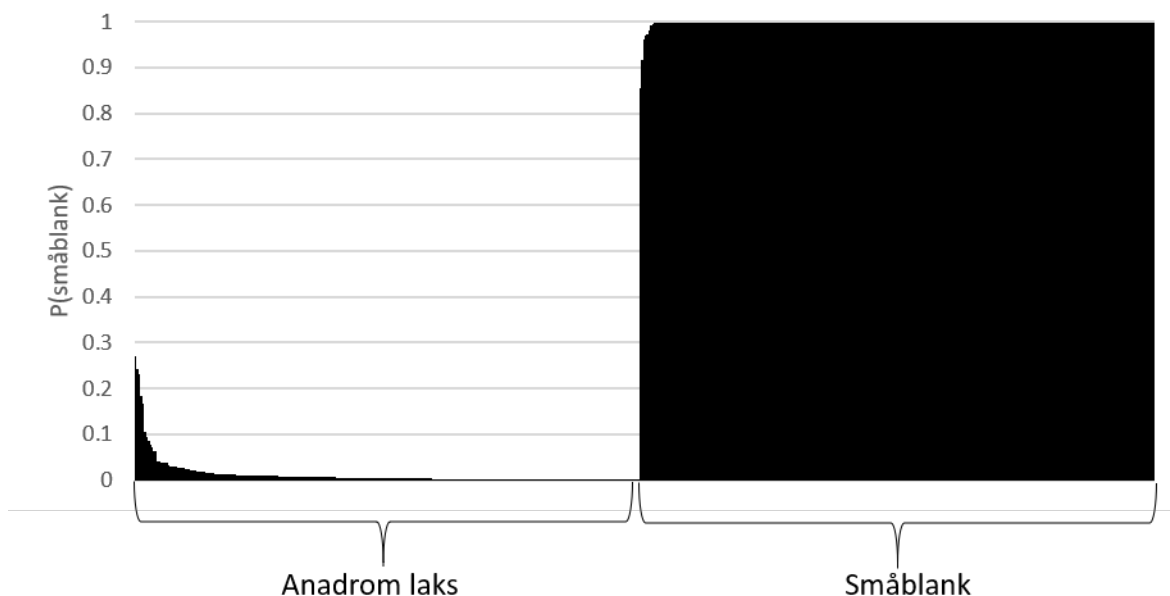
Estimatene av effektiv bestandsstørrelse varierte mye mellom de ulike lokalitetene, fra kun 1,7 i område A (Aunfoss til Åsmulfoss) til 8393 i område F (Bjørnstadfoss til Mellingselva) (**tabell 19**). Det lave estimatet i område A indikerer at det er en meget begrenset bestand i dette området som er avhengig av at det kommer fisk fra de større bestandene oppstrøms. De høye estimatene i de øvre områdene (spesielt F) er i samsvar med at disse bestandene ikke har en lavere genetisk variasjon enn bestandene i de nedre delene til tross for en enveis genflyt nedstrøms. Bestandene i Frøyningseelva hadde også relativt høye estimater av effektiv bestandsstørrelse og dette er med på å forklare hvorfor disse bestandene ikke ser ut til å ha mistet mye genetisk variasjon i forhold til bestandene i Namsen.

**Tabell 19.** Estimer av effektiv bestandsstørrelse med koblings-ulikevekt metoden for småblank i ulike områder av Namsen og i sideelva Frøyningseelva (Froy). I beregningene ble det benyttet genetisk variasjon i åtte mikrosatelittmarkører og 68 SNP-markører.

Område	NeLD	95% CI
Hybridsone	17,7	11,9 - 29,6
A	1,7	1,6 - 1,8
B	101,2	60,5 - 241,5
C	258,5	142,1 - 913,8
D	198,3	151,4 - 274,1
Froy_St_1_to_3	342,3	100,8 - inf
Froy_St_4_to_7	118,2	60,4 - 618,8
Froy_St_8_9	563,9	38,8 - inf
E	47,3	36,1 - 64,7
F	8393,0	884,4 - inf
G	125,5	87,6 - 203,5

### 3.4.4 Hybridisering mellom småblank og anadrom laks

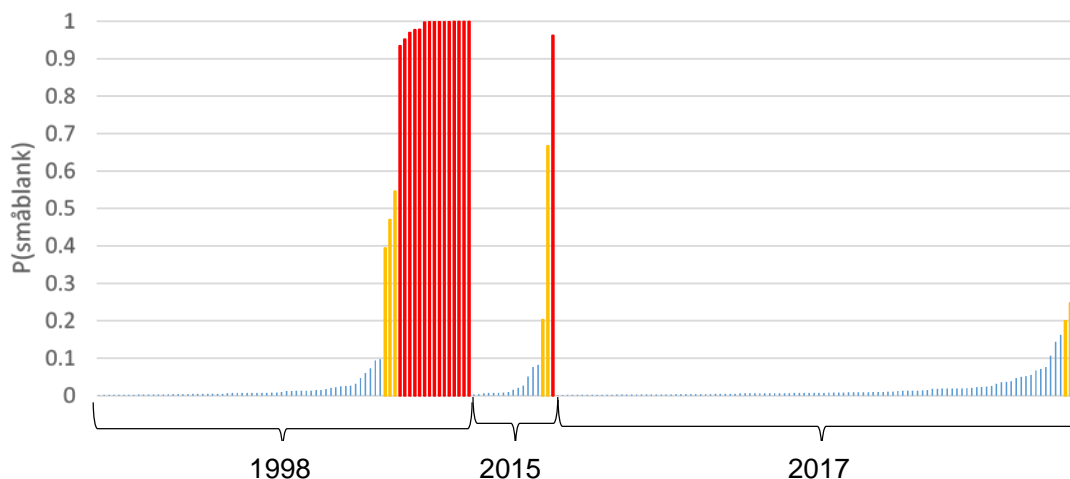
Resultater fra analyser av laks fanget i hybridsonen (Nedre Fiskumfoss til Aunfoss) har blitt rapportert tidligere (Karlsson m fl. 2018). I denne rapporten gjengir vi disse resultatene i tillegg til analyser av smolt-liknende laks fanget ved inntaksgrinda ved Øvre Fiskumfoss i 1978. Den genetiske distansen mellom småblank og anadrom laks var forventet høy (Sandlund mfl. 2014) og ble estimert til 0,37. Blant 68 SNP-markører viste 57 en genetisk distanse (FST) mellom småblank og anadrom laks  $> 0,05$  og disse ble benyttet for å skille mellom anadrom laks og småblank og for å identifisere hybrider. Individuelle estimater av sannsynlighet for å ha småblankopphav versus det å ha anadrom opphav viste en meget tydelig forskjell mellom disse (**figur 38**). Blant 273 og 279 referanseindivider av henholdsvis anadrom laks og småblank var den største estimerte sannsynligheten for å ha opphav i småblank blant anadrom laks 0,270 (95-persentilen = 0,039) og den minste estimerte sannsynligheten for å ha opphav i småblank blant småblank 0,855 (5-persentilen = 0,997).



**Figur 38.** Individuelle estimater av sannsynligheten for å ha opphav i småblank ( $P(\text{småblank})$ ) for 273 referanseindivider av anadrom laks og 279 referanseindivider av småblank.

#### Opphav til laks fra garnfangster i hybridsonen i 1998, 2015 og 2017.

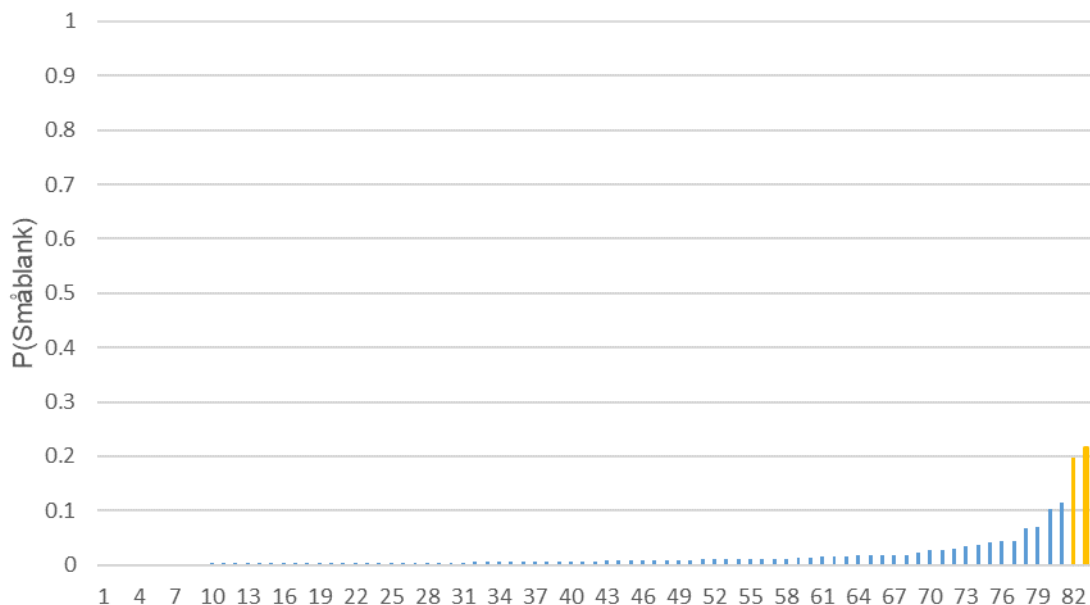
Med utgangspunkt i referansematerialet av anadrom laks og småblank (**figur 39**) forventes 1 % av anadrom laks å kunne ha en estimert sannsynlighet å tilhøre småblank på  $> 0,197$ . Tilsvarende forventes 1 % av småblank å kunne ha en estimert sannsynlighet å tilhøre småblank på  $< 0,968$ . Ut fra disse grenseverdiene var det i 1998 en relativt liten andel småblank (20 %), men en betydelig andel hybrider (4 %) mellom småblank og anadrom laks i garnfangsten. Fra garnfangstene i 2015 og 2017 var det kun ett individ med sannsynlig rent småblank opphav (0,8 %) og 5 hybrider (4 %) (**figur 39**).



**Figur 39.** Individuelle estimater av sannsynligheten for at laks fra garnfangster i området Nedre Fiskumfoss til Aunfoss (hybridsonen for småblank og anadrom laks) i årene 1998, 2015 og 2017 har opphav i småblank ( $P(\text{Småblank})$ ). Blå søyler indikerer individer med sannsynlig rent anadromt opphav, oransje søyler indikerer individer som er hybrider (verken rent anadromt eller småblank opphav) og røde søyler indikerer individer med sannsynlig rent småblank opphav.

### Opphav til laks fanget i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss

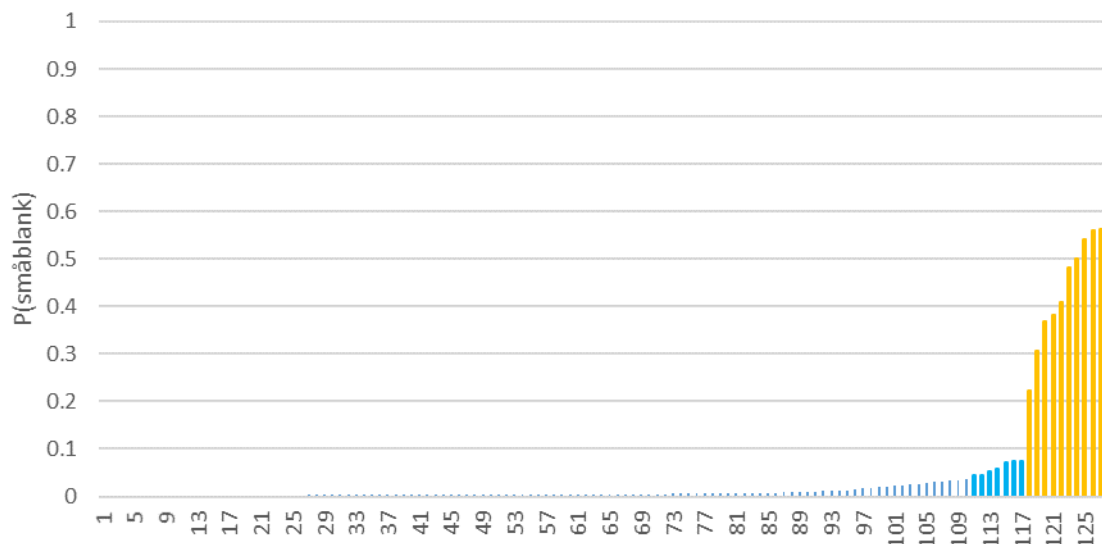
Det ble analysert 84 individer av laks fanget i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss i 2016 og 2017. Ingen av disse var av rent småblankopphav, men tre individer hadde en estimert sannsynlighet for å tilhøre småblank høyere enn 0,197 (**figur 40**). I forhold til forventede estimater for laks med rent anadrom opphav er disse tre individene av delvis småblankopphav. Dette indikerer at hybrider mellom småblank og anadrom laks kan vandre ut i sjøen og returnere til hybridsonen.



**Figur 40.** Individuelle estimater av sannsynligheten for at laks fanget i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss i 2016 og 2017 har opphav i småblank ( $P(\text{Småblank})$ ). Blå søyler indikerer individer med rent anadromt opphav og oransje søyler indikerer individer som sannsynligvis er hybrider (verken er av rent anadromt opphav eller rent småblankopphav).

### Opphav til laks fanget ved inntaksgrinda ved Øvre Fiskumfoss i 1978

Det ble analysert 129 individer av smolt-liknende laks fanget ved inntaksgrinda i Øvre Fiskumfoss i 1978. Ingen av disse var av rent småblankopphav, men 12 individer hadde en estimert sannsynlighet å tilhøre småblank høyere enn 0,197 (**figur 41**) og har derfor med stor sannsynlighet et delvis opphav i småblank. Laksetrappa i Nedre Fiskumfoss ble åpnet i 1976 og laksen fanget i Øvre Fiskumfoss kan derfor ut fra størrelse (og dermed sannsynlig alder) ikke være avkom fra anadrom laks som vandret opp laksetrappa. Det ble imidlertid i perioden 1950-1976 årlig satt ut mellom 20 000 og 50 000 yngel som var avkom av anadrom laks mellom Aunfossen og Sagfossen (Vuorinen & Berg 1989). Det er rimelig å anta at noen av hannene blant disse fiskene har blitt kjønnsmodne i ferskvannsfasen (gytepar) og gytt sammen med hunner av småblank. Siden disse fiskene ble fanget i en større gruppe fisk som var samlet ved inntaksgrinda og ut fra morfologi så ut som smolt, er det nærliggende å anta at disse var nedvandrende smolt. Det er derfor også en interessant observasjon at ingen av fiskene var av rent småblankopphav, men at en stor andel (9 %) hadde delvis opphav i småblank. Observasjonene kan derfor indikere at småblank i liten eller ingen grad smoltifiserer og vandrer ut i sjøen, men at hybrider smoltifiserer og vandrer ut på lik linje med anadrom laks. Denne antakelsen støttes av at det er påvist hybrider i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss.



**Figur 41.** Individuelle estimater av sannsynligheten for at laks fanget ved inntaksgrinda i Øvre Fiskumfoss i 1978 har opphav i småblank ( $P(\text{Småblank})$ ). Blå søyler indikerer individer med rent anadromt opphav og oransje søyler indikerer individer som sannsynligvis er hybrider (verken er av rent anadromt opphav eller rent småblankopphav).

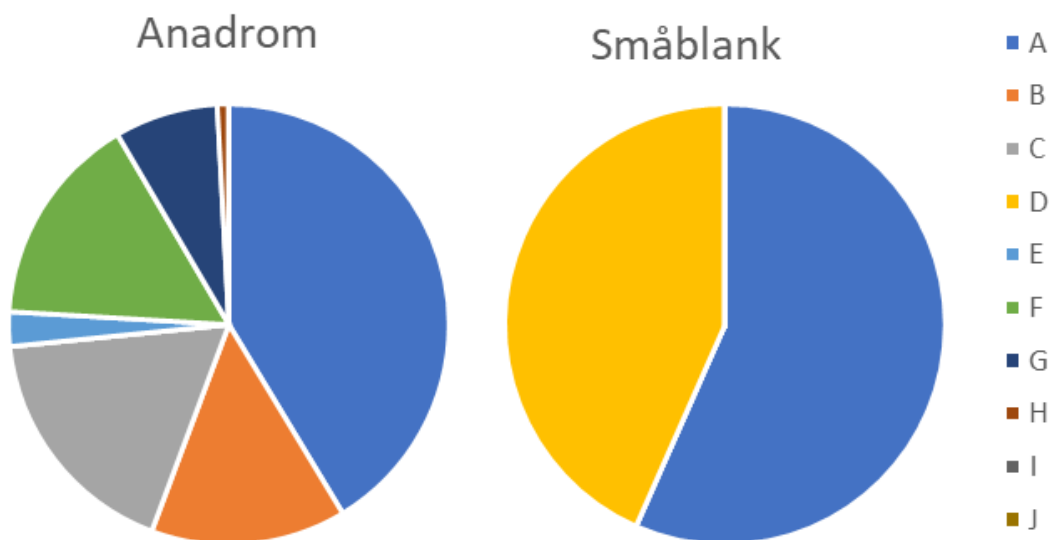
#### Moropphav til hybrider mellom småblank og anadrom laks

Det mitokondrielle arvestoffet (mtDNA) nedarves kun fra mor til avkom. Blant 15 SNP-markører i mtDNA var det kun én som var variabel i småblank, mens det i anadrom laks var en betydelig genetisk variasjon med syv forskjellige haplotyper blant 237 referanseprøver av anadrom laks (**figur 42**). Småblank har en genetisk variasjon i en SNP-markør (Mito\_D-loop\_703) som ikke er observert i anadrom laks representert som D-haplotype i **figur 42**, mens den andre haplotypen (A) er vanlig i både småblank og anadrom laks. Dersom en hybrid mellom anadrom laks og småblank har en D-haplotype kan man med absolutt sikkerhet kunne si at denne fisken kommer fra en krysning mellom en anadrom hannlaks og en småblankhunn.

Frekvensen av D-haplotypen er betydelig lavere i hybridsonen enn i bestandene lengre oppstrøms i Namsen (**figur 42**). Blant 16 individer identifisert med rent småblankopphav i hybridsonen var det kun to med denne unike småblank-haplotypen (D). Blant 24 individer identifisert som hybrider mellom anadrom laks og småblank fra garnfiske i hybridsonen, fra laksetrappen i Nedre Fiskumfoss og fra fangst av smolt-lignende laks i Øvre Fiskumfoss hadde ingen D-haplotypen, mens 19 hadde A-haplotype, én C-haplotype, én E-haplotype og tre F-haplotype. Med en antatt tilfeldig retning på hybridiseringen og med en D-haplotypefrekvens på cirka 10 % i ren småblank i hybridsonen skulle en forvente at én eller to hybrider hadde hatt denne haplotypen. Legger man til at 16 av hybridene har et estimert opphav nærmere anadrom laks (første generasjons hybrider krysses med anadrom laks) forventes en lavere frekvens av D-haplotypen blant hybridene, og at vi derfor ikke nødvendigvis kan forvente å finne noen hybrid med D-haplotype blant de 24 hybridene.

Frekvensen av A-haplotypen i referansematerialet av anadrom laks var 41 %. Dersom det mitokondrielle DNA-et kun nedarves fra anadrom laks til hybrider (anadrom mor og småblank far) skulle en forvente at 41 % av hybridene hadde A-haplotype (10 av 24 hybrider), vi observerte derimot at 19 av de 24 hybridene hadde A-haplotype (79 %). Frekvensen av A-haplotypen i referansematerialet av småblank var 57 % og nesten 90 % i hybridsonen (**figur 42**). Det er dermed sannsynlig at nedarving av mitokondrielt DNA i overveiende grad skjer i retning småblank mor og anadrom far, men siden vi også observerte en mitokondriell haplotype (C, F og G) som kun finnes i anadrom laks så har vi sterke beviser for at hybridiseringen også skjer i retning anadrom mor og småblank far. Vi identifiserte 12 hybrider blant den smolt-lignende laksen fanget ved inntaksgrinda i Øvre Fiskumfoss og alle disse hadde A-haplotypen. Siden disse ikke kan være avkom etter anadrom laks som vandret opp trappa som ble åpnet i 1976 må

disse være avkom etter kjønnsmodne parr hanner av anadrom laks fra yngelutsettinger og A-haplotypen må derfor stamme fra småblankhunner.



**Figur 42.** Mitokondrielle haplotyper (A-J) i et referansemateriale av 237 individer av sjøvandrende laks og 279 individer av småblank basert på genetisk variasjon i 15 SNP-markører.



### 3.5 Ørekytundersøkelser

Samlet fangst ved teinefisket i områdene ved Lassemoen og Tunnsjøelva var 824 ørekyt og 288 stingsild (**tabell 20**). Det ble fisket med teiner på åtte lokaliteter og fangstinnnsatsen var 2 360 teinetimer (produktet av antall teiner og fisketid). Ørekyt ble hovedsakelig fanget nær land og ut til en avstand på omtrent tolv meter fra land, på vanndybder fra en halv meter og ned til omtrent to meter. I en kjede med fire teiner tolv meter fra land, ble all ørekyt fanget i én teine, mens de tre andre var tomme. I fangstperioden for teinefiske var det ett døgn med kraftig regnvær, noe som gjorde at vannhastigheten økte og mye organisk materiale i vannet gjorde at fangsteffektiviteten ble redusert. Resultatene fra denne lokaliteten indikerer at ørekyt og stingsild primært finnes på grunne områder ( $\leq 2$  m) og i områder med lav vannhastighet. Det ble verken fanget aure eller småblank på denne lokaliteten.

**Tabell 20.** Teinefiske i området ved Lassemoen i Øvre Namsen i august 2016. Fisket ble gjennomført fra 7. august kl. 17:00 til 11. august kl. 08:00. For hver gruppe av teiner er det oppgitt innsats (timer), avstand fra land (meter), vanndybde (meter), vannhastighet (m/s), antall fanget ørekyt, antall fanget ørekyt per time, og antall fangete trepigget stingsild per time.

Teine (nr.)	Innsats (timer)	Avstand land (m)	Vanndyp (m)	Hastighet (m/s)	Ørekyt (antall)	Ørekyt per time	Stingsild (antall)	Stingsild per time
1-4	348	<2	0,5-1,0	0,0	19	0,06	12	0,04
5- 8	348	12	1,5-1,8	0,1-0,5	120	0,35	0	0
9-12	348	25	2,5-3,0	0,1-0,5	0	0	0	0
13-16	348	50	3,0	0,1-0,5	1	0,002	2	0,002
<b>Sum</b>	<b>1 392</b>	<b>2-50</b>	<b>0,5-3,0</b>	<b>0,0-0,5</b>	<b>140</b>	<b>0,1</b>	<b>14</b>	<b>0,01</b>

I Tunnsjøelva nedstrøms kraftverksutløpet ble det til sammen fanget 684 ørekyt og 274 trepigget stingsild (**tabell 21**). perioder med høy restvannføring i Tunnsjøelva og full driftsvannføring i Tunnsjødal kraftverk, vil det være noe høyere vannhastighet, men fortsatt er det flere viker og områder nær land som har tilnærmet stillestående vann. Bunnmaterialet i dette området består delvis av stein og delvis av slam. Resultatene fra denne lokaliteten indikerer at ørekyt og trepigget stingsild finnes over hele området, uavhengig av avstand fra land. De fleste stingsildene ble fanget nær land. Fangster på 0,8 ørekyt og 0,3 stingsild per time indikerer svært høge tettheter av begge fiskeartene i dette området. Det ble ikke fanget aure eller småblank i teinene her. Resultatene fra teinefisket indikerer at det er en veletablert og tett ørekytbestand i området fra utløpet fra Tunnsjødal kraftverk og nedover til elvemagasinet til Åsmulfoss.

**Tabell 21.** Teinefiske i nedre deler av Tunnsjøelva i august 2016 (jf. figur 4). Fisket ble gjennomført fra 8. august klokka 12 til 11. august klokka 09. For hver gruppe av teine er det oppgitt innsats timer, avstand fra land (meter), vanndybde (meter), vannhastighet (m/s), antall fanget ørekyt, antall fanget ørekyt per time, antall fanget trepigget stingsild.

Teine (nr.)	Innsats (timer)	Avstand land (m)	Vanndyp (m)	Hastighet (m/s)	Ørekyt (antall)	Ørekyt per time	Stingsild (antall)	Stingsild per time
1-4	276	5	0,5	0,0-0,1	148	0,54	173	2,51
5- 8	276	20	0,5	0,0-0,1	0	0	14	0,20
9-12	276	30	0,5-1,0	0,0-0,1	536	1,94	87	1,26
<b>Sum</b>	<b>928</b>	<b>5-30</b>	<b>0,5-1,0</b>	<b>0,0-0,1</b>	<b>684</b>	<b>0,82</b>	<b>274</b>	<b>0,33</b>

Det elektriske båtfisket ble stort sett gjennomført i de samme områdene som ble undersøkt med teinefiske (**bilde 10**). Resultatene tyder på at fangsteffektiviteten på aure under elektrisk båtfiske er vesentlig høyere enn under teinefiske. Samtidig er teinefiske langt mer effektivt for fangst av ørekyt enn elektrisk fiskebåt. Det er derfor viktig å kombinere de to metodene for å få en fullstendig oversikt over hvilke fiskearter som finnes i et gitt område. Samlet fangst ved elektrisk

båtfiske i dette området var 27 aurer, 13 ørekyt og 41 stingsild (**tabell 22 og vedleggsfigur 1**). De fleste aurene og stingsildene ble fanget i et område med grovsteinet bunn nær land, ved og ovenfor utløpet av Tunnsjødal kraftverk. Største aure som ble fanget var 40 cm lang, mens de fleste aurene var mellom 10 og 15 cm. Ørekyt varierte mellom 4 og 8 cm, mens stingsild varierte mellom 3 og 5 cm. For øvrig ble det fanget lave antall av alle arter i hele området som ble undersøkt. Tidligere er det ved strandnært elektrisk fiske fanget småblank i øvre del av dette området (Anton Rikstad & Tor G. Heggberget, upubliserte data), mens småblank var fraværende i fangstene fra strandnært elektrisk fiske, elektrisk fiske og teinefiske i august 2016.

**Tabell 22.** Elektrisk båtfiske i nedre deler av Tunnsjøelva 9. august 2016. Samlet fisketid (sekunder), vanndybder (meter), vannhastighet (m/s) og fangst av aure (A), småblank (B), ørekyt (Ø) og trepigget stingsild (S) er oppgitt for hvert undersøkt delområde.

Område	Tid (s)	Dybde (m)	Hastighet (m/s)	A	B	Ø	S
Langs sørsida oppstrøms kraftverk	630	0,5-1,0	0,0-0,5	14	0	10	40
Midtpartiet av elva nedstrøms kraftverk	1 188	0,9-1,8	0,2-0,5	0	0	0	0
Midtpartiet av elva nedstrøms kraftverk	252	0,9-1,8	0,2-0,5	6	0	2	0
Langs nordsida nedstrøms kraftverk	300	0,7-1,8	0,0-0,5	7	0	1	1
<b>Sum</b>	<b>2 370</b>	<b>0,5-1,8</b>	<b>0,0-0,5</b>	<b>27</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>41</b>

### Samlet vurdering av resultatene

Resultatene viser at det er betydelig forskjell i fangbarhet av de ulike fiskeartene i Øvre Namsen mellom de ulike metodene som er benyttet til innsamling av materiale.

Ørekyt ble fanget på dybder ned til ca. 2 meter og opp til 12 meter fra land, hvor det i perioder kan være høy vannhastighet. Det ble ikke fanget småblank nedenfor utløpet av Tunnsjødal kraftverk, men derimot store mengder ørekyt. Resultatene er ikke entydige i forhold til om de to artene har et reelt overlapp i habitat, og om de er konkurrenter. Resultatene tyder på at trepigget stingsild og småblank ikke har et direkte habitatoverlapp. Ørekyt og stingsild overlapper i stor grad, mens aure overlapper betydelig med både ørekyt og trepigget stingsild. Aure og småblank synes å overlapse i betydelig grad. Ut fra dette er konklusjonen at det foreligger konkurranse mellom aure og småblank, slik det er påvist for ungfiskbestander av laks og aure (Bremset & Hegggenes 2001), der småblank forekommer i størst antall i områder med høy vannhastighet. I grunne områder med lav vannhastighet synes småblank å være fåtallig. I disse områdene vil det likevel være konkurranse mellom de øvrige fiskeartene; aure, ørekyt og trepigget stingsild.

Ørekytas utbredelse i Norge har økt betydelig i løpet av de siste hundre årene, noe som i stor grad skyldes ulike former for menneskelig aktivitet (utsettinger, overføring av vann mellom vassdrag, bruk av levende fisk som agn). Siden ørekyt er i en tidlig etableringsfase i Namsen vil det trolig skje en betydelig økning i bestandene i årene som kommer. Det er vanlig at introduserte arter gjennomgår det som kalles en «boom-and-bust» bestandsutvikling (Williamson 1996, Salonen mfl. 2007). Dette betyr at bestanden i den første perioden vokser til svært store tettheter («boom»), før den mer eller mindre bryter sammen («bust») og stabiliserer seg på et lavere nivå.

Ørekyt er meget tilpasningsdyktig til de fleste leveområder, men generelt synes det som om den opptrer i størst antall i grunne, stilleflytende områder. Den oppnår ellers størst tetthet i grunne innsjøer og stilleflytende elver hvor aure er eneste fiskeart i tillegg til ørekyt (Hesthagen & Sandlund 1997, Museth mfl. 2007). Selv om laboratoriestudiene til Jacobsen (1979) tyder på at ørekyt foretrekker grus og småstein (5-50 mm) framfor bunn dekket med sand (0-5 mm), kan den opptre i store tettheter over mange typer bunnmateriale dersom det er grunt og god beskyttelse mot predasjon. Undersøkelser i Øvre Heimdalsvatnet viste at de høyeste tetthetene av ørekyt ble funnet på grunt vann, det vil si vanndybder på 20-50 cm (Museth mfl. 2002), med sterkt avtagende tettheter ned til seks meters dybde. Tilsvarende habitatbruk ble funnet hos ørekyt i Namsvatnet (Hembre & Bugge 2012).

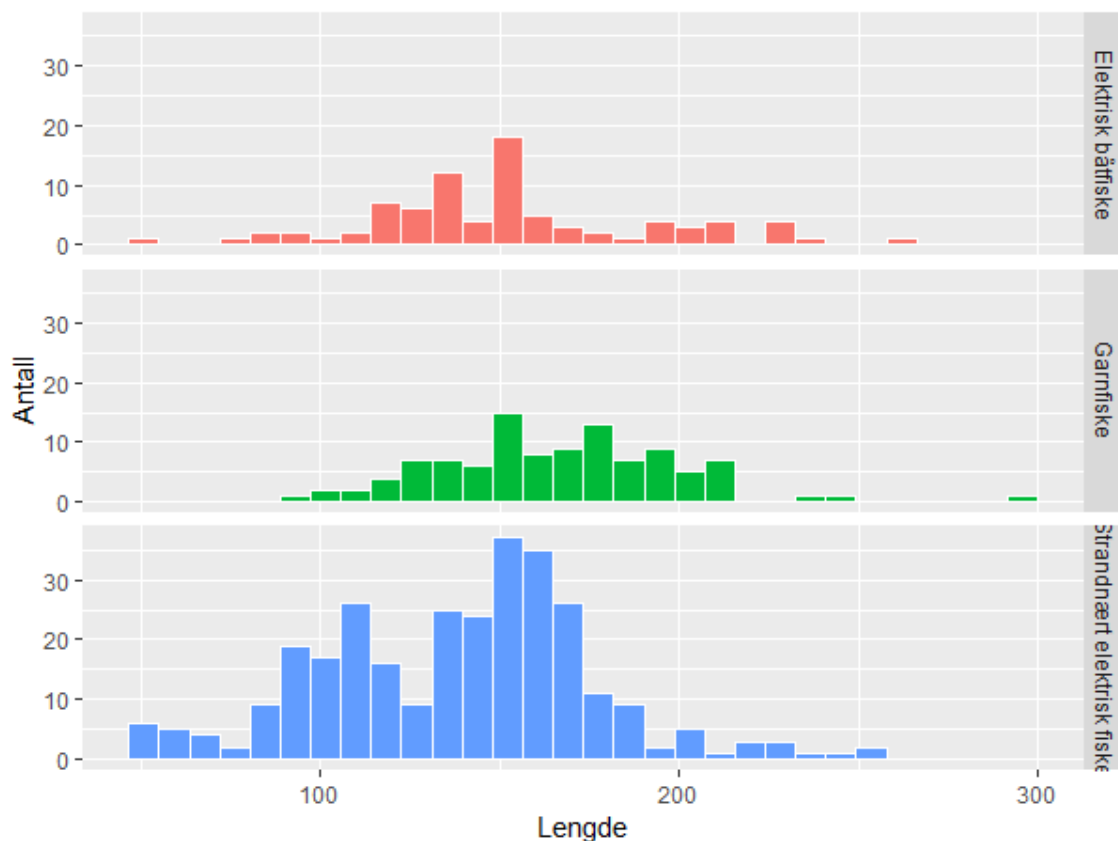
Småblank synes å være svært fåtallig i de stilleflytende områdene i magasinet oppstrøms Åsmulfossen og i Tunnsjøelva nedstrøms utløpet av Tunnsjødal kraftverk (**bilde 10**). I disse områdene har ikke ørekyt etablert seg i særlig grad så langt. Heller ikke trepigget stingsild ble funnet i de mest rasktflytende områdene der småblank ble registrert. Ut fra dette kan vi forvente at ørekyt primært vil utvikle tette bestander i de stillestående deler av Øvre Namsen, noe som først og fremst vil innebære elvemagasinene og terskelbassengene.



**Bilde 10.** Nedre deler av Tunnsjøelva er bred, dyp og sakteflytende, og svært godt egnet leveområde for ørekyt. Foto: Jarle Fløan, Namsskogan fjellstyre.

### 3.6 Sammensetning av fiskesamfunn

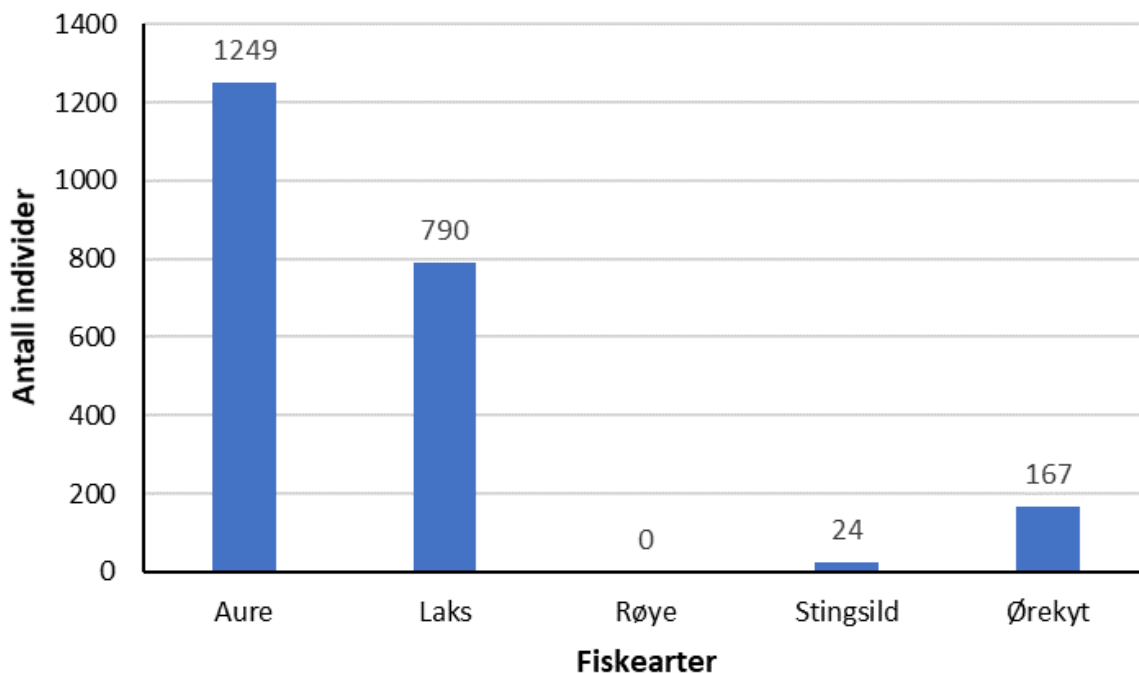
Kartlegging av artssammensetningen av fiskesamfunn kan være metodisk krevende siden de fleste fangstmetoder og undersøkelsesmetoder er selektive og har sine begrensninger (Bagenal 1978). Eksempelvis vil bruk av garn være begrenset til områder som ikke er alt for rasktflytende, størrelsessammensetningen i garnfangstene vil være avhengig av maskevidde og garnseleksjon (Jensen 1990), og garn vil ha ulik fangbarhet på ulike fiskearter og livsstadier. Tilsvarende vil strandnært elektrisk fiske være begrenset til de grunneste områdene langs land (Forseth & Forsgren 2006), og vanntemperaturer og årstid vil i større eller mindre grad påvirke fangbarhet på ulike størrelsesgrupper (Bremset mfl. 2015, Hedger mfl. 2018). Ved bruk av elektrisk båtfiske vil små fisk som årsyngel være underrepresentert sammenlignet med ettåringer og eldre fisk (Bremset mfl. 2011). Presisjonen på undervannsobservasjoner vil blant annet være avhengig av fysiske forhold som sikt (Gardiner 1984), vanddybde og turbulens (Grenfell 1961), og også være avhengig av biologiske forhold som habitatbruk, atferd og aktivitetsmønster hos fisken. I undersøkelsesprogrammet for Øvre Namsen i perioden 2014-2018 er det benyttet en kombinasjon av flere ulike metoder (garnfiske, teinefiske, drivtelling, strandnært elektrisk fiske, elektrisk båtfiske, genetiske analyser). Metodene brukt i undersøkelsen utfyller hverandre og gir et komplementært bilde på sammensetningen (**figur 43**). I vurderingene omkring sammensetning av fiskesamfunnene har vi valgt å skille mellom Øvre Namsen (avsnitt **3.6.1**), Frøyningselva (avsnitt **3.6.2**) og Tunnsjøelva (avsnitt **3.6.3**).



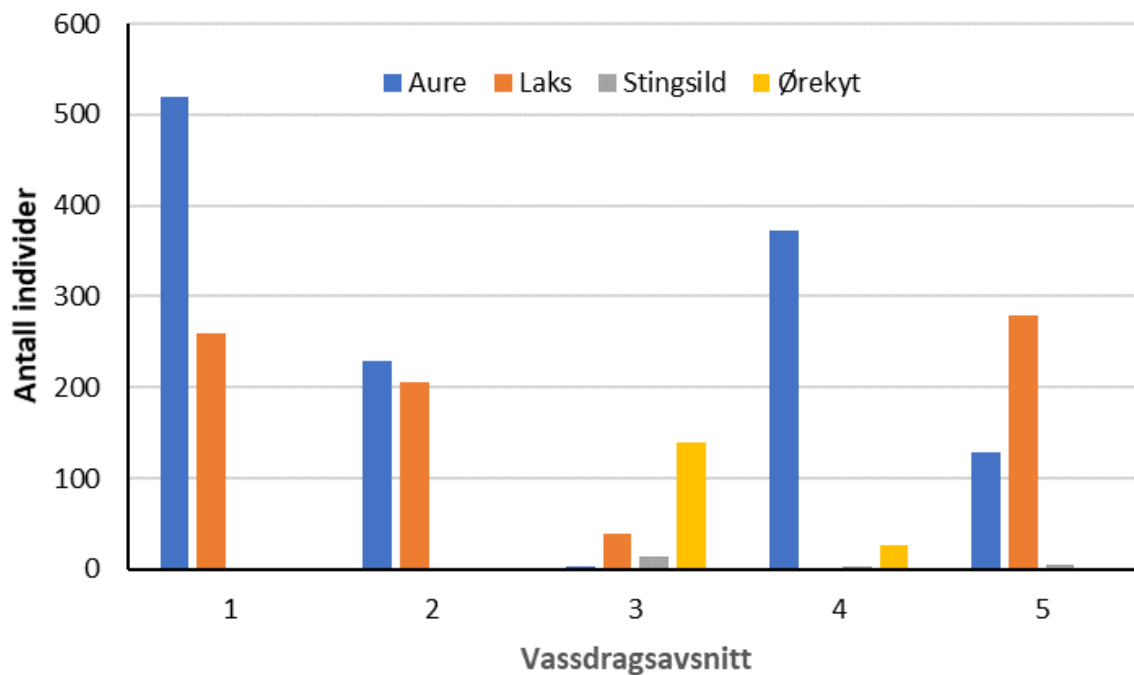
**Figur 43.** Sammenligning av lengde og antall småblank fanget ved bruk av tre ulike metoder i hovedelva; elektrisk båtfiske (84 fisk), garnfiske (105 fisk) og strandnært elektrisk fiske (299 fisk) i løpet av prosjektperioden fra 2014-2018.

### 3.6.1 Øvre Namsen

I undersøkelsesperioden 2014-2018 er det ved hjelp av en rekke metoder fanget til sammen 2 230 fisker i Øvre Namsen (**figur 44**). Aure dominerer fiskefangstene fulgt av laks og ørekyt. Røye ble ikke fanget i hovedstrengen selv om arten finnes i øvre deler av Namsenvassdraget, og den også ble fanget i sidevassdraget Tunnsjøelva i undersøkelsesperioden (se **avsnitt 3.6.3**). Artssammensetningen varierte en god del mellom de ulike vassdragsavsnittene, og i to av vassdragsavsnittene ble det fanget mer laks enn aure (**figur 45**). Trepigget stingsild ble bare fanget nedstrøms Trongfossen. Ørekyt er også fanget ovenfor Trongfossen i Namsen, og til dels store antall i terskelbassenget ovenfor Namsskogan sentrum. Det har også blitt fanget ørekyt på garn ovenfor Namsskogan (O.K. Berg, upublisert materiale), mens det er fanget store mengder ørekyt lenger opp i Namsen, det vi si fra utløp Namsvatn – Storflya og nedover (Tor Heggberget, upublisert materiale).



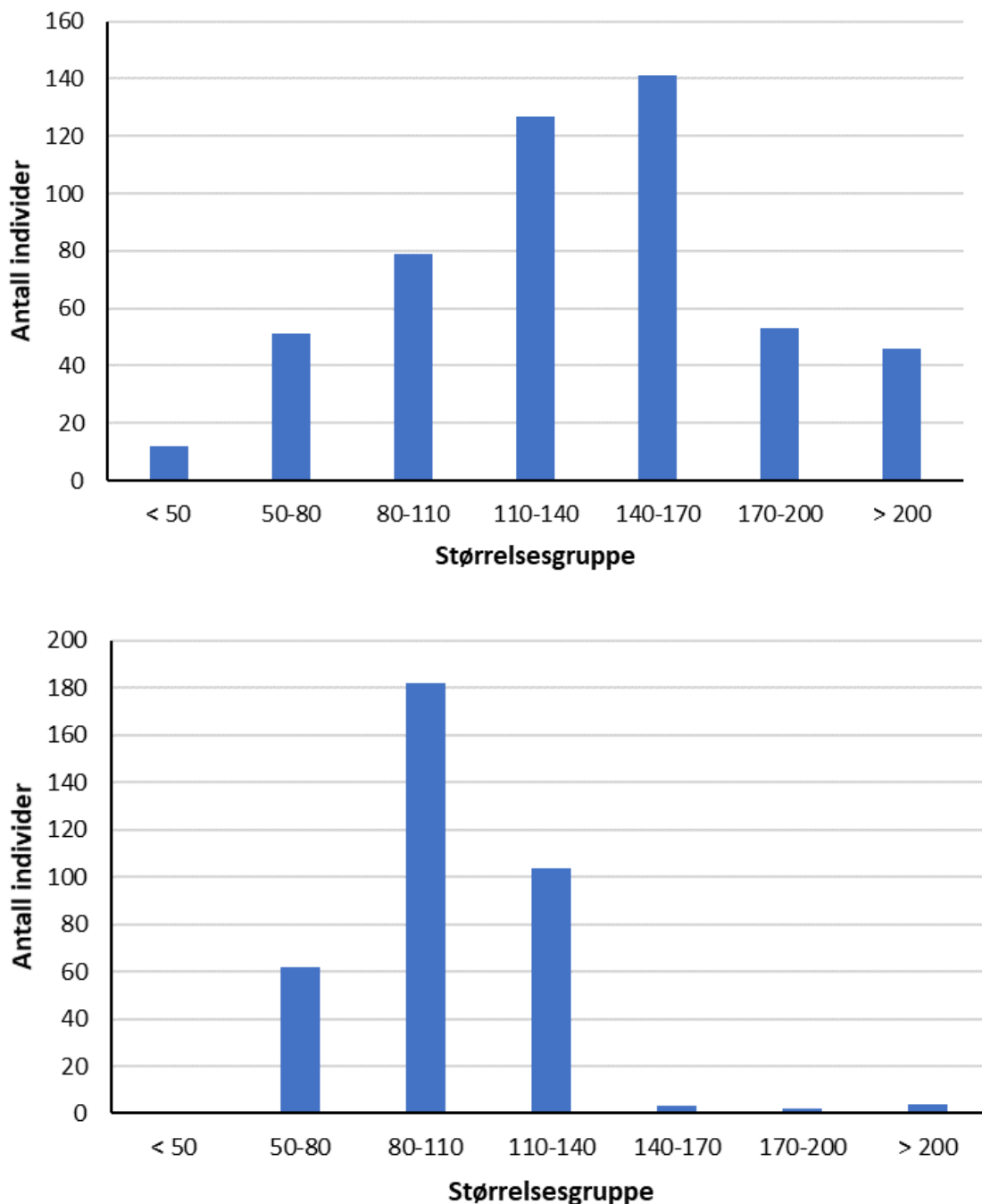
**Figur 44.** Artsfordeling av til sammen 2 230 fisker som ble fanget ved hjelp av ulike metoder i hovedstrengen av Namsen i løpet av undersøkelsesperioden. Metodene som ble benyttet var elektrisk båtfiske, garnfiske, strandnært elektrisk fiske og teinefiske. I og med at røye finnes i øvre deler av Namsenvassdraget er arten inkludert i figuren.



**Figur 45.** Artsfordeling av fisk som ble fanget i fem hovedavsnitt av Øvre Namsen i løpet av undersøkelsesperioden. Vassdragsavsnittene som ble undersøkt er elvestrekningen oppstrøms Namsskogan (1), elvestrekningen Namsskogan-Trongfossen (2), elvestrekningen Trongfossen-Åsmulfossen (3), elvestrekningen Åsmulfossen-Aunfossen (4) og elvestrekningen nedstrøms Aunfossen (5). I vassdragsavsnitt 1-4 er all laks småblank og i vassdragsavsnitt 5 er all laks unntatt én småblank anadrom laks. Antall individer er samlet fangst for alle metodene: elektrisk båtfiske, garnfiske, strandnært elektrisk fiske og teinefiske.



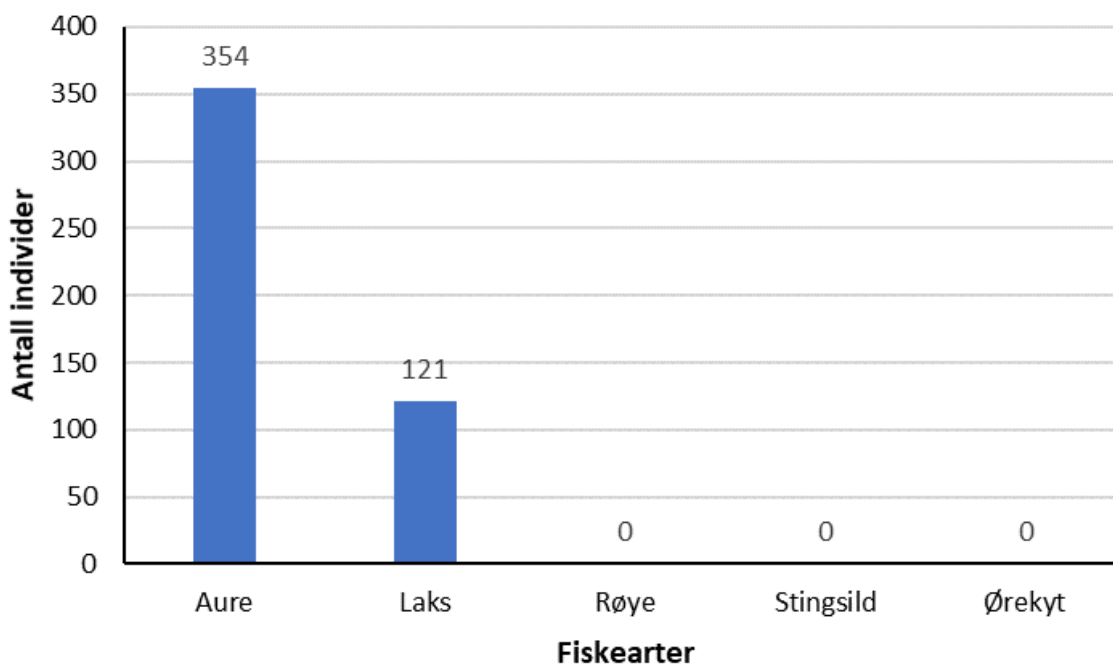
Lengdefordelingen hos småblank og anadrom laks var betydelig forskjellig (**figur 46**). En påfallende forskjell er at fangstene av småblank inkluderer fisk fra under 50 mm til over 200 mm, mens laksefangstene fra området med sjøvandrende laksefisk nesten bare omfatter fisk mellom 50 og 140 mm. Forklaringen på dette er at de fleste laksunger med opphav i sjøvandrende laksefisk vandrer ut av undersøkelsesområdet når de når smoltstørrelse på rundt 100-120 mm, mens småblank tilbringer hele livsløpet i undersøkelsesområdet og når en maksimumstørrelse på om lag 300 mm.



**Figur 46.** Størrelsesfordeling(mm) av småblank (i elveseksjon 1-4; øvre panel) og laks (eliveseksjon 5; nedre panel) fanget med bruk av ulike metoder i Øvre Namsen i perioden 2014-2018.

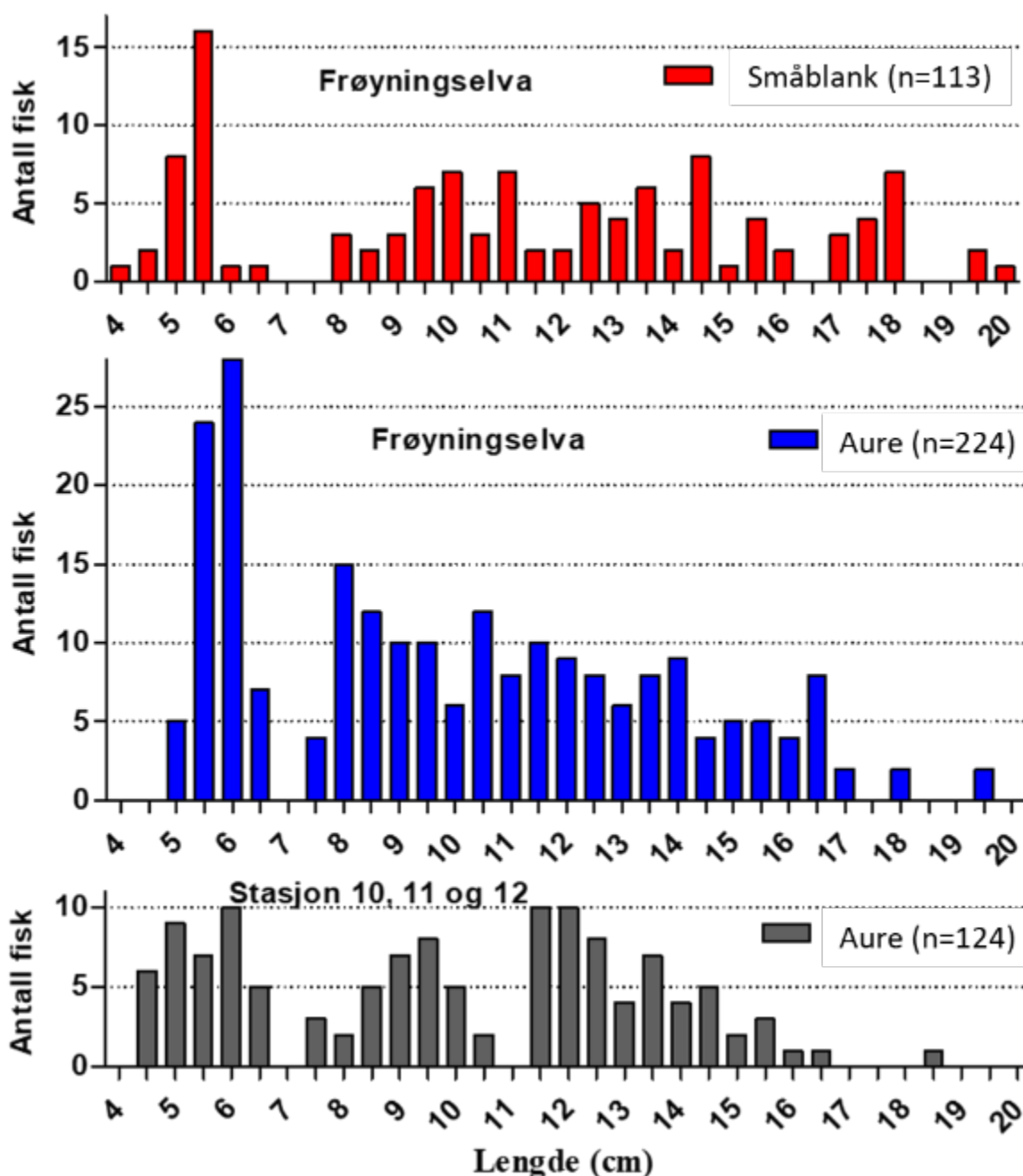
### 3.6.2 Frøyningseelva

I september 2014 ble det gjennomført elektrisk fiske i Frøyningseelva (ni stasjoner), i innsjøen Frøyningen (én stasjon) og to tilløpselver til Frøyningen (to stasjoner). Det ble også gjennomført elektrisk fiske i nedre deler av Frøyningseelva senere i prosjektperioden, slik at det til sammen er fanget 354 aure og 121 småblank under elektrisk fiske (**figur 47**). I september 2014 ble det fanget til sammen 113 småblank og 224 aure, noe som tilsvarer gjennomsnittlige tettheter på seks småblank og 15 aure per 100 m<sup>2</sup> (Sægrov mfl. 2015). Av ungfiskene var det 29 årsyngel av småblank og 64 årsyngel av aure. Ut fra at det ble fanget årsyngel av småblank oppstrøms vandringshindrene i nedre deler er det konkludert med at Frøyningseelva har en selvreproduserende bestand av småblank (Sægrov mfl. 2015). Det ble gjennomført genetiske analyser av 107 individer som var antatt å være småblank. De viste seg at fire av disse individene var artshybrider mellom laks og aure, hvorav to hadde laks og to hadde aure som morfisk. Ut fra det innsamlete materialet ble det konkludert med at det finnes minst to genetisk atskilte delbestander av småblank i Frøyningseelva (Sægrov mfl. 2015).



**Figur 47.** Artsfordeling av til sammen 475 fisker som ble fanget ved hjelp av elektrisk fiske i Frøyningseelva i løpet av undersøkelsesperioden (laks er her kun småblank). Røye, trepigget stingsild og ørekyt er inkludert i figuren siden artene finnes i øvre deler av Namsenvassdraget.

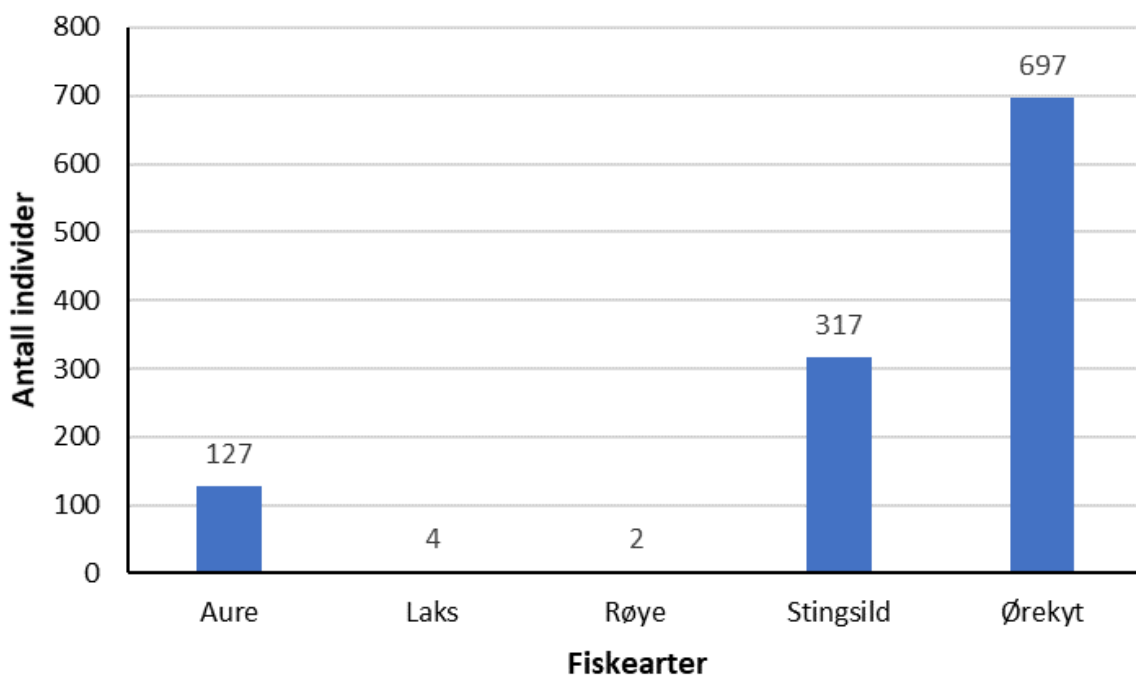
De 113 individene av småblank som ble fanget i september 2014 hadde gjennomsnittslengde og gjennomsnittsvekt på henholdsvis  $11,1 \pm 4,0$  cm og  $20,4 \pm 2,0$  gram. I Frøyningsetva varierte småblank i lengde fra 4 til 20 cm, mens aurene varierte fra 5 til 24 cm (**figur 48**). Årsyngel (0+) skilte seg klart i størrelse fra de eldre aldersgruppene, men for eldre fisk var det en kontinuerlig lengdefordeling. Gjennomsnittslengden for årsyngel av småblank var  $53,1 \pm 4,7$  mm, og dermed noe mindre enn årsyngel av aure i Frøyningsetva ( $58,0 \pm 3,9$  mm). Eldre småblank var i snitt  $131,5 \pm 32,3$  mm og større enn auren ( $117,9 \pm 30,3$  mm). Snittlengdene for årsyngel og eldre aure i Frøyningen og innløpselvene var  $54,8 \pm 6,9$  mm og  $116,7 \pm 23,8$  mm, altså omtrent som i Frøyningsetva.



**Figur 48.** Lengdefordeling for 113 småblank og 224 aure som ble fanget under elektrisk fiske i Frøyningsetva (øverst), og 125 aure som ble fanget i strandsonen i Frøyningen og to innløpselver til innsjøen (nederst). Figuren er hentet fra Sæggrov mfl. (2015).

### 3.6.3 Tunnsjøelva

I løpet av undersøkelsesmetoden er Tunnsjøelva undersøkt ved hjelp av ulike metoder i flere omganger. Elvestrekningen nedstrøms absolutt vandringshinder i Seterfossen er undersøkt ved hjelp av garnfiske (i 2019) og drivtelling (i 2018), elvestrekningen like oppstrøms utløpet av Tunnsjødal kraftverk er undersøkt med strandnært elektrisk fiske (i 2017), og elvestrekningen nedstrøms kraftverksutløpet er undersøkt med elektrisk båtfiske (i 2017) og teinefiske (i 2016 og 2017). Resultatene fra undersøkelsene i de nederste delene av Tunnsjøelva er allerede omhandlet i forbindelse med ørekytundersøkelsene (avsnitt 3.7). Samlet fangst i løpet av undersøkelsesperioden er 1 147 fisker på elvestrekningen mellom Seterfossen og samløp med Namsen, hvorav ørekyt, trepigget stingsild og aure er de tallmessig dominerende artene i fangstene (**figur 49**). På grunn av de store fangstene i teiner sammenlignet med andre fangstmetoder, er det grunn til å anta at ørekyt og trepigget stingsild er noe overrepresentert i fangstene sammenlignet med relativ forekomst i hele Tunnsjøelva.



**Figur 49.** Artsfordeling av 1 147 fisker som ble fanget i Tunnsjøelva med bruk av ulike metoder i løpet av undersøkelsesperioden. Fangstmetodene var elektrisk båtfiske, garnfiske, strandnært elektrisk fiske og teinefiske.

Under garnfisket i Tunnsjøelva i midten av juli 2019 ble det fanget til sammen to småblank (5 %) og 34 aurer (95 %) på seks stasjoner nedstrøms Seterfossen. Garnfisket ble gjennomført i et område der det tidligere har blitt påvist småblank under garnfiske (**vedleggstabell 7**). Thorstad mfl. (2009) fisket i 2008 med garn på de samme stasjonene som ble undersøkt i 2019, og fanget da seks småblank (11 %) og 46 aurer (89 %). Vitenskapsmuseet foretok fiskeundersøkelser i Tunnsjøelva i 1978 (Langeland 1979). Under prøvofiske med garn ble det fanget småblank i både Litjsela (18 individer) og Storsela (seks individer). Småblank utgjorde 23 % av garnfangsten på disse stedene (Langeland mfl. 1979). Disse to selene ligger like oppstrøms området som ble undersøkt i 2019. Etter regulering har Tunnsjøelva fått sterkt redusert vannføring oppstrøms utløpet fra Tunnsjødal kraftverk (Rikstad 2004). Resultatene fra undersøkelsene i 2019 bekrefter at småblank fortsatt forekommer i området nedstrøms Seterfossen, til tross for at dette området er sterkt påvirket av fraføring av vann gjennom Tunnsjødal kraftverk.

I Tunnsjøelva ble det i august 2018 under drivtelling av en strekning på omlag fem kilometer observert til sammen 11 aurer (**tabell 23**). De fleste aurene (sju individ) var mindre enn 10 cm, og det var bare ett individ på 20-30 cm som var i kjønnsmoden størrelse. Det ble ikke observert noe småblank på den undersøkte strekningen, til tross for at det jevnt over var egnete substratforhold og til dels også egnete vannhastighetsforhold på undersøkelsestidspunktet.

I 2008 gjennomførte Thorstad mfl. (2009) et prøvefiske med fire garn med maskevidder på 12,5, 16,5, 22 og 25 mm oppstrøms utløpet av Tunnsjødal kraftverk, men nedstrøms de lokalitetene som Langeland (1979) undersøkte i 1978. Til sammen ble det fanget seks småblank (11 %) og 48 aurer i denne delen av Tunnsjøelva, hvilket bekreftet at småblank fortsatt fantes i denne delen av Tunnsjøelva i 2008. I perioden 2011-2014 ble det utført strandnært elektrisk fiske på et om lag 250 kvadratmeter stort område i strykene nedstrøms Finnsela (Tor Heggberget, upubliserte data). Det ble kun fanget aure på denne stasjonen, selv om området skulle være godt egnet for småblank, med gode skjulmuligheter og relativ høy vannhastighet. I 2019 ble det gjennomført et tilsvarende garnfiske i det samme området, og det ble da fanget to småblank og 34 aurer.

**Tabell 23.** Resultater fra undervannsobservasjoner i august 2018 på en fem kilometer lang strekning i midtre deler av Tunnsjøelva. Relativ tetthet (antall observasjoner per minutt) er angitt for hvert elveavsnitt.

Strekning	Lengde (km)	Antall individer		Relativ tetthet (antall/min)	
		Aure	Småblank	Aure	Småblank
Oppstrøms Seterfossen	0,3	3	0	0,08	0,00
Seterfossen-Storfossen	1,8	5	0	0,04	0,00
Storfossen-Storsela	1,4	0	0	0,00	0,00
Storsela og Littsela	1,6	3	0	0,05	0,00
<b>Samlet strekning</b>	<b>5,1</b>	<b>11</b>	<b>0</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>

Det er flere forhold som tilsier at resultatene fra undervannsobservasjonene må tolkes med forsiktighet. For det første er det bare mulig å dokumentere nærvær og ikke fravær gjennom slike undersøkelser. For det andre var effektiv sikt nede i tre-fire meter som følge av stort humusinnhold. Dårlig sikt medførte lav observasjonssannsynlighet, noe som også resulterte i få observasjoner av aure. For det tredje var det en veldig uvanlig sommer i 2018 med langvarig tørke, noe som innebar at store deler av undersøkt strekning hadde vært tørrlagt i mange uker i forkant av undersøkelsen. Erfaringsmessig vil fisk trekke til dypere områder i tørkeperioder.

## 4 Regulerings effekter

I dette kapitlet vurderes effekter på småblank av ulike direkte og indirekte regulerings effekter. I tillegg til generelle regulerings effekter som følge av endringer i vannføringsforhold (**avsnitt 4.2**), er det gjort vurderinger av effekter på grunn av endringer i vanddekt areal (**avsnitt 4.3**), oppdemmingseffekter (**avsnitt 4.4**) og effekter av kraftverksdrift (**avsnitt 4.5**). I tillegg er det vurdert effekter av terskelbygging (**avsnitt 4.6**), effekter av ørekyt (**avsnitt 4.7**) og effekter av trappebygging (**avsnitt 4.8**).

### 4.1 Funn fra prosjektperioden

Det er registrert svært lite 0+ i hovedelva sammenlignet med sideelva Frøyningseelva, noe som kan indikere at rekruttering av 0+ er en flaskehals for bestanden. Et lavt antall 0+ i hovedelva kan være et tegn på at det skjer lite gyting her og at gyting hovedsakelig skjer i sidevassdrag, likt den observert i Frøyningseelva. En alternativ forklaring er at 0+ har mye høyere overlevelse i sideelvene enn i hovedelva. I denne og de fleste tidligere undersøkelser er det påvist lave forekomster av 0+ i hovedelva. Om dette skyldes at småblank ikke gyter i hovedelva og at disse individene har driftet ned fra sideelvene, eller om det er de metodiske forskjellene ved elektrofiske i store elver kontra mindre sideelver som gjør utslaget er usikkert. Sammenholdt med den generelle mangel på historiske data om 0+ tettheter av småblank gjør dette at det er vanskelig å vurdere om det er en regulerings effekt på 0+ i hovedelva.

I hybridsonen var det høy tetthet av årsyngel av både laks og sjøaure, dette viser at stor laks og aure rekrutterer med suksess i denne delen av Namsen. Denne strekningen har en vannføring på nivå med vannføringen mellom Aunfoss og Tunnsjøelva der det var svært lave tettheter av årsyngel av både småblank og aure. En mulig forklaring på den svake rekrutteringen av småblank og aure i Namsen kan være at gytegrøpene fra en så liten fisk blir skylt bort i vårflommen. Fisk på denne størrelsen (rundt 20 cm) graver eggene bare 5-7 cm ned i bunnsstratet der det vil være utsatt for graving ved høye vannhastigheter. Til sammenligning plasserer laksehunnene eggene sine 20-30 cm under stratoverflaten (Barlaup mfl. 1994). Uansett årsak, så vil en svært tynn bestand møte problemer som innebærer redusert gytesuksess, sammenbrudd i gruppedynamikk og større predasjonsfare (Stephens et al. 1999). Alle disse Allee effektene vil potensielt ha negativ påvirkning på kjønnsmodne voksne småblank. Redusert gytesuksess vil forekomme fordi det blir vanskelig å finne andre gytende fisk.

De genetiske analysene viser at småblankbestanden er delt opp i fire forskjellige underbestander, i tillegg til to bestander i Frøyningseelva. Oppdelingen av de ulike underbestandene henger i stor grad sammen med fysiske barrierer for vandring. Det er størst genetisk forskjell mellom de nedre og øvre bestandene. Den genetiske strukturen til småblank er i stor grad styrt av en enveis genflyt fra øvre til nedre områder. Dette betyr at bestandene i de øvre delene ikke mottar nytt genetisk materiale fra noen annen bestand, og de er derfor avhengig av å opprettholde egne tallrike livskraftige bestander. Bestandene i de nedre delene kan derimot tilsynelatende være livskraftige på grunn av at de helt eller delvis blir opprettholdt av immigranter fra bestander oppstrøms. Det ble fanget svært få individer av småblank i områder der anadrom laks har tilgang, fra Aunfoss og ned til Nedre Fiskumfoss («hybridsonen»). Genetiske analyser avdekket at individene i dette området enten var rene anadrom laks eller hybrider mellom anadrom laks og småblank.

Undersøkelsene av vandringer og habitatbruk hos småblank viser at den er mer stasjonær enn det som er kjent hos andre relikte laksestammer. Småblank oppholdt seg innenfor et område på 1123 m<sup>2</sup> halvparten av tiden og i 95 % av tiden innenfor et område på 4416 m<sup>2</sup>. Det var imidlertid stor individuell variasjon i størrelsen på hjemmeområdet. Forekomst av kjønnsmodne småblank ble undersøkt i området Snåsamoen og Mellingselva og de ble her observert fra 15. september til 29. oktober, mens det fra 24. november kun ble observert utgytt fisk. Dette kan tyde på at gytetidspunktet til småblank i dette området i hovedsak er i løpet av september og oktober.



## 4.2 Generelle reguleringseffekter

Av generelle reguleringseffekter er det i første rekke endringer i vannføringsforhold etter regulering som påvirker fiskesamfunnet i Øvre Namsen. I mangel av et undersøkelsesprogram fra perioden før regulering er det ikke mulig å gjøre direkte vurderinger av reguleringseffekter på fiskesamfunnet generelt og småblankbestandene spesielt. Imidlertid foreligger det et betydelig kunnskapsgrunnlag fra andre vassdrag med magasinering og fraføring av vann, som blant annet er omhandlet i en kunnskapsoppsummering om reguleringseffekter som ble utarbeidet av Johnsen mfl. (2010). Når det gjelder fysiske og kjemiske endringer er vanlige reguleringseffekter at det skjer endringer i vannføringsforhold, vannhastigheter, vanddekt areal, temperaturforhold, sedimenttransport og vannkvalitet, noe som kan resultere i en generell habitatdegradering for bunndyr og fiskesamfunn, eller mer akutte effekter som stranding, gassovermetning eller forsursrelatert dødelighet hos bunndyr og fisk (Johnsen mfl. 2010).

Reguleringer fører ofte til økt sedimentasjon av organisk og uorganisk materiale som sand og grus. En utjevnet og lavere vannføring uten ekstremflommer fører på lang sikt til endringer i de fysiske forholdene i en elv (Bogen 1991). Dersom flomvannføringene reduseres vil transportkapasiteten i vassdraget bli endret, og fravær av dimensjonerende flommer medfører økt sedimentering av sand og grus (Johnsen mfl. 2010). Et eksempel på et regulert laksevassdrag med økt sedimentasjon er Eira i Møre og Romsdal. Etter regulering har elvebunnen i de nedre delene fått betydelig mer finsubstrat (Jensen mfl. 2014, Bremset mfl. 2019), noe som sannsynligvis skyldes redusert vannføring og økt sedimentering. Redusert tilgang på hulrom mellom steinene gjør oppvekstforholdene for ungfisk av laks og aure dårligere enn under en normal, uregulert situasjon. Det er også indikasjoner på økt begroing av alger og moser de siste årene, noe som kan skyldes at bunnsubstratet har blitt mer stabilt etter at vannføringen i Eira ble redusert (Jensen mfl. 2007), eller at vannføringsregimet er mindre variabelt i forhold til naturlige endringer i vannføring. I Eira er det de siste årene gjennomført en rekke habitattiltak for å gjenskape skjuleplasser for ungfisk (Jensen mfl. 2014, Jensås mfl. 2018).

Bunndyr er sentrale i næringskjeden i ferskvann og utgjør en viktig del av næringsgrunnlaget for fisk i rennende vann. Vannføring, vanntemperatur, vannkvalitet, bunnsubstrat og begroing er faktorer som regulerer utbredelsen og sammensetningen av bunnsfaunaen i rennende vann (Allan 1994). En vassdragsregulering vil kunne endre en eller flere av disse faktorene og derved også tilbudet av næringsdyr for elvelevende laksefisk. Endringer i vannføringsmønsteret vil endre miljøforholdene og påvirke oppvekstområdene til bunndyrene. Bunndyrenes respons på ulike vannføringsendringer har vært undersøkt i en rekke elver og er svært sammensatte (Armitage 1984, Cushman 1985, Ward & Stanford 1995, Brittain & Saltveit 1989, Malmqvist & Englund 1996). Redusert vannføring vil føre til at vannhastigheten går ned og dette vil bedre forholdene for arter som er mindre strømtolerante, mens arter med spesielle krav til vannhastighet vil være sårbare (Johnsen mfl. 2010).

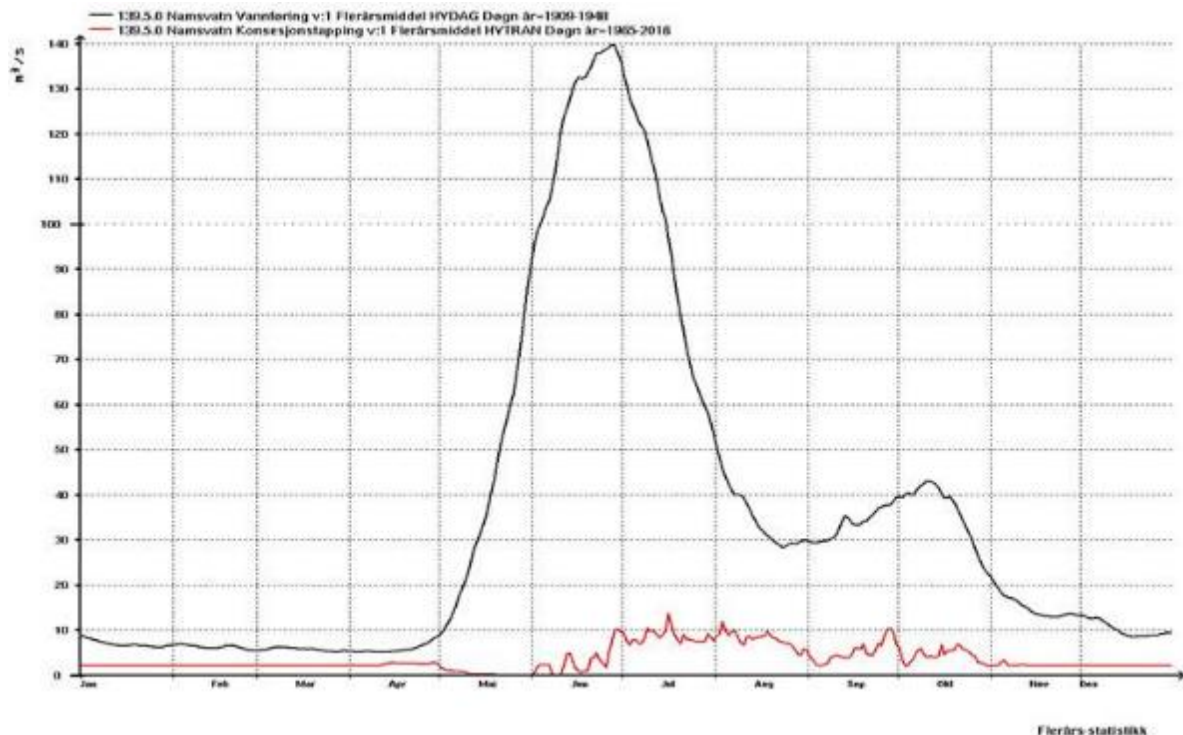
Vassdragsregulering innebærer fysiske inngrep, endringer i vannføring og massetransport som i større eller mindre grad påvirker gyteforholdene hos laks (Johnsen mfl. 2010). Vannføringen i gyteperioden blir som regel redusert etter regulering, noe som kan medføre reduserte vanddybder og vannhastigheter i gyteområdene. En annen reguleringseffekt kan være økt sedimentering av finpartikulært materiale som følge av fravær av naturlige spyleflommer (Reiser mfl. 1989, Sear 1993). Dette kan føre til så store endringer i bunnforholdene at tidligere gyteområder blir ødelagt (Adams & Beschta, 1980, Nelson mfl. 1987). Fysiske inngrep som bygging av dammer og terskler kan også medføre tap av gyteområder (Johnsen mfl. 2010). Samlet kan disse endringene føre til en betydelig redusert tilgjengelighet på egnete gyteområder. I tillegg til tap av gyteområder kan reguleringer også forringe kvaliteten på gjenværende gyteområder. Dette kan skje som følge av økt sedimentering eller reduserte vannhastigheter, som i neste omgang kan redusere vanngjennomstrømming og oksygentilførsel til eggene i gytegroppa (Chapman 1988). Økt innhold av finpartikulært materiale kan også tette til porene i elvesubstratet, slik at yngel ikke kommer seg ut av gytegroppa (Witzel & MacCrimmon 1980).

Våre undersøkelser har påvist gyteklar småblank i Mellingselva og i disse områdene virker småblanken å gyte mellom september og oktober. Det er fremdeles begrenset kunnskap om

gytebiologi til småblank og hvordan det varierer mellom lokaliteter. Gytetidspunkt er regnet som et karaktertrekk hos hver enkelte laksebestand som er tilpasset lokale temperaturforhold (Heggberget 1999). Det er derfor sannsynlig at betydelige endringer i temperaturregimet vil føre til at gytetidspunktet blir påvirket av dette, noe som kan ha negative konsekvenser for en bestand. Temperaturøkning vil øke hastigheten på eggutviklingen og kan føre til framskyndet tidspunkt for klekking og første næringsopptak. Slike avvik fra naturtilstanden kan ha negative effekter dersom yngelen kommer opp for å ta til seg næring på et ugunstig tidspunkt i forhold til flom (Jensen & Johnsen 1999), temperatur, forekomst av næringsdyr eller andre faktorer som påvirker vekst eller overlevelse. Samtidig er det også litteratur som viser at en økning i temperatur kan være gunstig eller ha ingen effekt (Skoglund et al. 2011). I det motsatte tilfelle der temperaturen er blitt redusert kan dette føre til en forsinkelse som igjen vil avkorte lengden på vekstsesongen og påvirke overlevelsen negativt (Einum & Fleming 2000). Undersøkelser i Sautso i Altaelva tyder på at eggene klekker betydelig tidligere (to-tre uker) etter regulering enn før regulering, og at klekkingen er spredt over et lengre tidsrom enn tidligere (Ugedal mfl. 2008). Også i Stjørdalselva tilsier beregninger at egg av både laks og aure klekker tidligere etter regulering øverst i vassdraget, og at dette sannsynligvis skyldes temperaturendringer som følge av reguleringen (Arnekleiv mfl. 2006). Tidspunktet for når yngelen kommer opp av substratet er derimot ikke endret, og heller ikke vanntemperaturen ved første næringsopptak.

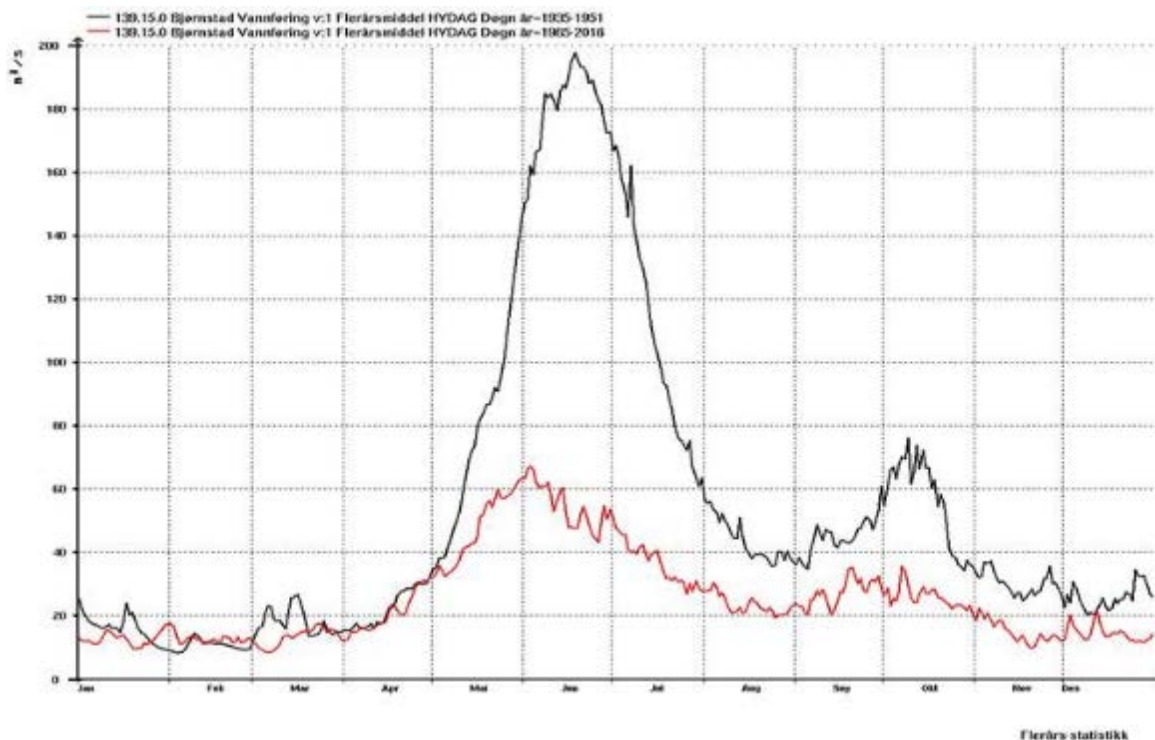
### 4.3 Endringer i vannføring og vanddekt areal

De mest omfattende reguleringseffektene i øvre deler av Namsenvassdraget er endringer i vannføringsforhold. Reguleringene av magasinene i Namsvatnet, Limingen, Tunnsjøen og Tunnsjøflyan påvirker som følge av fraføring av vann hele elvestrekningen fra utløpet av Namsvatnet til samløpet med Tunnsjøelva. Denne 70 km lange elvestrekningen utgjør en stor andel av de totalt 90 km som utgjør leveområdet til småblank. I perioden mellom 1. mai og 1. november er det pålagt en minstevannføring på 12 m<sup>3</sup>/s målt ved Bjørnstad vannmerke. I perioden mellom 1. november og 30. april er det en minstevannføring på 2 m<sup>3</sup>/s ut fra Namsvatnet. Endringene er størst øverst i vassdragsavsnittet med fraføring av vann og før avrenning fra sideelver og -bekker bidrar til å øke vannføringen i hovedelva. Dette gjelder spesielt Namsen nedstrøms Namsvatnet (**figur 50**) og i Tunnsjøelva nedstrøms Tunnsjøflyan. I elvas hovedstreng, nedstrøms Namsvatnet har middelvannføringen blitt redusert fra om lag 35 m<sup>3</sup>/s før regulering til om lag 3,5 m<sup>3</sup>/s etter regulering (Arnt Eivind Bjøru, NTE, personlig meddelelse). Endringene etter regulering er spesielt store i snøsmeltingsperioder om våren, da vårflommen er redusert fra 130-140 m<sup>3</sup>/s til 10-15 m<sup>3</sup>/s (**figur 50**). Dette gjelder strekningen før samløpet med Storelva som kommer inn ovenfor Storfossen (årlig snittvannføring for Storelva på 6,3 m<sup>3</sup>/s (NEVINA)). Det er klart at bidraget fra Storelva i mye større grad etter regulering enn før regulering dominerer de hydrologiske forholdene på strekningen Namskroken – Mellingselva, på grunn av fraføring av vann. Hvordan bidraget fra Storelva varierer gjennom året har vi ikke data på og sesongmessige endringer i vannføring, og temperatur bør undersøkes for å finne ut om dette kan være variabler som forklarer våre observasjoner av svært lave tettheter av småblank på dennes strekningen.



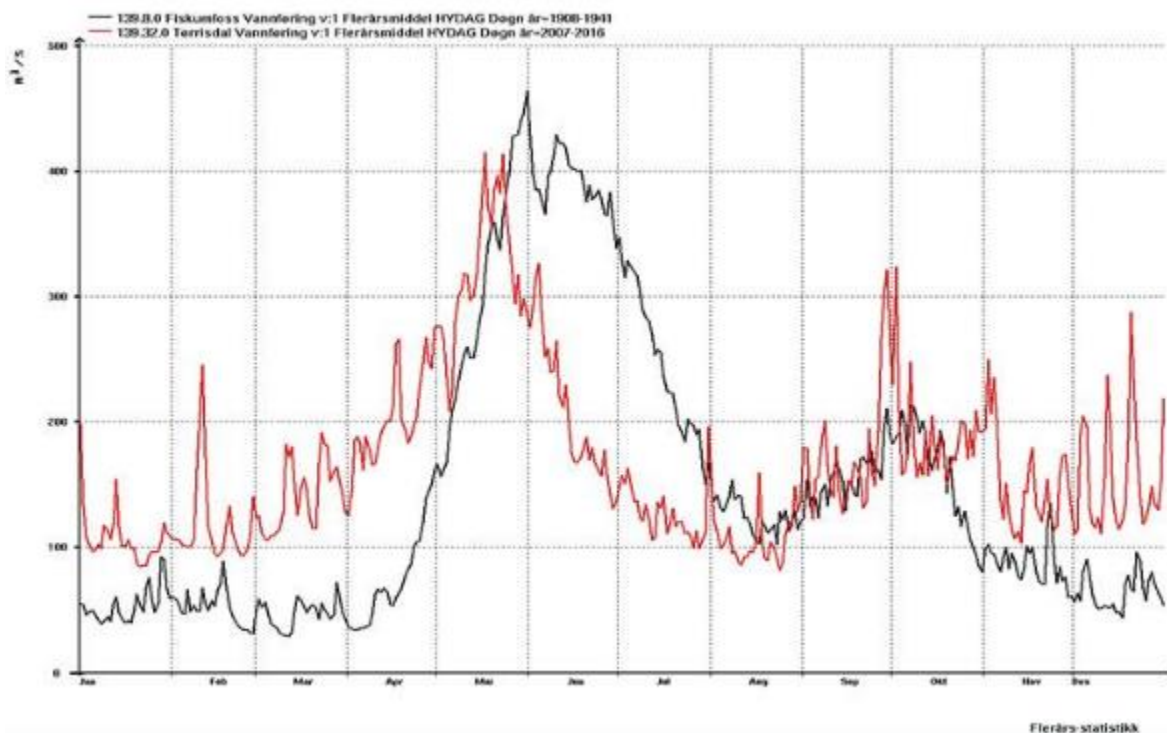
**Figur 50.** Middelvannføring gjennom året ( $m^3/s$ ) ved utløpet av Namsvatnet for uregulert periode (1909-1948) (svart kurve) og regulert (tapping og overløp over dammen) i perioden 1965-2016 (rød kurve). Figuren er utarbeidet av Arnt Eivind Bjøru hos NTE og data er hentet fra NVEs nasjonale vanddatabase.

I Namsen ved Bjørnstad er vannføringsendringene etter regulering (**figur 51**) en god del mindre enn ved utløpet av Namsvatnet, noe som skyldes at hovedstrengen tilføres betydelige vannmengder fra de uberørte sidevassdragene Storelva og Mellingselva. Middelvannføring i uregulert og regulert tilstand er beregnet til henholdsvis 53 og 25  $m^3/s$  (Arnt Eivind Bjøru, NTE, personlig meddelelse). I de fire første månedene av året har det blitt relativt små endringer i vannføring etter utbygging ved Bjørnstad. I hovedperioden for snøsmelting har det derimot blitt vesentlig lavere vannføringer etter regulering, ved at flomtoppene er redusert til mindre enn en tredjedel av naturlig nivå (**figur 51**). Spesielt er vannføringen i slutten av mai lav, der det ut fra kurvene i figur 51 ser ut til å være under  $2m^3/s$ . Det kommer antageligvis et stor bidrag fra Storelva i denne perioden grunnet snøsmelting, noe som forklarer økning i vannføring ved Bjørnstad på våren. Dette vil påvirke fiskebestander negativt, ved tilgang til et betydelig mindre areal i denne perioden og dermed økt sjanse for dødelighet. Tilsvarende er det merkbart redusert vannføring i perioden september-desember, før vintersituasjonen med lignende vannføringsforhold starter rundt årsskiftet.



**Figur 51.** Middelvannføring ( $m^3/s$ ) gjennom året målt ved Bjørnstad vannmerke for uregulert periode 1909-1948 (svart kurve) og regulert periode 1965-2016 (rød kurve). Figuren er utarbeidet av Arnt Eivind Bjøru hos NTE og data er hentet fra NVEs nasjonale vanndatabase.

Fra utløp av Tunnsjøelva og nedstrøms har Namsen i dag en vintervannføringen som er høyere enn i perioden før regulering og vårfloppen kommer litt senere. Siden området ikke har redusert vannføring påvirkes det derfor ikke i like stor grad hydrologisk som elva ved Namskroken og Bjørnstad (**figur 52**).



**Figur 52.** Vannføring ( $m^3/s$ ) i Namsen ved Fiskumfossene pr middeldøgn for fullstendig uregulert periode 1908-1941 og fullstendig regulert periode 2007-2016. Figuren er utarbeidet av Arnt Eivind Bjøru hos NTE og data er hentet fra NVEs nasjonale vanddatabase.

Det er godt dokumentert at det er en sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal (Forseth og Harby 2013), men denne sammenhengen er ikke-lineær og i stor grad avhengig av elveavsnittets utforming. I bratte elvedaler vil redusert vannføring i begrenset grad redusere vanndekt areal, mens vanndekt areal i brede og grunne elveavsnitt vil bli vesentlig redusert. Elveavsnitt med en trauformet utforming vil utgjøre en mellomting mellom disse to ytterlighetene. Det er flere elvestrekninger i Øvre Namsen som fra naturens side er brede og grunne. Ett av disse områdene er mellom Brekkvasselva og Breifossen (**bilde 11**), som er blant områdene i Øvre Namsen der det er funnet størst forekomst av småblank. Over hele den om lag to kilometer lange strekningen mellom den store kulpen ved Brekkvasselv og Breifossen måler elvetverrsnittet mellom 100 og 150 meter, og store deler av elvestrekningen har vanddybder på noen få desimeter ved midlere vannføringer. På denne strekningen kan det i perioder med lavvannføring trolig være stor reduksjon i vanndekt areal. Dette bør undersøkes grundigere med innsamling av hydrologiske og hydrauliske data for å kunne fastslå omfanget av reduksjon for området.



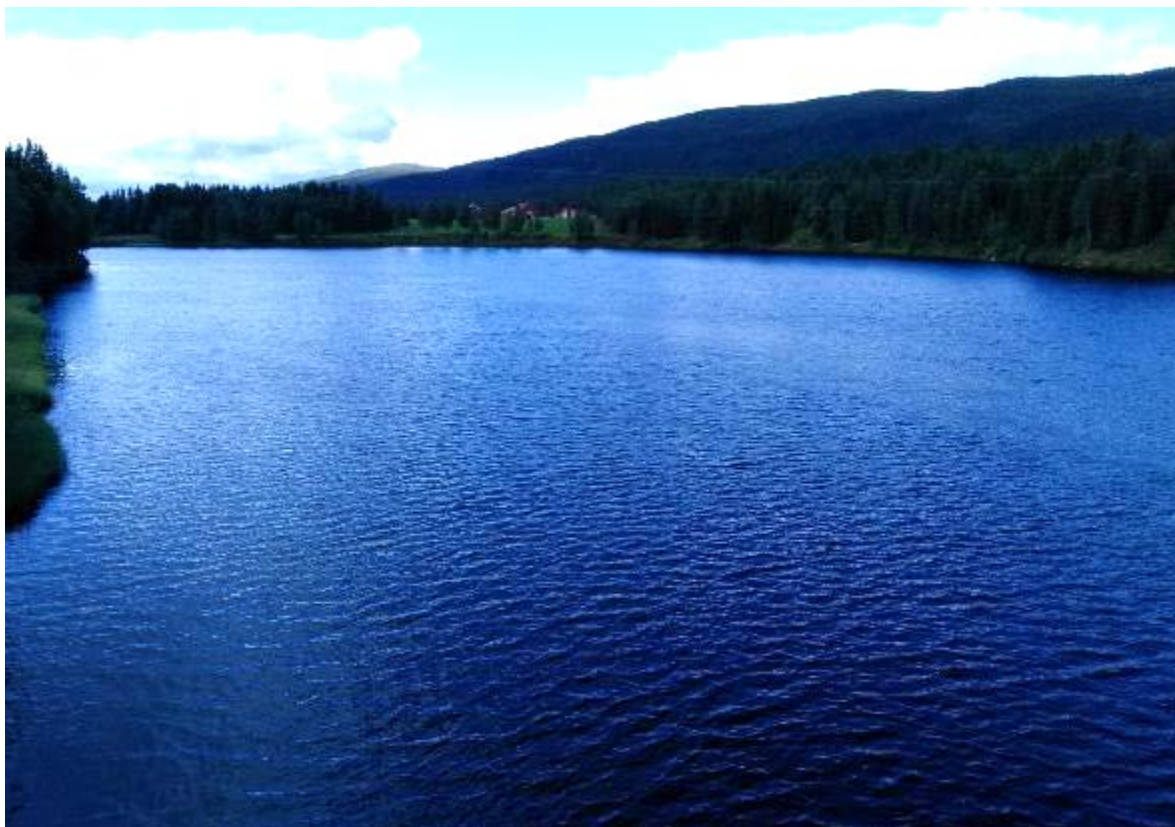


**Bilde 11.** Det viktige leveområdet for småblank ved Breifossen nedstrøms Brekkvasselv er relativt grunt, noe som medfører at vanddekt areal varierer betraktelig med nedbørsmengder og vannføring. Illustrasjonsbildet fra området like oppstrøms Revholmen er tatt 7. juli 2010, da vannføringene ved Bjørnstad vannmerke var 15-20 m<sup>3</sup>/s. Flyfoto: [www.kart.finn.no](http://www.kart.finn.no).



#### 4.4 Effekter av oppdemming

Elvekraftverkene i Nedre Fiskumfoss, Øvre Fiskumfoss, Aunfossen og Åsmulfossen ble bygd i henholdsvis 1946, 1976, 1959 og 1973. Den yngste utbygging er altså 43 år og har over lang tid påvirket habitatforholdene, blant annet ved at en del tidligere strykområder er demt opp og har fått et stilleflytende, innsjølignende preg (**bilde 12**). En typisk effekt av oppdemming er økt sedimentering, som på sikt fører til at opprinnelig elvesubstrat blir dekket til og tetter til skjul for fisk (Johnsen mfl. 2010). Reduserte vannhastigheter og færre dimensjonerende flommer reduserer den hydrauliske variasjonen i regulerte vassdrag, og bidrar til at sedimentene blir liggende istedenfor å bli transportert nedover vassdraget. En kombinert effekt av reduserte vannhastigheter og økt sedimentering av finsubstrat er en generell habitatdegradering for småblank. En mulig medvirkende faktor til lavere tettheter av småblank i magasiner kan også være at dette habitatet egner seg for stor, fiskepisende aure, som kan føre til økt dødelighet for småblanken.



**Bilde 12.** Etablering av elvekraftverkene i Namsen har endret habitatforholdene etter oppdemming, fra rasktflytende elveparti til mer sentflytende områder med tilnærmet innsjøpreg. Foto: Gunnbjørn Bremset, NINA.

## 4.5 Effekter av kraftverksdrift

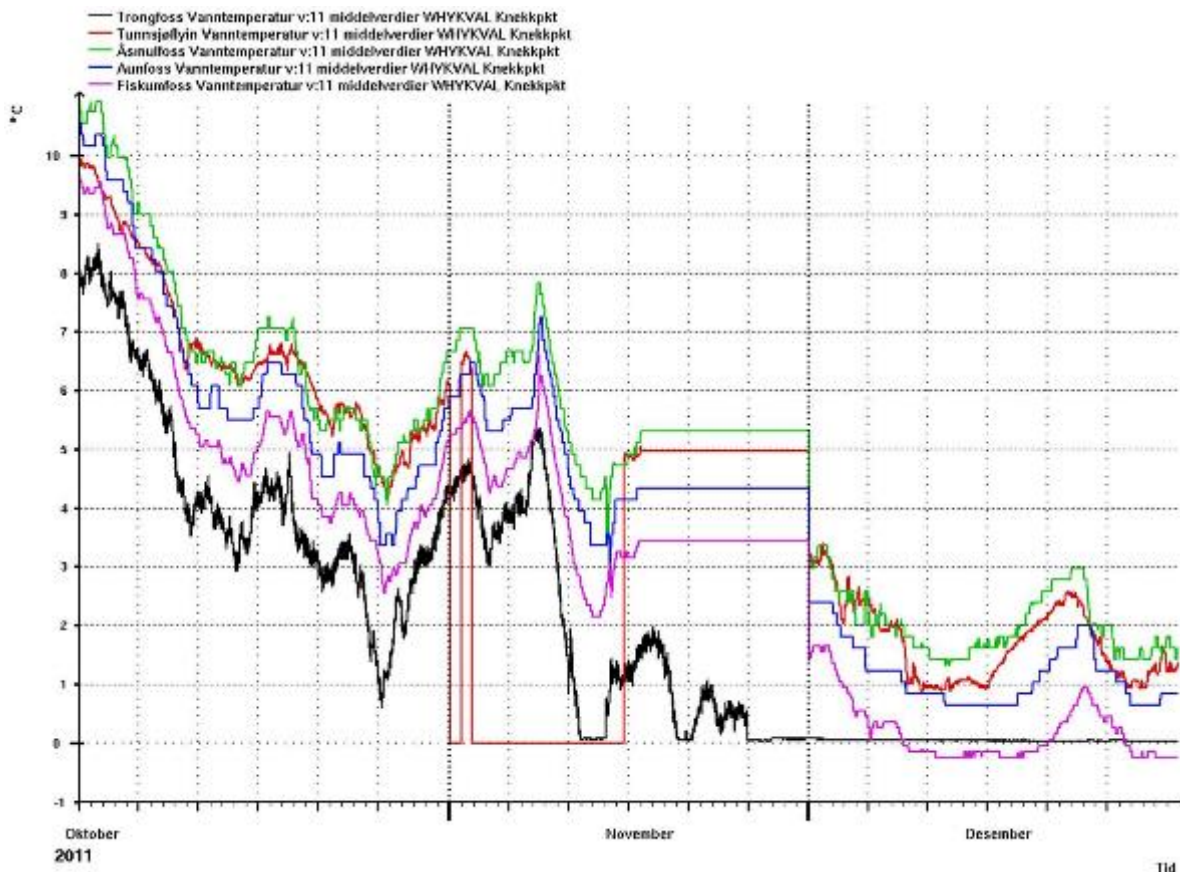
Fiskesamfunnet i utbredelsesområdet til småblank er berørt av både magasinkraftverk og elvekraft, noe som gjør at effekter av kraftverksdrift vil variere mellom ulike vassdragsavsnitt med småblankforekomst. Ved vurdering av effekter av kraftverksdrift er det naturlig å vurdere endringer i vanntemperatur, vannføring og vanddekt areal, samt vurdere om gassovermetning er en aktuell problematikk.

### 4.5.1 Effekter på vanntemperaturer i Namsen

Vanntemperaturen er styrende faktor for både fysiske, kjemiske, biologiske og økologiske prosesser som skjer i magasin og elv. Temperatur påvirker viktige biologiske mekanismer som fysiologi og adferd hos fisk og bunndyr. For fisk generelt er vanntemperaturen viktig for gytetidspunkt, eggutvikling og vekst, og er sammen med næringstilgang de viktigste faktorene for fiskens vekst i rennende vann.

Strekningen Namsvatn - Bjørnstad vil om vinteren ha både større vannføring og høyere vanntemperatur (1.november - 30. april) enn før regulering på grunn av fast minstevannføringspålegg med slipp av 2 m<sup>3</sup>/s. Etter regulering har andelen varmt overflatevann fra Namsvatnet til Namsen blitt mindre og andelen av vannføringen fra Storelva til Namsen om våren er større nå enn før regulering. Dette kan bidra til kaldere vann om sommeren, noe som kan ha stor betydning for når yngelen kommer opp av grusen om våren. Vi har ikke hatt tilgang til temperaturdata fra strekningen Namskroken og nedover, men det er sannsynlig at lavere vannføring og et større bidrag fra Storelva har endret temperaturprofilen her, basert på generell kunnskap om regulerte vassdrag (Vaskinn 2010). Slike typiske endringer vil være at strekningen med redusert vannføring har høyere temperaturer og større flukturasjoner på sommeren og lavere temperaturer på vinteren. På høsten og våren vil det også forekomme større variasjoner. Det er imidlertid viktig å være klar over at dette også i stor grad påvirkes av grunnvannstilsig. Lav vannføring på vinteren, kombinert med kalde temperaturer, vil kunne redusere overlevelsen til både småblank og aure på strekningen. Generelt for laksefisk kan man si at kalde temperaturer på sommeren fører til lav vekst og varmere temperaturer øker veksten opp til et visst punkt. For høy temperatur på sommeren vil igjen føre til redusert vekst og økt sannsynlighet for redusert overlevelse. For laksunger i elv vil veksten avta etter 15 °C, som er det optimale, og veksten stopper opp når temperaturen nærmer seg 23 °C. Laks i elv har en dødelig temperaturgrense som begynner ved 27,4 °C og en absolutt dødelighet ved 33 °C (Jonsson & Jonsson 2009; Elliot og Elliot 2010).

Temperaturdata fra høsten 2011 (**figur 53**) gir muligheter for sammenligning av vanntemperaturen i Namsen ovenfor og nedenfor Tunnsjøelvas utløp. Disse dataene er ikke spesielt innsamlet for formålet, så det er mulighet for mindre kalibreringsfeil. Data er stilt til rådighet fra NTE ved Arnt Eivind Bjøru. Temperaturdataene indikerer at det om høsten kommer varmere vann fra Tunnsjøen/Tunnsjøflyene gjennom Tunnsjødal kraftverk og ned i Namsen. Dette fører til en temperaturøkning i Namsen på omkring 2°C nedenfor samløpet med Tunnsjøelva (Åsmulfoss) i perioden fra slutten av september til slutten av november. Vanntemperaturen i perioden synker med avstanden nedover elva fra samløpet med Tunnsjøelva. Vanntemperatur ved Trongfoss (Trones; ovenfor Tunnsjøelvas utløp) og ved Nedre Fiskumfoss er ikke vesentlig forskjellige i observasjonsperioden.



**Figur 53.** Vanntemperaturer på fem målepunkt i Namsenvassdraget i oktober-desember 2011. Målepunktet i Trongfossen er oppstrøms utløp av Tunnsjøelva, mens målepunktene i Åsmulfossen, Aunfossen og Nedre Fiskumfoss er nedstrøms utløp av Tunnsjøelva. Målepunktet i Tunnsjøflyene ligger oppstrøms inntaket til Tunnsjødal kraftverk. Data er innhentet fra Arnt Eivind Bjøru i NTE.

## 4.6 Effekter av terskelbygging

For å opprettholde vannspeilet i hovedelva på strekninger hvor den naturlige vannføringen er redusert, er det etablert flere terskler. Dette gjelder spesielt områdene fra Namsskogan sentrum og nedover i vassdraget. I hovedelva er det bygd terskler ved Helvetesfossen, Mattisflya, Namsskogan sentrum, Bjørhusdal og Kjelmlyfossen (**bilde 13**). De to øverste tersklene er lokalisert oppstrøms Storfossen, og er derfor utenom utbredelsesområdet til småblank. I tillegg er det bygd ni terskler i Tunnsjøelva for å opprettholde vannspeilet i de såkalte selene (stilleflytende områder). Terskelbygging vil normalt medføre at vannhastigheten reduseres oppstrøms terskelen. Ved å redusere vannhastigheten og å øke oppholdstiden for vannet i terskelbassenget skjer det en økende grad av sedimentering av finmaterialer som blir fraktet med vannet. På denne måten fungerer tersklene også som sedimentfeller, og over tid vil hulrom i naturlig elvesubstrat tettes til av sedimenter. Fjerning av terskler er gunstig der tersklene har ført til redusert habitatkvalitet, eller i tilfeller der terskler utgjør barrierer for opp og nedvandring av fisk. Fjerning av kunstige terskler fører til en mer naturlig utforming av elvestrekningen, og en mer naturlig sedimenttransport og andre sedimenteringsprosesser. Når det gjelder negative effekter av terskel fjerning må det vurderes om finsedimentene kan inneholde miljøgifter, og man må vurdere de samfunnsmessige effektene av at utseendet på området vil endre seg (Forseth & Harby 2013; Pulg mfl. 2017).





**Bilde 13.** Det er etablert fem terskler for å opprettholde vannspeil i øvre deler av Namsenvassdraget. Terskelen ved Kjelmfossen har såkalt Syvde-utforming. Foto: Eva Bonsak Thorstad, NINA

Bunndyrsamfunnet endres ved at arter og funksjonelle grupper som er tilpasset rasktflytende vann, eksempelvis nettspinnende insektlarver, erstattes av arter og funksjonelle grupper som er tilpasset et liv i stillestående vann (Arnekleiv mfl. 2006).

Når vannet blir mer stillestående etter etablering av terskler på naturlige strykstrekninger, vil andre arter som aure, ørekyt og stingsild kunne etablere tette bestander i terskelbassengene. Etter terskelbygging i Ekso i Hordaland på 1970-tallet ble det funnet en betydelig økning i både tetthet og biomasse av aure i terskelbassenget (Andersen & Kleiven 1988). Tettheten av eldre aureunger var omtrent tre ganger høyere i terskelbassenget enn i det upåvirkete området nedstrøms terskelen. I Namsen synes det også å ha vært en positiv bestandsutvikling for aure. Ifølge lokalbefolkningen fanges det med jevne mellomrom aure på flere kilo i terskelen i Namsskogan sentrum. Under det elektriske båt fisket i dette området september 2011 ble det fanget 21 aurer større enn 200 mm (Bremset mfl. 2012).

I mangel av gode data fra førsituasjonen er det umulig å tallfeste hvilke effekter terskelbygging har på småblankbestanden. Ut fra resultatene som er oppnådd i undersøkelsesperioden 2014-2019 med bruk av en rekke metoder, synes flere av terskelområdene i dag å ha en lavere forekomst av småblank enn i elveområdene som er upåvirket av terskler. Ut fra generell kunnskap om habitatbruk hos laks i ferskvann (Gibson 1993, Heggnes mfl. 1999, Bremset & Heggnes 2001, Armstrong mfl. 2003, Klemetsen mfl. 2003), er det høy sannsynlighet for at lavere vannføring og vannhastighet, økt deponering av finsedimenter og bedre betingelser for konkurrerende arter, samlet sett kan ha hatt en betydelig negativ effekt på småblankbestandene i terskelområdene. Noen av tersklene er imidlertid plassert i områder som før terskelbygging også var stilleflytende områder, og derfor sannsynligvis aldri har vært de best egnede områdene for småblank. En annen viktig effekt av terskler er at de blir vandringsbarrierer for

fiskebestandene i elva og dette kan føre til en oppsplitting av det som tidligere var sammenhengende bestander (Birnie-Gauvin 2017).

Når det gjelder effekter av terskler på andre arter som trepigget stingsild og ørekyt foreligger det ikke data fra inneværende undersøkelsesperiode som kan belyse dette. Imidlertid er det rimelig å anta at ørekyt etter hvert vil danne tette bestander i terskelbassengene, slik det tidligere er påvist i andre sakteflytende deler av Namsenvassdraget (Thorstad mfl. 2006, Heggberget mfl. 2016). Generelt foretrekker ørekyt stilleflytende områder i elvene (Museth 2002), og denne karpefisken har en betydelige høyere reproduksjonsevne enn laksefisk som aure og småblank. Følgelig er det sannsynlig at ørekyt kommer til å bli den tallmessig dominerende arten, spesielt i terskelbassengene. Dette vil gå på bekostning av de naturlige forekommende fiskeartene. I tillegg kan ørekyta bli bytte for aure, slik at det bygges opp en større bestand av fiskepisende aure, som også vil beite på småblank.

## 4.7 Effekter av ørekyt

Ørekyt ble antagelig introdusert til innsjøer i Sanddølavassdraget i Lierne kommune allerede på 1930-tallet. Sener, i løpet av 60- og 70-tallet ble ørekyt innført til Huddingvassdraget i Røyrvik kommune. Etter dette har arten spredd seg nedover i vassdraget til Vektaren, Limingen og Tunnsjøen. I 1997 ble ørekyt påvist i Namsvatnet (Thorstad mfl. 2006). Ørekyt er i løpet av de senere tiårene introdusert til øvre deler av Namsenvassdraget (Thorstad mfl. 2006, Heggberget mfl. 2016), sannsynligvis gjennom spredning via overføringene mellom Vekteren og Namsvatn, samt overføringene fra Vekteren til Limingen og videre til Tunnsjøen, Tunnsjøflyan og Tunnsjøelva. Ørekyt forekommer i dag i Namsvatnet og hovedelva Namsen fra utløpet fra Namsvatnet og nedover i hele vassdraget. Foreløpig er det tynne bestander i de fleste delene av elva, men i noen reguleringsbasseng er det svært tette bestander av ørekyt. Ørekyt finnes i etablerte bestander i Tunnsjøflyan, og er påvist i Tunnsjøelva mellom dammen på Tunnsjøflyan og fossen oppstrøms utløpet fra Tunnsjødal kraftverk i tynne bestander, som tyder på en tidlig etableringsfase i dette området. I Tunnsjøelva fra utløpet av Tunnsjødal kraftverk og videre nedover Namsen til Lassemoen og Åsmulfossen er det nå flere årsklasser og til dels tette bestander av ørekyt, noe som betyr at ørekyt er etablert i det naturlige utbredelsesområdet for småblank. Metodene som ble benyttet til registrering av forekomst og habitatvalg hos ørekyt var teinefiske, elektrisk fiske og garnfiske i utvalgte områder der småblank og ørekyt i dag sameksisterer.

Typisk for spredning av ørekyt er at det er store og eldre individer som utgjør fronten av spredningen. Etter hvert som bestanden etablerer seg skjer det en rask rekruttering gjennom naturlig reproduksjon (Museth 2002). Det kan synes som om det tar to-tre år fra de første store individene av ørekyt i ulike deler av Namsen blir registrert, til det blir en etablert bestand bestående av flere årsklasser.

Resultatene fra teinefiske, rusefiske og elektrisk båtfiske viser at det er svært lite habitatoverlapp mellom ørekyt og småblank, noe som tilsier at det negative potensialet av introduksjon av ørekyt er noe mindre enn fryktet. Imidlertid kan det være mer indirekte påvirkninger fra ørekyt på småblank som ikke er avdekket av ørekytundersøkelsene som ble gjennomført i 2016. Eksempelvis kan det være en viss næringsoverlapp mellom de to artene, selv om de ikke har de samme preferanser for leveområder innenfor elvesystemet. Ørekytbestandene i store deler av hovedelva er så langt i en tidlig etableringsfase. Spesielt i de grunne terskelbassengene i øvre deler av Namsen, kan en ikke se bort fra at ørekyt etter hvert vil etablere tette bestander som kan føre til betydelig konkurranse med småblank og aure.

## 4.8 Effekter av laksetrapper

Siden bygging av laksetrapp i Nedre Fiskumfoss i 1975 (**bilde 14**) har det vandret opp sjøvandrende laks til områder der det tidligere bare var småblank. Blandingssonen for sjøvandrende og stasjonær laksefisk er en elvestrekning på om lag 15 km (inkludert Nesåa), noe som utgjør en betydelig del av det naturlige utbredelsesområdet for småblank. I perioden 1975-1999 vandret det i gjennomsnitt 165 laks per år opp trappa, mens det i perioden 2000-2018 har vandret opp i gjennomsnitt 930 laks, med over 2000 laks i enkelte år (Karlsson mfl. 2018). I prosjektperioden er det for første gang påvist hybridisering mellom anadrom laks og småblank i området mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen (Karlsson mfl. 2018). En sammenligning av sammensetningen i garnfangster fra 1998, 2015 og 2017 viser at andel laks med rent småblankopphav har blitt kraftig redusert fra omtrent 20 % i 1998 til nesten null i de senere år (Karlsson mfl. 2018)..

Siden mengden av sjøvandrende laks i området har økt og hybridisering med småblank skjer, er det grunn til å tro at det er en økt sannsynlighet for at småblank krysses med anadrom laks, noe som fører til lavere rekruttering av laks med rent småblankopphav. Dette støttes videre av at vi i de nyere prøvene kun identifiserte én hybrid med relativt stor andel småblankopphav og fem sannsynlige hybrider med lave andeler småblankopphav i 2015 og 2016, mens prøvene fra 1998 var delt i tre: laks med rent småblankopphav, laks med rent anadromt opphav, og tre individer som var førstegenerasjons hybrider. Den mest nærliggende tolkningen av denne endringen fra



1998 til i dag er at det, etter hvert som det vandret mer anadrom laks opp trappa i Nedre Fiskumfoss, har skjedd en økt hybridisering med småblank, som har ført til en betydelig mindre andel laks med rent småblankopphav.

Det er også undersøkt prøver av laks fanget i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss i 2016 og 2017. Det var spesielt ett individ som med relativt stor sannsynlighet ikke hadde rent anadromt opphav. Det kan derfor se ut til at laks med delvis småblankopphav kan vandre ut i sjøen og komme tilbake for å gyte. Dette vil i så fall bety at det ikke bare er småblankbestanden, men også den anadrome bestanden som blir påvirket av hybridisering. Påvirkningen på den anadrome bestanden er sannsynligvis liten, og vil avta etter hvert som det blir økt dominans av anadrom laks i hybridsonen. Fordi de siste års garnfangster i hybridsonen nesten utelukkende besto av laks med rent anadromt opphav lik den laksen som ble fanget i laksetrappa, har vi ikke mulighet å vurdere hvorvidt utvandring av laks med delvis småblankopphav er avhengig av hvor stor andel småblankopphav fisken har, men det er nærliggende å tro at sannsynligheten for utvandring øker med økt andel opphav fra anadrom laks.

#### 4.8.1 Konklusjon om effekter av laksetrappene

Etter trappebygging i Fiskumfossene har det blitt en omfattende hybridisering mellom anadrom laks og småblank på strekningen nedstrøms Aunfossen. I løpet av de siste to tiårene har andelen laks med rent småblankopphav i hybridsonen minnet dramatisk fra 20-21 % (1998) til 2-3 % (2015-2017). Den store tallmessige overvekten av anadrom laks i hybridsonen vil gjennom konkurranse og hybridisering i løpet av overskuelig framtid føre til en funksjonell utryddelse av småblankbestanden nedstrøms Aunfossen. Laks med delvis småblankopphav kan i likhet med laks med rent anadromt opphav vandre ut av vassdraget og innta en normal, sjøvandrende livshistorie. Dersom laksetrappa i Nedre Fiskumfoss (**bilde 14**) stenges vil sjøvandrende laks forsvinne og gjøre det mulig for en reetablering av småblank, enten gjennom naturlig rekruttering fra ovenforliggende områder eller gjennom ulike former for fiskeforsterkende tiltak. Stenging av laksetrappene anses som eneste realistiske tiltak for å hindre utrydding av småblank i dette området.



**Bilde 14.** Laksetrappa i Nedre Fiskumfoss gir sjøvandrende laksefisk tilgang til områder som tidligere bare hadde småblank og stasjonær aure. Foto: Svein Williksen.

## 5 Avbøtende tiltak

### 5.1 Produksjonsevne og forbedringspotensial

Småblankbestanden er av naturgitte grunner sårbar siden den finnes i et avgrenset geografisk område uten muligheter til å utvide leveområdet sitt. Bestanden har de siste tiårene blitt utsatt for omfattende menneskelige påvirkninger, i første rekke ved at vann i forbindelse med kraftutbygging er fraført store deler av naturlig leveområde. Som følge av vannkraftutbygging har det skjedd store fysiske endringer i habitatene som småblank har tilpasset seg til i løpet av mange generasjoner. I tillegg til regulering har småblankbestanden også blitt utsatt for andre menneskeskapte påvirkninger, som introduksjon av sjøvandrende laksefisk og ørekyt til småblankbestandens leveområde og påfølgende endringer i de berørte økosystemene. Summen av disse påvirkningene er potensielt en stor belastning på småblankbestanden, og det er derfor nødvendig å vurdere mulige avbøtende tiltak for å sikre bevaring av bestanden for framtida.

De fiskebiologiske undersøkelsene i perioden 2014-2019 har avdekket til dels store forskjeller i nåværende forekomst av småblank i ulike vassdragsavsnitt. I mangel av forundersøkelser er det ikke mulig med sikkerhet å fastslå i hvilken grad disse forskjellene skyldes henholdsvis naturgitte forhold og menneskeskapte påvirkninger. Et fellestrekk for områdene med middels høy og høy forekomst av småblank er at disse er mindre påvirket av menneskelige aktiviteter. De fleste områdene med lav og svært lav forekomst av småblank er ofte kraftig påvirket av menneskelige inngrep som kraftverksdammer, terskelbasseng og fraføring av vann. Som et utgangspunkt er det naturlig å anta at forbedringspotensialet er størst der inngrepene er mest omfattende og nåværende produksjonsevne er lavest. Ut fra produksjonsevne og forbedringspotensial vil det være store forskjeller i hvilket behov det er for tiltak i de ulike delene av Øvre Namsen (**tabell 24**).

De mest aktuelle avbøtende tiltakene for å sikre en langsiktig overlevelse av småblank er i første rekke stenging av laksetrappene (**avsnitt 5.2**), innføring av miljøbasert vannføring på elvestrekninger (**avsnitt 5.3**), fjerning eller modifisering av terskler (**avsnitt 5.4**), iverksettelse av fysiske habitattiltak (**avsnitt 5.4**), bevaring og gjenoppbygging av småblankbestander (**avsnitt 5.5**), etablering av levende genbank for småblank (**avsnitt 5.6**) og andre tiltak som bevaring av urørte sidevassdrag (**avsnitt 5.7**). Vi kan på nåværende tidspunkt ikke tallfeste effekten av de ulike foreslåtte tiltakene og for hvert enkelt tiltak bør det derfor utarbeides en plan for overvåkning slik at tiltaket kan evalueres. Et sentralt spørsmål fra dette prosjektet er for eksempel hvorvidt det er sviktende rekruttering i hovedelva og om avbøtende tiltak kan forbedre denne situasjonen. Det vil derfor bli viktig å kartlegge viktige, eller potensielt viktige, gyteområder i hovedelva for å velge tiltak som med størst sannsynlighet vil avbøte sviktende rekruttering.

**Tabell 24.** Oversikt over hvilke avbøtende tiltak som er mest aktuelle i ulike vassdragsavsnitt av Namsenvassdraget, med bakgrunn i hvilket forbedringspotensial det er ut fra nåværende forekomst av småblank. Aktuelle tiltak som er vurdert er flytting av villfisk (FV), sikring i genbank (GB), habitatforbedrende tiltak (HT), modifisering av elvemorfologi (ME), miljøbasert vannføring (MV), stenging av laksetrapper (SL) og terskelfjerning/terskelmodifisering (TF). Tiltakene er rangert ut fra viktighet i hvert enkelt vassdragsavsnitt.

Vassdragsavsnitt	Areal (m <sup>2</sup> )	Forekomst	Aktuelle tiltak
<b>Hovedelva</b>	<b>11 045 500</b>	-	-
Storfossen-Mellingselva	300 000	Lav	MV, FV, ME, GB
Mellingselva- Storbekken	915 000	Middels-høy	GB
Storbekken-Sandåa	1 040 000	Svært lav	TF, HT, GB
Sandåa-Bjørhusdalselva	612 500	Middels-høy	GB
Bjørhusdalselva-Litfossen	528 000	Svært lav	TF, GB
Litfossen-Storholmen	1 114 000	Middels-høy	GB
Storholmen-Flåttådalselva	1 008 500	Svært lav-lav	TF, HT, GB
Flåttådalselva-Trongfossen	475 000	Middels	GB
Trongfoss- Tunnsjøelva	519 000	Middels-høy	GB
Tunnsjøelva-Åsmulfossen	800 000	Svært lav-lav	GB
Åsmulfossen-Aunfossen	1 889 500	Svært lav-lav	GB
Aunfossen-Nedre Fiskumfoss	1 844 000	Svært lav	SL, FV, GB
<b>Sideelver</b>			
Tunnsjøelva	306 675	Svært lav	MV, FV, GB
Frøyningsselva	253 900	Høy	GB

## 5.2 Stenging av laksetrapp

Fiskesamfunnet nedstrøms Aunfoss domineres fullstendig av sjøvandrende laks som har gått opp gjennom laksetrappene i Nedre og Øvre Fiskumfoss. Som følge av omfattende hybridisering med småblank i tillegg til asymmetriske konkurranseforhold, kan det forventes en snarlig utryddelse av småblank i hybridsonen. Laks med delvis småblankopphav kan vandre ut i havet og innta et sjøvandrende livsmønster. Undersøkelser i senere år viser at det er til dels høye tettheter av ungfisk av laks og aure i enkelte vassdragsavsnitt mellom Aunfossen og Nedre Fiskumfoss (Sundt-Hansen mfl. 2016, Karlsson mfl. 2018). Dette gjelder i første rekke i sidevassdraget Nesåa og i hovedelva like nedstrøms Aunfossen. I disse områdene som samlet sett utgjør fem-seks kilometer elvestrekning, er det etter vår vurdering forholdsvis store arealer som har egnede habitatforhold for gyting og oppvekst av laks; rasktflytende områder med variert og til dels grovt bunns substrat.

Vår vurdering er at dersom man hindrer oppgang av anadrom laks i laksetrappa i Nedre Fiskumfoss, så kan småblank på nytt etablere seg, enten ved naturlig rekruttering og nedvandring av småblank fra ovenfor Aunfoss eller ved utsettinger, da habitatet i store deler av dette området er egnet for småblank. Sideelva Nesåa vurderer vi som et svært velegna område for produksjon av småblank. Man kan anta at bestanden i hybridsonen vil kunne bestå av individer med anadromt opphav i lang tid etter at man forhindret anadrom laks å vandre opp. Ut fra observasjon av en stor dominans av laks med anadromt opphav og lav andel fisk med småblankopphav i mulige hybrider, samt indikasjoner på at laks med delvis småblankopphav vandrer ut, vil imidlertid laks med anadromt opphav etter hvert forsvinne fra hybridsonen og bli erstattet av småblank. En slik utvikling forventes å ta lang tid og bør utredes videre og overvåkes med sikte på å kunne gjøre riktige tiltak.

## 5.3 Miljøbasert vannføring

I dag mangler det spesifikke krav til minstevannføring i flere deler av leveområdet til småblank der det skjer fraføring av vann etter utbygging. I våre vurderinger av behov for minstevannføring har vi fokusert spesielt på Frøyningselva (**avsnitt 5.3.1**), Namsen nedstrøms Storfossen (**avsnitt 5.3.2**), og Tunnsjøelva (**avsnitt 5.3.3**).

### 5.3.1 Frøyningselva

Omfanget av fraføring av vann fra øvre deler av dette sidevassdraget er relativt begrenset, slik at restvannføringen etter regulering er høy og nær opp til naturtilstanden. I tillegg vil økte nedbørsmengder og økt spesifikk avrenning i perioden etter regulering trolig ha kompensert for noe av vannet som er fraført sidevassdraget. Undersøkelsene som ble gjennomført i 2014 tyder på at bestandsstatus for småblank er tilfredsstillende, slik at det ikke er behov for tiltak for å sikre og styrke bestanden. På grunn av disse forholdene synes det lite aktuelt å innføre spesifikke vannføringskrav for Frøyningselva.

### 5.3.2 Namsen nedstrøms Storfossen

For strekningen nedstrøms Storfossen er det krav om tapping av 2 m<sup>3</sup>/s fra dammen i Namsvatnet i vinterperioden (november-april) og i de øvrige delene av året (mai-oktober) er det pålagt en minstevannføring på 12 m<sup>3</sup>/s målt ved vannmerket på Bjørnstad. Dette innebærer at minstevannføringskrav i perioder kan oppnås gjennom avrenningen fra sidevassdrag. I perioder med mye nedbør i sidefeltet til Mellingselva kan minstevannføringskrav oppnås selv om hovedelva mellom Storfossen og Mellingselva har svært lav vannføring. Siden vannmåler er plassert ved Bjørnstad finnes det etter vår kunnskap ikke data på om slike episoder forekommer og det er her behov for mer nøyaktige vannføringsmålinger gjennom året for å kartlegge eventuelle hydrologiske flaskehals for småblankbestanden. Basert på observasjoner under drivtelling nedstrøms Storfossen i august 2018 ligger de fysiske habitatforholdene (helningsgrad, sammensetning av bunns substrat, tilgang på hulrom) og samlet areal til rette for en betydelig småblankbestand i dette området. Siden habitatet tilsynelatende virker gunstig er det grunn til å se nærmere på vannføringsmønsteret for å finne ut om det kan settes i forbindelse med få observasjoner av småblank i dette området. Observasjon av årsyngel helt oppunder Storfossen

viser at det fortsatt finnes en restbestand av småblank som har gyteområde i øvre deler av naturlig utbredelsesområde, uten tilgang til sideelv. Ut fra svært få observasjoner under drivtelling og lave fangster under elektrisk fiske, tilsier dette en tynn bestand som krever tiltak. Utilstrekkelige krav til vannføring på strekningen nedstrøms Namsvatnet kan være uheldig for alle vannlevende organismer i området, også for småblankbestanden øverst i utbredelsesområdet. De øverste småblankbestandene (i likhet med de isolerte del-bestandene i Frøyningselva) er spesielt sårbare da genetikkanalysene har vist at genflyt utelukkende skjer nedstrøms. Et naturlig første tiltak er å sikre et vannslipp som er tilstrekkelig i alle perioder av året. Dette vil kreve etablering av et nytt vannmerke nedstrøms dammen i Namsvatnet, alternativt et vannmerke like nedstrøms Storfossen. For å kunne utnytte potensialet av området med tanke på småblank (og aure) forutsetter dette at det innføres krav om miljøbasert vannføring som ivaretar habitatkravene til småblank i alle livsstadier.

Et annet moment er at nåværende vannføringsbestemmelser kan ha utilsiktede, negative effekter for småblank og aure. I og med at vannføring reduseres etter 1. november skjer dette etter hovedperioden for gyting hos aure (august-september) og småblank (september-oktober). Dette kan påvirke eggoverlevelsen siden det er en mulighet for at gyteområder som er vanddekt i perioden august-oktober blir tørrlagt på senhøsten og vinteren. Dette må imidlertid undersøkes mer i detalj enn det som er foretatt i denne undersøkelsen. Blant annet bør det regnes på forholdet mellom vannføring og vanddekt areal på ulike strekninger av elva for å se i hvor stor grad nedgangen i vannføring fra oktober til november påvirker vanddekt areal. Avhengig av hva fremtidige undersøkelser vil komme frem til kan en løsning være at vannføringen trappes ned gradvis tidligere på høsten eller at vannføringen holdes på et høyere nivå etter november (jf. Forseth & Harby 2013).

Ved utløpet av Namsvatet, ca. 10 km oppstrøms Storfossen har foregått anleggsvirksomhet i forbindelse med en oppgradering av ny fyllingsdam. Miljøeffekten av dette arbeidet har blitt vurdert av SWECO og Akvaplan NIVA, særlig med tanke på sedimentering og effekter på fiske og bunndyr nedstrøms (Bjørnsen 2018, Bahr 2019 & Skei 2019). Siden våre resultater fra det elektriske fisket ble gjennomført i 2014, og arbeidet med Namsvassdammen ble igangsatt etter 2014, forklarer ikke dette lave fangster av småblank og aure i dette området. Ved drivtelling i 2018 ble også substratet på denne strekningen observert og beskrevet som gunstig for småblank og aure.

### 5.3.3 Tunnsjøelva

I dag er det ingen krav til minstevannføring i Tunnsjøelva, slik at elva i perioder kan ha svært lav vannføring (**bilde 15**). Historisk utbredelse for småblank i Tunnsjøelva er opp til Seterfossen, om lag fem kilometer oppstrøms samløpet med Namsen (Berg 1981). Samlet fall i Seterfossen er mer enn 30 meter, noe som tilsier at fossefallet har vært et absolutt vandringshinder i en lang periode etter siste istid. Vitenskapsmuseet i Trondheim foretok fiskeundersøkelser i Tunnsjøelva i 1978. Under prøvofiske med garn ble det fanget småblank i Litjsela (18 individer) og Storsela (seks individer). Småblank utgjorde 23 % av totalfangsten på disse stedene (Langeland 1979). Dette tyder på at det fortsatt var en betydelig forekomst av småblank i Tunnsjøelva på slutten av 1970-tallet.





**Bilde 15.** Tunnsjøelva er store elvearealer tørrlagt i perioder med lite nedbør og lav vannføring. Illustrasjonsbildet fra august 2016 er fra et vassdragsavsnitt i midtre deler av Tunnsjøelva. Flyfoto: [www.kart.finn.no](http://www.kart.finn.no).

Resultatene i dette prosjektet tyder på at bestanden av småblank i det historisk naturlige utbredelsesområdet i Tunnsjøelva er sterkt redusert. Det er naturlig å se dette i sammenheng med den reduserte vannføringa. Sweco Norge AS har på oppdrag fra NTE (Andersen 2018) gjort vurderinger av tiltak i Tunnsjøelva. I denne rapporten slås det fast at (sitat): «Miljøutfordringene i elva vurderes å være knyttet til redusert vannføring, begrensende næringsforhold for ørret, redusert vannstand i seler, samt eventuell introduksjon av tette bestander av ørekyt. For å bøte på dette foreslås en reparasjon og oppgradering av fiskepassasjer i terskler. For å forbedre forholdene ytterligere for fisk og fiske, samt landskapsopplevelsen, vil det være positivt å slippe minstevannføring fra Grøndalsdammen. Dette vil medføre tap i kraftproduksjonen og må sees i opp mot nytten av økt vannføring på miljøverdier. Undersøkelser av vanddekt areal ved ulike vannføringer viser at en får stor nytte selv ved slipp av små vannmengder. Forholdet mellom økt vannslipp og nytte reduseres med høyere vannslipp. I dette tilfellet vises det bratt stigning i vanddekket areal ved vannslipp opp til 0,2-0,4 m<sup>3</sup>/s, avhengig av lokalitet. Det kreves betydelig mer vannslipp for ytterligere økning av vanddekt areal. Slipp på 0,2-0,4 m<sup>3</sup>/s tilsvarer årlig tap av produksjon på hhv. 3,6 og 7,1 GWh. I tillegg kommer engangskostnad knyttet til etablering av minstevannføringsarrangement ved Grøndalsdammen på ca. NOK 3 mill.» (sitat slutt). En økning av minstevannføring til 0,7 m<sup>3</sup>/s vil øke vanddekt areal minst 2,5 ganger (Andersen 2018).

Når det gjelder småblankbestanden i Tunnsjøelva vil enhver økning i vannføring være positiv. For å sikre fortsatte levevilkår for småblank i Tunnsjøelva foreslår vi at det etableres en minstevannføring ut fra Grøndalsdammen på 0.4 - 1 m<sup>3</sup>/s gjennom året. Dette vil øke permanent vanddekt areal, gi småblank i alle livsstadier egnete leveområder og bidra til økt vinteroverlevelse. Under drivtellingene i Tunnsjøelva i august 2018 ble det registrert at det fortsatt er god tilgang på egnet bunnsstrat for småblank, i form av småstein, kuppelstein og større steiner som gir mange skjuleplasser i form av hulrom. Økt vannføring i Tunnsjøelva vil også ha positiv effekt på øvrige organismer, som vannplanter, bunndyr og den storvokste aurebestanden i Tunnsjøelva.

## 5.4 Biotiltak og fysiske habitattiltak

### 5.4.1 Fjerning eller modifisering av terskler

For å opprettholde vannspeilet i hovedelva på strekninger hvor den naturlige vannføringen er redusert, er det etablert flere terskler (**bilde 16**). Fjerning eller modifisering av terskler bør gjennomføres der dette kan bidra til å skape et mer elvelignende og naturlig habitat og dermed øke potensielle områder med egnet habitat for småblank. Det har de senere årene blitt sterkere fokus på betydningen av det fysiske miljøet i elva (Forseth & Harby 2013, Pulg mfl. 2017) og det har også i flere vassdrag blitt fjernet og /eller modifisert terskler for å forbedre habitatet for fisk. Eksisterende kunnskap om effekter av å fjerne tersker gjelder anadrom laks og det er ikke sikkert at den samme effekten oppnås for småblank som er småfallen og fåtallig. Småblank og aure har alle livsstadier i elva til enhver tid og der er derfor viktig å evaluere effekt på alle livsstadier ved en eventuell fjerning eller modifisering av terskel. Det er derfor ekstra viktig å utarbeide en plan for å overvåke og evaluere effekten av et slikt tiltak i Øvre Namsen. Momenter som tilgang på høler med tilstrekkelig vannndybe for overvintring kan ha stor betydning for overlevelse og må også tas hensyn til, i tillegg til tilgang på skjul og vannføring. Hvis fjerning av terskler ikke er mulig bør de modifiseres for å tillate opp og nedvandring av fisk og dermed skape god konnektivitet i elvestrengen.

Et eksempel på gjerning av terskler finnes fra Rygene i Nidelva i Arendal. Der ble to terskler fjernet i 2007 for å øke produksjon av anadrom laks. I dette området dannet tersklene et innsjølignende habitat som ikke var optimalt for laks (Fjeldstad mfl. 2012). Modellering av de hydrodynamiske forholdene i området indikerte at ved fjerning av disse tersklene ville vannføringen bli mer optimal for atlantisk laks og at området hadde potensial for gyting. Etter restaurering ved fjerning av terskler og utlegging av egnet substrat økte eggoverlevelse og ungfisktetthet. Imidlertid har ikke auren vist en tilsvarende respons på tiltaket som laksen (Pulg mfl. 2017).



**Bilde 16.** Vannhastighetene oppstrøms kunstige terskler reduseres vesentlig sammenlignet med naturtilstanden, slik som illustrert ved forskjeller i vannhastigheter oppstrøms og nedstrøms terskelen ved Namsskogan sentrum. Foto: Eva Bonsak Thorstad, NINA.

Et annet eksempel på fjerning av terskler er fra Mandalsvassdraget. I 2016 ble åtte terskler i elva fjernet ved hjelp av gravemaskiner for å skape et mer naturlig habitat for laksen, i tråd med

miljødesignhåndboka (Forseth & Harby 2013). tillegg til fjerning av terskler, har også gytesubstrat blitt lagt ut og det er allerede observert økning i antall gytende fisk i området (Torbjørn Forseth, NINA, personlig meddelelse).

#### 5.4.2 Habitatforbedrende tiltak

Generelt sett er tiltak som forbedrer habitatforholdene i vassdraget av bevaringsbiologiske grunner å foretrekke foran tradisjonelle fiskeforsterkende tiltak som utsetninger av fisk fra kultiveringsanlegg (Anonym 2011, 2014). I øvre deler av Namsenvassdraget er habitattiltak spesielt aktuelle i områder der vannføring, vannhastigheter og sedimenttransport er påvirket av reguleringsinngrep. I områder oppstrøms kraftverksdammer og i terskeldammer vil sedimenttransport avta og avsetning av finsedimenter øke (Johnsen mfl. 2010), slik at oppdemte områder og terskelbassenger ofte vil fungere som sedimentfeller (Bogen 1997). Økte avsetninger av finsedimenter som mudder, silt og sand er observert både i terskelbassenger og inntaksmagasiner i de delene av Namsen og Tunnsjøelva som ble undersøkt i dette prosjektet.

Finsedimenter er svært dårlig habitat for de fleste former for elvelevende laksefisk (Bremset & Heggnes 2001, Klemetsen mfl. 2003), og er spesielt ugunstig for laksunger som har behov for skjul i form av hulrom i bunnsubstratet (Finstad mfl. 2007). Det er grunn til å anta at småblank har lignende habitatkrav og habitatpreferanser som laksunger, slik habitatstudiene tyder på (Norum 2010, Davidsen mfl. 2018). De fiskebiologiske undersøkelsene i perioden 2014-2018 viste spesielt lav forekomst av småblank i områder med lav vannhastighet, mye finsubstrat og lav skjulkapasitet. Slike forhold ble funnet oppstrøms tersklene i Tunnsjøelva (de såkalte selene), og i Namsen i kraftverksdammene og tersklene.

I og med at modifisering og fjerning av terskler er et aktuelt avbøtende tiltak i Øvre Namsen (**avsnitt 5.4.1**), er det naturlig å se spesielt på hvilke habitatforbedrende tiltak man kan iverksette i områdene oppstrøms de tre tersklene ved Namsskogan, Bjørhusdal og Kjølmyrfossen. Ved en eventuell fjerning av disse tersklene vil både de hydrologiske og hydrauliske forholdene i de tidligere terskelbassengene bli vesentlig endret. Over tid vil mye av de avsatte finsedimentene bli transportert nedstrøms, slik at det etter noen år oppstår en ny likevekt mellom transport og deponering av finsedimenter. Imidlertid vil det trolig ta svært lang tid før mesteparten av finsedimentene, som er avsatt i løpet av flere tiår etter terskelbygging, er transportert bort fra influensområdet til tersklene. Følgelig bør det vurderes om det også skal iverksettes tiltak som framskynder denne prosessen.

Det finnes flere muligheter for å modifisere bunnsubstratet i elver (Sæterbø mfl. 1998, Pulg mfl. 2018). En mulighet er å gjennomføre mudring og slamsuging for å fjerne mesteparten av finsedimentene, slik man ofte gjør regelmessig i havneområder i tilknytning til større elver. En annen mulighet er å sortere ut finsedimentene og tilbakeføre grovt substrat, slik det nylig er gjennomført på to forsøksfelt i Eira (Jensen mfl. 2014). Andre varianter for å forbedre substratet er ripping, harving og spyling (Pulg mfl. 2018). En mer ressurskrevende mulighet er å tilføre grovere substrat og etablere steinsettinger med egnet substrat, slik det blant annet er gjort i Gaula (Bremset mfl. 1994) og Eira (Jensen mfl. 2007). Det finnes følgelig flere aktuelle muligheter for å forbedre eller tilbakeføre bunnsubstratet i habitatdegraderte områder, og det bør derfor gjøres detaljerte tiltaksanalyser før det blir tatt stilling til hvilke tiltak som skal iverksettes.

#### 5.4.3 Modifisering av elvemorfologi

På strekninger med sterkt redusert vannføring og minstevann vil ikke alltid det naturlige elveløpet være tilpasset vannføringen. Det fysiske miljøet endres og vi får typisk lite vanddyp, strekninger med lav vannhastighet og oppsamling av finstoff (Forseth & Harby 2013). Slike områder vil også kunne være utsatt for bunnfrysing ved svært lave temperaturer på vinteren og fungere som en flaskehals for fiskeproduksjon. Der endring i vannføringsmønster ikke er mulig kan et alternativ tiltak være «elv-i-elv», som i grove trekk innebærer at det graves ut et smalere løp i eksisterende elveløp. Her kan det legges inn vekslinger mellom kulplignende områder og grunnere strykpartier. Ved hjelp av buner, forbygninger og steinutlegging innsnevres elva slik at vannhastighetene øker og elva svinger mer innenfor elvesenga. En slik variasjon vil gi gevinster

for fiskeproduksjonen i området og trolig lette oppvandringen. Løsningen forutsetter imidlertid at man finner tette lag i bunnmaterialet uten å måtte grave for dypt. For å gjennomføre et slikt tiltak må det utføres grunnundersøkelser for å sikre at «elv-i-elv» gir ønsket effekt. Et slikt tiltak kan tenkes som en mulighet i enkelte områder av Namskroken og Tunnsjøelva der det er svært redusert vannføring og lav fiskeproduksjon. En annen fordel med «elv-i-elv» er at man lager et habitat som er mindre tilpasset ørekyt som stadig spres seg til nye områder av vassdraget og som kan være en trussel både mot aure- og småblankproduksjonen i vassdraget.

## 5.5 Bevaring og gjenoppbygging av småblankbestander

I flere vassdragsavsnitt med lav forekomst av småblank vil det være behov for gjenoppbygging av småblankbestanden for å hindre ytterligere bestandsnedgang og eventuell utryddelse. I noen tilfeller vil det kunne være aktuelt med flytting av villfisk, slik som i Namsen nedstrøms Namskroken (**avsnitt 5.5.1**) eller i utvalgte sidevassdrag med høyt naturlig produksjonspotensial (**avsnitt 5.5.2**), gitt at miljøbetingelsene bedres i disse områdene. I andre områder kan fjerning av påvirkningsfaktor trolig være tilstrekkelig for å sikre en naturlig gjenoppbygging av småblankbestand, slik som i hybridsonen nedstrøms Aunfossen (**avsnitt 5.5.3**). I tillegg til flytting av villfisk og fjerning av påvirkningsfaktor vil sikring i levende genbank (**avsnitt 5.6**) eller vern mot nye inngrep (**avsnitt 5.7**) være de viktigste bevaringstiltakene. Uansett tiltak vil det være viktig med en grundig kartlegging av rekruteringsforhold og en overvåkning av bestanden for å evaluere effekten av tiltaket.

### 5.5.1 Namsen nedstrøms Namskroken

Basert på undersøkelsene i prosjektperioden er området fra Namskroken til oppstrøms utløp av Mellingselva en av strekningene med lav forekomst av småblank. Det er ingen fysiske barrierer som hindrer småblank fra Snåsamoen å vandre oppover mot Storfossen og substratet er tilsynelatende godt egnet, med store steiner og mye hulrom og relativt rask vannhastighet. Følgelig er det grunn til å anta at de svært lave forekomstene av både småblank og aure kan skyldes dårlige miljøbetingelser for elvelevende fisk i dette vassdragsavsnittet. Gitt at miljøbetingelsene i form av økt vannføring og permanent vanndekt areal blir bedret, vil det derfor være et betydelig forbedringspotensial med hensyn til produksjon av småblank og aure.

På bakgrunn av god tilgang på småblank fra nærområdet i Snåsamoen og ingen naturlige vandringsbarrierer, vurderer vi at flytting av villfisk er et formålstjenlig tiltak for å gjenoppbygge småblankbestanden på elvestrekningen opp mot Namskroken. Strandnært elektrisk fiske ved lave vannføringer har vist seg å være en effektiv fangstmetode ved Snåsamoen, slik at det er praktisk gjennomførbart å fange og flytte opp et betydelig antall småblank for å sikre og styrke småblankbestanden i området nedstrøms Storfossen. Så snart det er et tilstrekkelig antall kjønnsmodne individer vil det være grunnlag for bestandsvekst gjennom naturlig gyting og rekolonisering. Det er ingen kjente økologiske, genetiske eller veterinærfaglige betenkeligheter med en slik praksis så lenge man ikke flytter fisk forbi naturlige vandringshindre.

### 5.5.2 Sidevassdrag i småblanksonen

Undersøkelsene i Frøyningselva (Sægrov mfl. 2014) og i Mellingselva (Thorstad mfl. 2011, Bremset mfl. 2014) og genetikkanalysene (kapittel 3.5) av disse viser at bestandene i disse sideelvene er svært viktig for småblankbestanden totalt sett. Den dokumenterte forekomsten av småblank i 14 av sidevassdragene til Øvre Namsen (Berg 1981, Thorstad mfl. 2011, Bremset mfl. 2014) er trolig lavere enn den historiske forekomsten i sidevassdragene. På bakgrunn av funnene i denne undersøkelsen som viser liten forekomst av 0+ i hovedelv og større forekomst av 0+ i sideelvene Mellingselva og Frøyningselva bør alle potensielle sideelver undersøkes med kvantitative metoder og gytebiologien klarlegges.

Det er grunn til å anta at det tidligere var småblank i flere mindre sidevassdrag, og dette gjelder med rimelig grad av sikkerhet Grøndalselva. De senere års undersøkelser har påvist en begrenset forekomst av småblank i den nederste strekningen av Grøndalselva (Thorstad mfl. 2011, Bremset mfl. 2014). Manglende småblankforekomst oppover sideelva kan ikke skyldes spredningsbarrierer i form av fossefall, og det fysiske habitatet ligner mye på det man finner i



Mellingselva, Frøyningelva og Flåttådalselva. Forholdene burde derfor ligge til rette en god forekomst av småblank i Grøndalselva. Imidlertid kan gruvevirksomhet i øvre deler av nedbørsfeltet ha hatt negativ effekt på småblankbestanden i Grøndalselva.

Et mulig tiltak i Grøndalselva og andre sidevassdrag med stor naturlig produksjonsevne er å flytte villfisk fra tiliggende områder. Nåværende småblankforekomst i nedre deler av Grøndalselva er trolig tilnærmet identisk med småblankbestanden i hovedstrengen, og det er ingen fysiske barrierer som hindrer småblank å vandre opp i sideelva fra Namsen. Dette bør undersøkes før en flytting foretas. Følgelig er flytting av villfisk fra Namsen til midtre og øvre deler av Grøndalselva i tråd med moderne, bevaringsbiologiske prinsipper, og er å foretrekke foran mer intensive kultiveringstiltak som bruk av kultiveringsanlegg eller levende genbank (se **avsnitt 5.6**). Dersom de vannkjemiske miljøforholdene er gode er det grunn til å anta at det skulle kunne bli etablert en selvreproduserende bestand.

### 5.5.3 Hybridsonen nedstrøms Aunfoss

I hybridsonen nedstrøms Aunfossen er det forholdsvis store arealer med høy vannhastighet med variert og til dels grovt bunns substrat. Dette gjelder spesielt de øverste delene av Namsen opp mot Aunfossen, samt i Nesåa nedstrøms det absolutte vandringshinderet fem-seks kilometer fra samløpet med Namsen. Ut fra generell kunnskap om habitatbruk og habitatpreferanse hos ungfisk av laks og aure (Heggenes 1996, Bremset 1999, Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001, Armstrong mfl. 2003, Klemetsen med flere 2003, Berg mfl. 2013), og spesifikk kunnskap om habitatbruk hos småblank i Øvre Namsen (Norum 2010, Eikaas 2016, Davidsen mfl. 2018), er det overveiende sannsynlig at småblank vil kunne ta i bruk områder som i dag er fullstendig dominert av ungfisk som er avkom etter sjøvandrende laksefisk.

Undersøkelsene som har vært gjennomført i hybridsonen i senere år har ikke hatt et tilstrekkelig stort omfang til å estimere størrelsen på restbestanden av småblank. De betydelige antall avkom etter sjøvandrende laksefisk vanskeliggjør disse vurderingene, siden svært lav relativ forekomst av småblank i dagens fiskesamfunn innebærer en leting etter en nål i en høystakk. Et enkelt regnestykke kan illustrere dette forholdet. Dersom det årlig gyter om lag 500 hunnlaks med en gjennomsnittsvekt på to kilo i hybridsonen, vil dette gi en rogndeponering i størrelsesorden en-to millioner egg. Gitt at inntil 100 småblankhunner skulle gyte i samme område, vil dette bare resultere i en samlet rogndeponering i størrelsesorden 10 000 egg. I beste fall vil dermed det relative innslaget av småblank være én prosent i hver årsklasse. Habitatbruksstudier tyder på en klumpvis fordeling av småblank (Norum 2010, Eikaas 2016), og drivtelling tyder på at småblank ofte benytter vanskelig tilgjengelige områder. En følge av disse forholdene er at det er ekstra vanskelig å kvantifisere en antatt fåtallig bestand. Påvisning av én småblank i et begrenset materiale fra 2015 (Karlsson mfl. 2018), er derfor en god indikasjon på at det fortsatt finnes en restbestand av småblank i hybridsonen

Reetablering ved hjelp av familiegrupper i levende genbank har vist seg å være effektivt i vassdrag som tidligere var infisert av *Gyrodactylus salaris*, slik som Steinkjervassdragene (Holthe mfl. 2013), Røssåga (Moen mfl. 2011) og Vefsna (Holthe mfl. 2018). Selv om det skulle vise seg å være en svært liten restbestand av småblank i hybridsonen, tilsier tidligere erfaringer at det er praktisk mulig å gjenoppbygge laksebestander på grunnlag av få familiegrupper. Et eksempel som er mer direkte sammenlignbart med situasjonen i Øvre Namsen er redningsaksjonen som ble gjennomført for å berge bestanden av bleke i Byglandsfjorden på begynnelsen av 1970-tallet. Det ble da opparbeidet en stamfiskbeholdning på 187 individer som var avkom etter åtte par bleke som ble fanget i Byglandsfjorden høsten 1982 (Hafsund 1985, Barlaup mfl. 2005). På grunnlag av disse stamfiskene ble det produsert yngel for utsetting fra 1979 (Møkkelgjerd & Gunnerød 1986). Dette har gradvis ført til en gjenoppbygget blekebestand, slik at det i dag er naturlig gyting av bleke i utløpsområdet fra Byglandsfjorden (Barlaup mfl. 2014). Situasjonen for småblankbestanden er imidlertid bedre siden man også har mulighet å tilføre fisk fra områdene oppstrøms Aunfossen som tilhører den samme genetiske gruppen.

En betingelse for at småblankbestanden nedstrøms Aunfossen skal kunne gjenoppbygges er at den ikke blir påvirket av sjøvandrende laksefisk. Dette forutsetter at fiskesamfunnet oppstrøms Nedre Fiskumfoss i framtida utelukkende består av stasjonære fiskebestander ved at vandrende

laks stenges ute. I og med at produksjonen av egg (rognkorn) hos stasjonære bestander av aure og laks er vesentlig lavere enn hos anadrome bestander, vil fisketettheten avta vesentlig med følger for blant annet konkurransetrykk og predasjonsforhold. Konkurransen om plass og føde innen arten vil bli vesentlig redusert som følge av færre konkurrerende artsfrender. Generelt sett er konkurransen innen arten hos ungfisk av laks og aure større enn konkurransen mellom artene (Bremset & Heggnes 2001, Armstrong mfl. 2003, Klemetsen mfl. 2003). Spesielt sterk er konkurransen innenfor samme årsklasse (intrakohort-konkurransen), sterkest uttrykt i tidlige stadier som årsyngel (Einum & Nislow 2005), der det er registrert et fenomen kalt selvtytning (Grant 1993). Etter hvert som avkom etter sjøvandrende laksefisk forsvinner fra hybridsonen, vil det bli bedre tilgang på skjuleplasser og føde for småblank, noe som forventes å ha positiv effekt på både vekst og overlevelse.

Det er mer uforutsigbart hvordan de interspesifikke forholdene i fiskesamfunnet vil bli påvirket av en eventuell trappetenging. I første omgang vil det bli en endring i artssammensetning siden lakseforekomsten blir kraftig redusert ved at den dominerende, anadrome fraksjonen forsvinner. Samtidig vil aurebestanden endre karakter fra overvekt av ungfisk med anadrom livshistorie, til å bli en rent elvelevende bestand med både ungfisk, umoden fisk og voksenfisk. Ut fra generell kunnskap om konkurranseforhold er det grunn til å anta begrenset omfang av konkurranse og nisjeoverlapp mellom stasjonær aure og småblank. Situasjonen vil trolig bli tilsvarende som i områdene oppstrøms Aunfossen, der det generelle bildet er at småblank benytter rasktflytende områder og midtre deler av elva, mens aure i større grad benytter sentflytende områder og de mer strandnære områdene av elva (Norum 2010, Bremset mfl. 2014). En mulig utvikling er at det kan bli flere storvokste aurer som kan være potensielle predatorer for småblank. På den andre siden kan en generell bestandsnedgang hos aure ha motsatt effekt, ved at det vokser opp færre individer som blir store nok til å bli fiskespisere.

Ut fra foreliggende kunnskapsgrunnlag vurderer vi at det er mulig å gjenoppbygge en småblankbestand i hybridsonen mellom Aunfossen og Nedre Fiskumfoss. En absolutt forutsetning for at dette skal være mulig er at småblankbestanden i framtida ikke skal være påvirket av sjøvandrende laksefisk. Etter en eventuell stenging av fiskepassasjen i Nedre Fiskumfoss (se avsnitt 5.1) bør situasjonen overvåkes med tanke på behov for ytterligere tiltak for å sikre, styrke og gjenoppbygge småblankbestanden i hybridsonen.

## 5.6 Levende genbank for småblank

Småblank er ikke sikret i noen av våre levende genbanker for laks, og det er derfor behov for å vurdere bevaringsbiologiske tiltak for å sikre bestanden for framtida. En del melke fra hannfisk av småblank ble på 1980- og 1990-tallet sikret i sædbank for laks. I en periode på 1990-tallet var småblankbestanden også sikret i levende genbank på Haukvik. Ut fra senere tids utvikling og nåværende bestandsstatus vil levende genbank være et aktuelt tiltak for å sikre småblankbestandens overlevelse på lengre sikt. Småblank finnes kun i et begrenset geografisk område innenfor ett vassdrag, og er dermed svært sårbar for miljøkatastrofer som kan skje i dette området. Siden de ulike geografisk avgrensede delbestandene har klare genetiske særtrekk (se **avsnitt 3.4**), er det naturlig at miljømyndighetene vurderer å sikre alle de identifiserte delbestandene av småblank både i sædbank og levende genbank.

Levende genbank blir benyttet i tilfeller der laksebestander er kritisk truet. Tradisjonelt har dette vært brukt i områder der laksebestandene er truet av forsuring, vassdragsregulering og den alvorlige lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. I de senere år har også levende genbank blitt benyttet for laksebestander i Hardangerfjorden spesielt utsatt for lakselus og rømt oppdrettsfisk. Med bakgrunn i at småblank er en unik laksebestand i norsk og internasjonal målestokk (Bourret mfl. 2013, Sandlund mfl. 2014), samt at den senere tids undersøkelser har vist at flere områder har svært lave tettheter, anbefaler vi at småblank får prioritet med tanke på framtidig genbankaktivitet.



## 5.7 Andre tiltak

### 5.7.1 Bevaring av urørte sidevassdrag

Det er kjente forekomster av småblank i 14 sidevassdrag til Namsen med en samlet utstrekning på om lag 50 km (Thorstad mfl. 2011). Leveområdet til småblank er sterkt påvirket av vannkraftregulering i store deler av hovedelva, noe som øker den relative betydningen av uberørte vassdragsavsnitt. I noen av sideelvene til Øvre Namsen er det fortsatt gode forekomster av småblank. Dette gjelder i første rekke Mellingselva (**bilde 17**), Smalvasselva, Frøyningsselva og Flåttådalselva. Forekomstene av småblank i disse sideelvene viser at elvestrekninger med begrenset vannføring og størrelse kan utgjøre viktige leveområder for småblank. Det er derfor viktig for langsiktig bevaring av småblankbestanden at de viktigste sideelvene skjermes mot framtidige inngrep som kan ha negative konsekvenser for småblank og øvrige deler av det naturlige fiskesamfunnet i Øvre Namsen.



**Bilde 17.** I Mellingselva er det områder som er rasktflytende og har grovt bunnsubstrat, og der undervannsobservasjoner har vist at det er gode forekomster av småblank (Bremset mfl. 2014). Fotografi: Ine Cecilie Norum, Fylkesmannen i Innlandet.

### 5.7.2 Etablering av småblankbestander i sidevassdrag

Tromselva er et sidevassdrag hvor det i dag ikke finnes noen småblankbestand (Bremset mfl. 2014), noe som kan skyldes et høyt fossefall like før samløpet med hovedelva (**bilde 18**). Oppstrøms dette fossefallet er det en 10-15 kilometer lang, relativt stri elvestrekning med en gjennomsnittlig bredde på rundt 15 meter. Tromselva har en småvokst aurebestand og ingen andre kjente fiskearter. Det er sannsynlig at Tromselva har et betydelig potensial for etablering av en livskraftig småblankbestand. En mulig måte å etablere en slik bestand på er å fange småblank fra tiliggende områder i Namsen, og sette ut et tilstrekkelig antall individer av begge kjønn i områdene rundt Kvilåsen. Fra dette området har småblank mulighet for å vandre både oppstrøms og nedstrøms. Utsettingene i Tromselva bør starte med et pilotprosjekt og følges opp med overvåking for å kunne optimalisere framtidige tiltak. Dersom pilotprosjektet i Tromselva er

vellykket kan man utrede hvilke andre vassdragsavsnitt som kan være aktuelle for denne typen *in situ* levende genbanker for småblank.



**Bilde 18.** I Tromselva er bare en liten strekning tilgjengelig for småblank, nedstrøms et høyt fossefall (i bakgrunnen) der elva krysses av E6. Foto: Anton Rikstad, Fylkesmannen i Trøndelag.

## 6 Oppsummering og konklusjoner

Undersøkelsene i Øvre Namsen ble gjennomført i perioden 2014-2019. På grunn av stor variasjon i habitatene i undersøkelsesområdet var det nødvendig å benytte flere ulike undersøkelsesmetoder. For registrering av forekomst av småblank viste det seg at drivtelling om natten er en kostnadseffektiv metode. Likedan ga strandnært elektrisk fiske om høsten gode fangster, i motsetning til strandnært elektrisk fiske og elektrisk båtfiske om sommeren. På bakgrunn av de oppnådde erfaringene i første del av undersøkelsesperioden ble drivtelling om natten og strandnært elektrisk fiske om høsten brukt i større omfang mot slutten av undersøkelsesperioden.

Undersøkelsene viser at det er betydelige forskjeller i forekomst av småblank i de ulike delene av vassdraget. De største forekomstene i hovedelva ble funnet ved utløpet av Mellingselva, ved Bjørnstad, ved utløpet av Frøyningsselva, ved Brekkvasselv og ved Trongfossen. I de undersøkte sidevassdragene ble det funnet forholdsvis høye tettheter av småblank i Frøyningsselva og Mellingselva (ikke kvantitative undersøkelser i Mellingselva). En fellesnevner for områder med god forekomst av småblank er habitat med typiske elvekaraktistikk som høy gradient, høye vannhastigheter og jevnt over grovt bunnsubstrat. Et annet fellestrekk er at områdene har liten eller ingen reguleringspåvirkning i form av fraføring av vann, oppdemming eller variasjon i vannføring.

I hovedelva er det til dels svært tynne bestander av småblank i området fra Namskroken og ned til utløp av Mellingselva, i terskelbassengene ved Namsskogan sentrum, Kjelmfossen og Bjørhusdal, samt i de oppdemte områdene oppstrøms kraftverksdammene i Åsmulfossen og Aunfossen. Det ble også funnet svært liten forekomst av småblank i de undersøkte delene av Tunnsjøelva. I området oppstrøms Mellingselva, der det er liten forekomst av småblank, er substratet likt det som finnes nedstrøms utløpet av Mellingselva der det ble fanget mye småblank. Ellers i elva er også områder med lav forekomst av småblank ofte karakterisert av lav vannføring (Tunnsjøelva) eller lav vannhastighet. I tillegg er det i områdene med lav vannhastighet jevnt over fint bunnsubstrat som mudder, silt og sand. Generelt er områder med lav forekomst av småblank betydelig påvirket av ulike former for vassdragsinngrep.

Det ble generelt fanget svært lite årsyngel av småblank i hovedelva Namsen, sammenlignet med sidevassdragene Frøyningsselva og Mellingselva. Dette indikerer at rekrutteringen i hovedelva er lav og kan være en flaskehals for bestanden. Med forbehold om metodiske utfordringer indikerer dette at det er liten gyteaktivitet eller gytesuksess i Namsen. Videre kartlegging av gyteaktivitet og gytesuksess (rekruttering) i hovedelva bør prioriteres i fremtidige prosjekter.

Garnfisket som ble gjennomført i magasinene oppstrøms Åsmulfossen og Aunfossen tyder på en nedgang i tettheten av småblank sammenlignet med tilsvarende undersøkelser i 1978 og 1979. Dette gjelder både samlet fangst av småblank og relativ forekomst sammenlignet med aure. Svært lav forekomst av småblank ble også funnet i disse områdene ved bruk av andre metoder som drivtelling, elektrisk båtfiske og strandnært elektrisk fiske.

I områder med sterk reguleringspåvirkning i form av magasiner og oppdemming, observerer vi størst reduksjon i småblankforekomst, og nedgangen skyldes trolig både direkte og indirekte effekter fra vassdragsregulering. Tilgangen på egnet habitat for småblankproduksjon er begrenset som følge av oppdemming. I områder der sjøvandrende laks har tilgang vil det i tillegg være konkurranse om oppvekstområder der avkom av sjøvandrende laksefisk utkonkurrerer småblank i antall.

På grunnlag av undersøkelsene er det ved hjelp av ulike tilnærminger gjort vurderinger omkring samlet bestandsstørrelse hos småblank. En av disse tilnærmingene var å benytte tetthetsdata fra strandnært elektrisk fiske på en rekke stasjoner for å vurdere samlet bestandsstørrelse. Resultatene fra drivtelling og elektrofiske tilsier at det er lav til meget lav tetthet av småblank i hovedløpet av Namsen på strekningen mellom Aunfoss og utløpet av Mellingselva. Disse metodene gir anslag på hhv. 13 000 og 20 000 småblank over 10 cm, med forbehold om at det er en del usikkerhet knyttet til disse beregningene.

Undersøkelser av vandringer og habitatbruk hos småblank viser at den er mer stasjonær enn det som er kjent hos andre relikte laksestammer. Småblank oppholdt seg innenfor et område på 1123 m<sup>2</sup> halvparten av tiden og i 95 % av tiden innenfor et område på 4416 m<sup>2</sup>. Den maksimale avstanden mellom peilepunktene for individuelle fisk var i gjennomsnitt 242 meter, noe som i praksis innebærer at fiskene oppholdt seg innenfor samme del av elva gjennom hele undersøkelsesperioden. Hjemmeområdet var større for fisk i den øvre del av undersøkelsesområdet, og arealet de brukte økte med alderen på fisken. Det var imidlertid stor individuell variasjon i størrelsen på hjemmeområdet. Kjønnsmodne hanner og hunner av småblank ble fanget under strandnært elektrisk fiske i Mellingselva fram til slutten av oktober, men det er ikke funnet gytemodne individer senere på høsten. Siste observasjon av gytemoden småblank var i slutten av oktober, mens alle individer som ble fanget i november og desember var ferdig utgytt. Med bakgrunn i disse undersøkelsene er det grunn til å anta at hovedperioden for gyting hos småblank i det undersøkte området ved Snåsamoen er i løpet av september og oktober.

Småblank er oppdelt i minst fire ulike delbestander i hovedvassdraget og i tillegg er det minst to genetisk adskilte bestander i Frøyningseelva. Det er til dels store genetiske forskjeller mellom disse bestandene og et potensial for lokale genetiske tilpasninger. Hvorvidt det finnes slike funksjonelle genetiske tilpasninger i de ulike bestandene har ikke blitt undersøkt. Det er nærliggende å anta at småblankbestandene har lokal genetisk tilpasning siden dette finnes hos ulike sjøvandrende bestander av laks med mindre genetiske forskjeller enn det vi observerer mellom småblankbestander. En ytterligere støtte for dette er at miljøet (habitat og vanntemperatur) kan være veldig forskjellig i de ulike delene av Namsen, hvilket legger til rette for lokale tilpasninger for individer med begrenset hjemmeområde slik som observert i disse undersøkelsene.

Den genetiske strukturen til småblank er i stor grad styrt av en enveis genflyt fra øvre til nedre områder. Dette betyr at bestandene i de øvre delene ikke mottar nytt genetisk materiale fra noen annen bestand, og derfor er avhengige av å opprettholde egne store livskraftige bestander. Motsatt kan relativt små bestander i de nedre delene tilsynelatende være livskraftige på grunn av at de helt eller delvis bli opprettholdt gjennom immigranter fra bestander oppstrøms. Ut fra de store genetiske forskjellene mellom de øvre og de nedre bestandene er det imidlertid sannsynlig at genflyten nedstrøms er sterkt begrenset og at de nedre bestandene ikke alene kan bli opprettholdt av immigranter. Bestandene i de øvre delene av småblankens utbredelsesområde er spesielt sårbare og viktige å ivareta, siden de ikke har noen buffer fra andre bestander, men det er også viktig å ivareta de nedre bestandenes mulighet for å opprettholde egne bestander. Det at småblank er oppdelt i flere genetisk adskilte bestander er viktig for å ivareta den samlede genetiske variasjonen, og har sannsynligvis vært en bidragende årsak til at småblank som en isolert ferskvannsbestand har overlevd siden siste istid.

I området nedstrøms Aunfossen sameksisterer sjøvandrende laks med småblank, på grunn av bygging av laksetrappet ved Nedre og Øvre Fiskumfoss. I dette området ble det påvist høye tettheter av laksunger under elektrisk båtfiske og strandnært elektrisk fiske. I 2015 ble det for første gang identifisert hybridisering mellom ferskvannsstationær og sjøvandrende laks i Namsen. Undersøkelser i perioden 2015-2017 dokumenterer at småblank fortsatt finnes i området mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen, selv om det har vært betydelig oppgang av sjøvandrende laks siden 1990-tallet. I de genetiske analysene er det funnet flere hybrider mellom småblank og anadrom laks enn småblank med rent opphav. Resultatene fra alle gjennomførte undersøkelser i hybridsonen er entydige og viser at bestanden av småblank har blitt redusert til et svært lavt nivå.

Ørekyt finnes i dag i tette bestander i Tunnsjøelva fra utløpet av Tunnsjødal kraftverk og nedover til Namsen. I Tunnsjøflyan er det tette bestander av ørekyt, og det er sannsynligvis bare et tidsspørsmål før ørekyt blir etablert med tette bestander i hele Tunnsjøelva. Det ble i 2017 ikke påvist småblank i dette området. Det er sannsynlig at ørekyt i framtida vil bli dominerende i de relativt små og grunne terskelbassengene med lav vanngjennomstrømming i Tunnsjøelva, mens aure og eventuelt småblank vil ha bedre muligheter på strykstrekningene, spesielt i nedre deler av Tunnsjøelva hvor det fortsatt er en viss restvannføring. Resultatene fra teinefiske, rusefiske



og elektrisk båtfiske viser at det er svært lite habitatoverlapp mellom ørekyt og småblank, noe som tilsier at det negative potensialet av introduksjon av ørekyt er noe mindre enn fryktet.

I løpet av undersøkelsesperioden 2014-2019 ble det ved hjelp av en rekke metoder fanget til sammen 2 230 fisker mellom Storfossen og Nedre Fiskumfoss. I elvestrekningen sett under ett dominerte aure fiskefangstene foran småblank, men det var store forskjeller i artssammensetning mellom de ulike vassdragsavsnittene. Trepigget stingsild ble bare fanget i vassdragsavsnittene nedstrøms Trongfossen, mens ørekyt utelukkende ble fanget mellom Trongfossen og Aunfossen. Lengdefordelingen viste at det i områder med småblank var flest individer mellom 110 og 170 millimeter, mens det i områder med sjøvandrende laksefisk var flest individer mellom 35 og 45 millimeter. Denne forskjellen kan forklares med at småblank tilbringer hele livsløpet i undersøkelsesområdet inntil maksimumsstørrelse på om lag 300 millimeter, mens avkom av sjøvandrende laks vandrer ut som smolt når de når en minimumsstørrelse på om lag 100 millimeter.

De viktigste regulerings effektene i Øvre Namsen er endringer i vannføringsforhold, vanndekt areal, og oppdemmingeffekter som følge av magasiner og terskler. I tillegg er det indirekte effekter i form av terskelbygging og bygging av laksetrapp. Introduksjon av ørekyt er kan delvis knyttes til overføring av vann som har ført med seg ørekyt til nye områder, selv om årsaken til at ørekyten er utsetting. Den aller viktigste av disse regulerings effektene er fraføring av vann fra Namsvatnet (Namsen) og Tunnsjøflyan (Tunnsjøelva). I disse berørte områdene i Namsen og Tunnsjøelva er småblank nesten helt fraværende. Som følge av fraføring har småblank fått dårligere leveområder i Tunnsjøelva nedstrøms Seterfossen og det er gjort svært få observasjoner av småblank. Få observasjoner av småblank og også aure nedstrøms Storfossen indikerer også at bestandene her er negativt påvirket. For Tunnsjøelva er det nærliggende å anta at den dårlige bestandsstatusen i all hovedsak kan tilskrives redusert habitatkvalitet og redusert vanndekt areal etter regulering. I området øverst i Namsen (Storfossen-Mellingselva) er ikke dårligere habitatkvalitet årsaken. Derimot kan vannføringsforhold i form av redusert vannføring, vanndekt areal og endret temperaturregime være en viktig årsak. De hydrodynamiske forholdene i denne delen av elva må likevel undersøkes nærmere før det kan konkluderes angående årsaken til den svært lave forekomsten av småblank i dette området. De øverste utbredelsesområdene for småblank, i tillegg til isolerte delbestander som i Frøyningelva, er de mest sårbare da de ikke mottar genflyt fra andre bestander, slik bestandene lengre nedstrøms gjør. I så måte bør det i slike områder være ekstra stor grunn til å være førevar og sikre at disse bestandene blir bevart. Det er minimale negative effekter av regulering i Frøyningelva nedstrøms Frøyningen.

Når det gjelder avbøtende tiltak er det flere mulige fysiske og biologiske tiltak som kan iverksettes for å sikre, styrke og gjenoppbygge småblankbestandene. Slike tiltak er innføring av minstevannføring der dette mangler, samt å undersøke og bedre vannføringsregimet på strekningen nedstrøms Namskroken. Videre vil fjerning eller modifisering av terskler for å skape mer habitat med elvelignede karakter øke potensielle egnet habitat for småblank, samtidig som dette vil minske egnede områder for en uønsket art som ørekyt. På kort sikt er et viktig tiltak å stenge fisketrappen i Nedre Fiskumfoss. Foreliggende kunnskapsgrunnlag tilsier at det er mulig å gjenoppbygge en levedyktig småblankbestand mellom Aunfossen og Nedre Fiskumfoss. En forutsetning for dette er at småblankbestanden i framtida ikke skal være påvirket av sjøvandrende laksefisk. I flere andre vassdragsavsnitt er småblankforekomstene i dag så pass små at det er behov for målrettede tiltak for å sikre og styrke bestanden. Sikring av delbestander i levende genbank vurderes som et aktuelt tiltak for småblank i de fleste vassdragsavsnitt, med unntak av forholdsvis intakte sidevassdrag som Mellingselva og Frøyningelva. I tillegg til bruk av levende genbank for å bevare svake bestander i vassdragsavsnitt, kan flytting av villfisk være aktuelt i sidevassdrag der det fysiske habitatet er egnet for småblank. Sikring i genbank og/eller flytting av fisk må baseres på kunnskap om at småblanken er oppdelt i genetisk adskilte bestander, slik at man ivaretar den genetiske integriteten i hver bestand.

## 6.1 Kunnskapsbehov

Det viktig å se hele systemet i Øvre Namsen med hovedelver og sideelver som ett system. Våre undersøkelser viser at sidevassdrag som Frøyningseelva har delbestander av småblank som er selvopprettholdende og er en svært viktig komponent i den totale bestanden av småblank. Tidligere er det også vist at småblankbestanden i Mellingselva er et svært viktig bidrag for den totale småblankbestanden (Sandlund et al. 2014). Forekomst av, og bidraget fra delbestander av småblank i også andre sidevassdrag er antageligvis av stor betydning for overlevelse av småblank. Dette støttes ytterligere av de få observasjoner av 0+ som er gjort i hovedelva og vurdering av hva som er årsak til disse observasjonene (se kapittel 3.1.2.4 og kapittel 4.1). På bakgrunn av dette mener vi det er behov for grundige undersøkelser av alle sideelvene til Namsen på den strekningen der småblank forekommer.

I denne undersøkelsen har vi påpekt at det er svært lav forekomst av årsyngel i hovedelva og gytebiologi hos småblank er fremdeles lite undersøkt og gyting har ennå ikke blitt observert eller gytegroper funnet. Dette er viktig basiskunnskap som er grunnleggende for å kunne forvalte småblankbestanden på best mulig måte og som kan gi en forklaring på lavt observert tetthet av årsyngel i hovedelva. Dette bør undersøkes nærmere for å kunne evaluere effektene av vassdragsreguleringen og sikre at de rette tiltakene blir satt inn for å sikre småblankens overlevelse.

Generelt styrer vanntemperatur viktige biologiske reguleringsmekanismer hos laksefisk og også småblank. Vanntemperatur påvirker blant annet gytetidspunkt og tidspunktet kan være forskjellig mellom lokaliteter hvis vanntemperaturer er svært forskjellig mellom områder, over tid. Temperatur regulerer i stor grad også vekst og kan også forklare størrelsesforskjeller observert mellom ulike lokaliteter. Vanntemperaturdata i ulike deler av hovedelv og i sideelver er et viktig bidrag til kunnskapsgrunnlaget for Øvre Namsen og måling over tid bør igangsettes raskt.

Vi mangler data om vannføringsforhold og vanddekt areal vinter og sommer i de øverste områdene av Namsen, fra Namskroken til utløp Mellingselva. En grundigere hydrologisk analyse av vannføringsforholdene her vil kunne gi en bedre forståelse av faktorer som påvirker småblankens bestandstetthet og -struktur.



## 7 Litteratur

- Andersen, T.F. & Kleiven, E. 1988. Forandringer i ørretbestanden ed Ekse fra 1976 til 1983. Biotopjusteringsprogrammet - terskelprosjektet, Informasjon nr. 29, 49 sider.
- Anonym 2011. Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk. DN-utredning 11-2011. Direktoratet for naturforvaltning.
- Anonym 2014. Retningslinjer for utsetting av anadrom fisk. Miljødirektoratet, M186-2014. 12 s.
- Andersen, L. E. 2018. Tunnsjøelva: vurdering av miljøforbedrende tiltak. SWECO-Rapport 51028001-R.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. – Fisheries Research 62, 143-170.
- Arnekleiv, J.V., Raddum, G.G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A. & Fergus, T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg av vassdrag i Midt- og Vest-Norge. Rapport Miljøbasert vannføring 3-2006, 79 sider.
- Bahr, Gjermund. 2019. Miljøundersøkelse i Øvre Namsen, Namsvassdammen, Røyrvik kommune 2018. Akvaplan-Niva rapport 60137.01. s. 11-19.
- Barlaup, B.T., Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H. & Sundt, R.C. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. – Canadian Journal of Zoology 72, 636-642
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Martinsen, B.O. & Vetthe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden. DN-Utredning 2005-3, Direktoratet for naturforvaltning.
- Barlaup, B.T. (red.) 2015. Blekeprosjektet. Status og tiltak 2010-2014. LFI-rapport nr. 249. LFI Uni Research Miljø.
- Bagenal, T. 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP-handbook 3, Blackwell, London, 365 sider.
- Berg, M. 1953. A relict salmon, *Salmo salar* L., called "småblank" from the river Namsen, North-Trøndelag. Acta Borealis A Scientia 6, 1-19.
- Berg, O.K. 1984. Utvandring av relikts laks, småblank, fra Namsen, Nord-Trøndelag fylke. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfiske, RU Rapport nr. 15.
- Berg, O.K., Bremset, G., Puffer, M. & Hanssen, K. 2013 Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). – Ecology of Freshwater Fish 23, 544-555.
- Birnie-Gauvin K. Kim Aarestrup K., Riis T.M.O., Jepsen N & Koed A. Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. Aquatic conservation; 27:1345-1349.
- Bjølstad O. K. H. 2018. Økologisk tilstand - strekningen fra Namsvassdammen til Storflya. SWECO-notat, prosjektnummer .
- Bogen, J. 1997. Erosjon og sedimenttransport i Atnavassdraget. I Samlerapport for Atnavassdraget i perioden 1985-1995 (Fagerlund, K.H. & Grundt, Ø., red.). FORSKREF Rapport 02-1997, 35-59.
- Bourret, V., M. P. Kent, C. R. Primmer, A. Vasemagi, S. Karlsson, K. Hindar, P. McGinnity, E. Verspoor, L. Bernatchez, and S. Lien. 2013. SNP-array reveals genome-wide patterns of geographical and potential adaptive divergence across the natural range of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Molecular Ecology 22,532-551.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. Environmental Biology of Fishes 59, 163-179.
- Bremset, G. 1999. Young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) inhabiting the deep pool habitat, with special reference to their habitat use, habitat preferences and competitive interactions. Doktorgradsavhandling i ferskvannsekologi, Zoologisk institutt, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.

- Bremset, G. & Berg, O.K. 1991. Undersøkelse av ungfiskbestander i dypere områder av elv. Biotopjusteringsprogrammet - terskelprosjektet, Informasjon nr. 32, 73 sider.
- Bremset, G., Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. 1993. Forbedring av oppvekstområder for laksefisk i Gaula. NINA Forskningsrapport 041. Norsk institutt for naturforskning
- Bremset, G. & Berg, O.K. 1999. Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. – *Animal Behaviour* 58, 1047-1059.
- Bremset, G. & Hegggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L) and brown trout (*Salmo trutta* L) in lotic environments. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 127-142.
- Bremset, G., Ulvan, E.M., & Thorstad, E.B. 2014. Kartlegging av småblankforekomst i sidevassdrag til Øvre Namsen. Resultat fra undervannsobservasjoner i 2008, 2011 og 2012. NINA Rapport 1058. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Dokk, J.G., Kraabøl, M., Museth, J. & Thorstad, E.B. 2012. Overvåking av småblank i Øvre Namsen. Forsøk med bruk av elektrisk fiskebåt. NINA Rapport 832. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Ulvan, E.M., & Thorstad, E.B. 2014. Kartlegging av småblankforekomst i sidevassdrag til Øvre Namsen. Resultat fra undervannsobservasjoner i 2008, 2011 og 2012. NINA Rapport 1058. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Jensås, J.G., Berg, M., Havn, T.B., Bækkeli, K.A.E., Ulvan, E.M. & Jensen, A.J. 2019. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport fra undersøkelsene i perioden 2014-2018. NINA Rapport 1585. Norsk institutt for naturforskning.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. *American Naturalist* 106: 345-357.
- Davidson, J.G., Eikås, L., Hedger, R.D., Rønning, L., Sjursen, A.D., Thorstad, E.B., Berg, O.K., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E. 2018. Vandringer og habitatbruk til småblank. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-6. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet.
- Eikaas, L. 2016. Home ranges and habitat utilisation of the river-resident Atlantic salmon, *Salmo salar*, småblank. Masteroppgave i naturressursforvaltning, Institutt for biologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Einum, S. & Nislow, K.W. 2005. Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. – *Oecologia* 143, 203-210.
- Finstad, A., Armstrong, J.D. & Nislow, K.H. 2010. Freshwater habitat requirements of Atlantic salmon. I *Atlantic salmon ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J., red.).
- Forseth, T. & Forsgren, E. 2008. El-fiske metodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Berg, M. & Foldvik, A. 2017. Effekter på laks av ulike minstevannslipp i Aura. NINA Rapport 1324. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk. Betydning for laksebestanden. NINA Oppdragsmelding 392. Norsk institutt for naturforskning.
- Fraser, N.H.C. & Metcalfe, N.B. 1997. The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic Salmon. *Functional ecology* 11: 385-391.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology & Fisheries* 3, 39-73.
- Grant, J.W.A. 1993. Self-thinning in stream-dwelling salmonids. – *Canadian Special Publications on Fisheries and Aquatic Sciences* 118, 99-102

- Hafsund, F. 1985. Bygland Fiskeanlegg og redningsaksjonen for Bleka i Byglandsfjorden. Medlemsbladet Fiskesport. Grenland sportsfiskere.
- Heggberget, T.G., Pettersen, O. & Sandlund, O.T. 2016. Fiskeundersøkelser i Storflya, Øvre Namsen, 2016. NINA Kortrapport 44. Norsk institutt for naturforskning.
- Heggberget, T.G. 1984. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. *Journal of Fish Biology* 24: 65-74.
- Heggberget, T.G., Rikstad, A., Thorstad, E.B. & Fiske, P. 1999. Effekter av kultiveringstiltak for laks i Øvre Namsen. NINA Oppdragsmelding 589. Norsk institutt for naturforskning.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. – *Regulated Rivers Research and Management* 12, 155-169.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L., & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. – *Ecology of Freshwater Fish* 8, 1-21.
- Hill, W. G. 1981. Estimation of effective population size from data on linkage disequilibrium. *Genetics Research* 38: 209–216.
- Holthe, E., Florø-Larsen, B., Moen, V., Rikstad, A., Wist, H., Bratberg, S., Graabrek, A. & Utheim, E. 2013. Reetableringsprosjektet i Steinkjervassdragene. Årsrapport for aktiviteten i 2012. Veterinærinstituttets rapportserie 12-2013. Veterinærinstituttet i Trondheim.
- Holthe, E., Bremset, G., Berg, M & Jensås, J.G. 2018. Reetablering av laks i Vefsna. Årsrapport 2017. NINA Rapport 1484. Norsk institutt for naturforskning.
- Hutchings, J.A., Ardren, W.R., Barlaup, B.T., Bergman, E., Clarke, K.D., Greenberg, L.A., Lake, C., Piironen, J., Sirois, P., Sundt-Hansen, L.E. & Fraser, D.J. (2019) Life-history variability and conservation status of landlocked Atlantic salmon: an overview. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76, 1697-1708.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla – et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. NINA Fagrapport 79. Norsk institutt for naturforskning.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Økland, F., Ugedal, O., Jensås, J.G. & Saksgård, L. 2012. Reguleringsundersøkelser i Orkla for perioden 2007-2011. NINA Rapport 866. Norsk institutt for naturforskning.
- Hvidsten, N. A., Diserud, O. H, Jensen, A. J., Jensås J. G., Johnsen B. O. & Ugedal O. 2015. Water discharge affects Atlantic salmon 2015 Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smoltproduction: a 27 year study in the River Orkla, Norway. *Journal of fish biology* 86:92-104
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Lund, E. & Ulvan, E.M. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1015. Norsk institutt for naturforskning.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E. & Solem, Ø. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for prosjektperioden 2004-2006. NINA Rapport 241. Norsk institutt for naturforskning.
- Jensen, J.W. 1990. Comparing fish catches taken with gill nets of different combinations of mesh sizes. *Journal of Fish Biology* 37, 99-104.
- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Årsrapport for 2007. NINA Rapport 373: Norsk institutt for naturforskning.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O. & Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3. Kunnskapssenter for laks og vannmiljø.

- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T., Bremset, G. & Diserud, O. 2012. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Framdriftsrapport 2012. NINA Rapport 857. Norsk institutt for naturforskning.
- Jonsson B. & Jonsson N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75:2381-2447.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources*, 11 (Suppl. 1), 247-253.
- Karlsson, S., Hagen, M., Eriksen, L., Hindar, K., Jensen, A. J., Garcia de Leaniz, C., Cotter, D., Gudbergsson, G., Kahilainen, K. & Gudjonsson, S. 2013. A genetic marker for the maternal identification of Atlantic salmon x brown trout hybrids. – *Conservation Genetics Resources* 5, 47-49.
- Karlsson, S., Diserud, O.H., Moen, T., & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution* 4: 3256-3263.
- 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. 25 s.
- Karlsson, S. Heggberget, T.G. Berg, O.K. & Sundt-Hansen, L.E. 2018. Hybridisering mellom småblank og anadrom laks i Øvre Namsen. NINA Rapport 1543. Norsk institutt for naturforskning.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. – *Ecology of Freshwater Fishes* 12, 1-59.
- Lund, R.A. & Johnsen, B.O. 2007. Status for laks- og sjøaurebestanden i Surna relatert til reguleringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2006. NINA Rapport 272. Norsk institutt for naturforskning.
- McConnell, S., Hamilton, L., Morris, D., Cook, D., Paquet, D., Bentzen, P., et al. 1995. Isolation of salmonid microsatellite loci and their application to the population genetics of Canadian east coast stocks of Atlantic salmon. *Aquaculture* 137: 19–30.
- Moen, V., Holthe, E., Næss, T., Sæter, L. & Lo, H. 2011. Reetableringsprosjektet i Ranelva og Røssåga i 2005-2010. Veterinærinstituttets rapportserie 18-2011. Veterinærinstituttet i Trondheim.
- Museth, J. 2002. Dynamics in European minnow *Phoxinus phoxinus* and brown trout *Salmo trutta* populations in mountain habitats: effects of climate and inter- and intraspecific interactions. Doctor scientiarum-avhandling. Norges landbrukshøgskole.
- Møkkelgjerd, P.I. & Gunnerød, T.B. 1986. Fiskeribiologiske undersøkelser i Byglandsfjord, 1974-1985. DN-rapport 9-1986, Direktoratet for naturforvaltning.
- Nielsen, E.E., Bach, L.A. & Kotlicki, P. 2006. HYBRIDLAB (version 1.9): a program for generating simulated hybrids from population samples. *Molecular Ecology Notes* 6: 971–973.
- Norum, I.C.J. 2010. Habitatkrav og habitattilgjengelighet for småblank (*Salmo salar*), reliktlaks i øvre Namsen. – Hovedfagsoppgave i ferskvannsekologi for graden *Candidata scientiarum*, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU, Trondheim, 53 sider.
- O'Reilly, P. T., Hamilton, L. C., McConnell, S. K. & Wright, J. M. 1996. Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2292–2298.
- Ozerov, M., Vähä, J-P., Wennevik, V., Niemelä, E., Svenning, M-A., Prusov, S., Fernandez, R.D., Unneland, L., Vasemägi, A., Falkegård, M., Kalske, T. & Christiansen, B. 2017. Comprehensive microsatellite baseline for genetic stock identification of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northernmost Europe. *ICES Journal of Marine Science* 74: 2159-2169.
- Peakall, R. & Smouse, P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288–295.

- Piry, S., Alapetite, A., Cornuet, J. M., Paetkau, D., Baudouin, L. & Estoup, A. 2004. GeneClass2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *Journal of Heredity* 95: 536–539.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., & Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- Pulg, U., Barlaup B.T., Skoglund H., Velle, G. Gabrielsen S-E., Stranzl S., Olsen E. E., Lehmann, B., G., Wiers, T., Skår, B. Nordmann E., Fjeldstad H-P., Kroglund, F. 2018: Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE LFI rapport 296. NORCE Bergen.
- Raymond, M. & Rousset, F. 1995. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Ricker, W.E. 1975. Computations and interpretation of biological statistics of fish populations. – *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191, 382 sider.
- Sandlund, O.T., Berger H.M., Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L., Ugedal, O. & Ulvan, E.M. 2011. Elektrisk fiske - effekter av ledningsevne på fangbarhet av ungfisk. NINA Rapport 668. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandlund O.T., Karlsson S., Thorstad E.B., Hindar K., Berg O.K., Kent M.P. & Norum, I.C.J. 2014. Spatial and temporal structure of an endemic river-resident Atlantic salmon (*Salmo salar*) after millennia of isolation. – *Ecology and Evolution* 4, 1538-1554.
- Sandlund, O.T., Heggberget, T.G., Saksgård, R. & Staldvik, F. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Tunnsjøen og Tunnsjøflyan, 2014. NINA Rapport 1156. Norsk institutt for naturforskning.
- Skei J. 2019. Undersøkelse av fisk og bunndyr i øvre Namsen, etter bygging av ny Namsvassdam. SWECO Rapport. 10206287-1.
- Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, Ø. 1995. Atlantic salmon, *Salmo salar*, microsatellites at the SSOSL25, SSOSL85, SSOSL311, SSOSL417 loci. *Animal Genetics* 26: 281–282.
- Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, Ø. 1996. Polymorphic Atlantic salmon, *Salmo salar*, microsatellites at the SSOSL438, SSOSL439 and SSOSL444 loci. *Animal Genetics* 27: 57-58.
- Skoglund, H., Einum S. & Robertsen G. 2011 Competitive interactions shape offspring performance in relation to seasonal timing of emergence in Atlantic salmon. *Journal of animal ecology* 80:365-374. Stephens P.A., Sutherland W.J. & Freckleton RP. 1999. What is the Allee effect? *Oikos* 87(1): 185-190
- Sundt-Hansen, L.E, Davidsen, J.G., Eikaas, L., Sægrov H., Hellen, B.A. & Heggberget, T.G. 2015. Årsrapport for fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen i 2014. NINA Minirapport 545. Norsk institutt for naturforskning.
- Sundt-Hansen, L.E., Berg, O.K., Davidsen, J.G., Hellen, B.A., Bremset, G., Eikaas, L., Kambestad, M., Karlsson, S., Rønning, L., Sægrov, H. & Heggberget, T.G. 2016. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Årsrapport 2015 og planer for videreføring av undersøkelsene. NINA Kortrapport 1. Norsk institutt for naturforskning.
- Sundt-Hansen, L.E., Berg, O.K., Bremset, G., Davidsen, J.G., Heggberget, T.G., Hellen, B.A., Kambestad, M., Museth, J., Rønning, L. & Sægrov, H. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Årsrapport for 2016. NINA Rapport 1298. Norsk institutt for naturforskning.
- Sundt-Hansen, L.E., Berg, O.K., Bremset, G., Davidsen, J.G., Heggberget, T.G., Karlsson, S., Hellen, B.A., Kambestad, M., Museth, J., Rønning L. & Sægrov, H. 2018. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Årsrapport 2017. NINA Rapport 1500. Norsk institutt for naturforskning.
- Sægrov, H., Hellen, B.A. & Kambestad, M. 2014. Fiskeundersøkelser i Namsvatnet i Røyrvik i 2013. Rådgivende Biologer AS, rapport 1885, 52 sider.
- Sægrov, H., Hellen, B.A, Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Frøyningselva i 2014. NINA Rapport 1132. Norsk institutt for naturforskning.
- Sæterbø, E., Syvertsen, L. & Tesaker, E. 1998. Vassdragshåndboka. Håndbok i forbygningsteknikk og vassdragsmiljø. Tapir forlag, Trondheim, 409 sider.

- Thorstad, E. B., Sandlund, O.T., Heggberget, T.G., Finstad, A.G., Museth, J., Berger, H.M., Hesthagen, T. & Berg, O.K. 2006. Ørekyt i Namsenvassdraget. Utbredelse, spredningsrisiko og tiltak. NINA Rapport 155. Norsk institutt for naturforskning.
- Thorstad, E.B., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. NINA Rapport 403. Norsk institutt for naturforskning.
- Thorstad, E.B., Berg, O.K., Hesthagen, T., Hindar, K., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T. & Saksgård, L. 2011. Småblanken i Namsenvassdraget - faglig grunnlag for handlingsplan. NINA Rapport 660. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2008. Fiskebiologiske undersøkelser i Altaelva 2007 - NINA Rapport 370. 55 s.
- Ugedal, O., Berg, M., Bongard, T., Bremset, G., Kvingedal, E., Diserud, O., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Østborg, G. 2014. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1051. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Bremset, G., Forseth, T., Kvingedal, E., Fjeldstad, H.-P. & Sundt, H. 2016. Ekstra aggregat i Trollheim kraftverk. Konsekvensvurdering for fisk på lakseførende strekning av Surna. NINA Rapport 1099. Norsk institutt for naturforskning.
- Vaskinn K. J. 2010 Temperaturforhold i elver og innsjøer. NVE Rapport nr. 3 - 2010
- Vuorinen, J. & Berg, O.K. 1989. Genetic divergence of anadromous and nonanadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Namsen, Norway. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 406-409.
- Wacker, S., Karlsson, S. & Fiske, P. 2019. Opphav til laks fisket i Finnfjorden. NINA Rapport 1647. Norsk institutt for naturforskning
- Waples, R.S. & Do, C. 2008. LDNE: a program for estimating effective population size in species from data on linkage disequilibrium. Molecular Ecology Resources 8: 753–756.
- Weir, B.S., & Cockerham, C.C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. Evolution 38: 1358-1370.
- Youngs, W.D. & Robson, D.S. 1978. Estimation of population number and mortality rates. I Methods for assessment of fish productions in fresh water (Bagenal, T.B., red.). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. – Journal of Wildlife Management 22, 82-90.



## 8 Vedlegg

### Vedlegg 1– Oversikt over komponenter i undersøkelsesprogrammet

#### **Komponent 1 - Undersøkelse av småblank i regulerte og reguleringspåvirkete deler av Øvre Namsen, Tunnsjøelva og Frøyningseelva**

Innsamling og kartlegging av materiale til de forskjellige undersøkelser og kartlegging av småblank gjøres hovedsakelig i komponent 1. En samordnet innsamling av datamateriale er best egnet da det kan knytte seg store metodiske utfordringer til kartlegging og innsamling av småblank. Dette skyldes både de fysiske og hydrologiske forholdene i elva, hvor i elveløpet småblank oppholder seg, og behovet for å ta hensyn til en sårbar fiskebestand gjennom i størst mulig grad å bruke skånsomme metoder. Basert på omfattende erfaring hos konsortiets medlemmer med arbeid i Øvre Namsen, inkludert tidligere forsøk med ulike innsamlingsmetoder, er det ansett som nødvendig å anvende en kombinasjon av metoder for å få gode resultater på tilstedeværelse og tetthet av småblank. De ulike metodene er:

- Tradisjonelt elektrisk fiske med bærbart elektrisk fiskeapparat. Denne metoden er ofte anvendelig i rennende vann, men dekker kun grunne områder langs land. Metoden suppleres med andre metoder siden undersøkelsesområdet er svært variert i topografi med store områder som er uegnet for tradisjonelt elektrisk fiske.
- Elektrisk båtfiske. Denne metoden egner seg godt i dypere elvepartier (ned mot to meter) som dominerer mange steder i Øvre Namsen. Konsortiet har disponert to elektriske fiskebåter av ulik størrelse for bruk i ulike typer elveløp, som tilsammen vil dekke store deler av habitatene i Øvre Namsen.
- Undervannsobservasjoner. Drivtelling av fisk er en svært skånsom metode som har vist seg effektiv for registrering av laksefisk. Den er også anvendt med hell i sideelver til Øvre Namsen, og egner seg i den øverste delen av hovedelva. Metoden anvendes for å registrere fiskeforekomst og -tetthet, til å kartlegge habitatforhold og for å bidra til å kartlegge mulige gyteområder.

Aktivitet i denne komponenten foregikk i hele undersøkelsesperioden. Samtlige metoder beskrevet ovenfor ble brukt i årlige kartlegginger og undersøkelser av fiskebestandene.

#### **Komponent 2 – Undersøkelse av habitatbruk og vandringer hos småblank i de regulerte og reguleringspåvirkete deler av Namsenvassdraget**

Målet for denne komponenten er å undersøke habitatbruk og vandringer hos småblank, både på kort og lang sikt. Det forventes at småblank som andre laksefisk har en habitatbruk som varierer med årstiden, men også innenfor kortere tidsaspekt som i løpet av et døgn. En vanlig skånsom metode for å undersøke dette er å benytte individuell merking med kodete elektroniske merker (radio telemetri og akustisk telemetri) i kombinasjon med passive transpondermerker (PIT). Aktivitet i denne komponenten foregikk i perioden 2014-2017, med rapportering i 2018 (egen rapport) og 2019 (samlerapport).

#### **Komponent 3 – Sammenlignende undersøkelser i områder med og uten direkte effekt av elvekraftverk og utløp fra magasiner**

I denne komponenten skal tetthet og bestandsforhold for småblank sammenlignes i regulerte og uregulerte deler for å kunne undersøke effekten av regulering på småblankbestanden. Fiskeundersøkelsene i komponent 1 (se ovenfor) er designet for å kunne sammenligne bestandsforhold for småblank mellom ulike deler av Namsen med bakgrunn i ulike reguleringsinngrep. Det finnes godt referansemateriale fra totalt uregulerte forhold i sideelver

som Mellingselva (Norum 2010) og Flåttådalselva (Bremset mfl. 2011), mens det mangler tilfredsstillende bakgrunnsdata fra hovedstrengen.

Det er gjort en sammenligning av nåværende tetthet og bestandsforhold hos småblank i regulerte og uregulerte deler. En metode for å kvantifisere effektene av reguleringsinngrep på småblank er å sammenligne historiske data med dagens situasjon. De eneste historiske materialene av småblank av noe vesentlig omfang, er innsamlet ved aktiviteter gjennom NTNU-IBI, og noen prøver finnes også ved NTNU-VM. Aktivitet i denne delkomponenten ble gjennomført i 2016-2017. Garnfiske i Bjørnstadhølen ble foretatt i 2016, for ikke å forstyrre undersøkelser av vandring hos småblank som ble radiomerket høsten 2014 og våren 2015.

#### **Komponent 4 – Sammenlignende undersøkelser i områder med og uten direkte effekt av terskler**

Denne komponenten skal belyse eventuelle sekundæreffekter av vassdragsregulering på småblank. Det er etablert flere terskler i reguleringspåvirkete områder for å beholde vannspeilet. En effekt av dette er redusert vannhastighet og endringer i sedimenttransport. Disse habitatendringene påvirker trolig egnethet som leveområde for småblank, som er spesielt tilpasset et liv i rasktflytende vassdragsområder. Denne problemstillingen skal belyses med to ulike tilnærminger:

1. Forekomst og bestandsforhold for småblank i områder med og uten terskler
2. Sammenligning av historiske data i forhold til nåværende forhold.

Det foreligger svært begrenset historiske data for områder med terskler, men det finnes data fra tersklene ved Namsskogan og Bjørhusdal i feltnotater fra 1980-1983 oppbevart ved IBI-NTNU. Disse vil bli benyttet til å sammenligne av bestands- og vekstforhold før og nå. Registreringene som gjøres med elektrisk båtfiske i komponent 1 vil danne grunnlaget for denne analysen. Et begrenset materiale av småblank vil bli analysert for alder og vekst for sammenligning av bestandsforhold i og utenfor tersklene. Tersklene som skal undersøkes er terskel ved Namsskogan sentrum som ble etablert i 1966, terskel ved Kjølmyrfossen som ble etablert i 1978, og terskel ved Bjørhusdal som ble etablert i 1998. Aktivitet i denne delkomponenten foregikk i perioden 2015-2017.

#### **Komponent 5 – Sammenlignende undersøkelser i områder med og uten ørekyt**

Ørekyt er i løpet av de senere tiårene introdusert til øvre deler av Namsenvassdraget. Ørekyt forekommer i dag fra utløpet av Tunnsjødal kraftverk og nedover til Gartland, hvor det ble fanget ett eksemplar under elektrisk fiske i 2013. I området fra nedre del av Tunnsjøelva og nedover til Lassemoen og Åsmulfossen er det nå flere årsklasser av ørekyt, som innebærer at det er etablerte bestander av ørekyt i naturlig utbredelsesområde for småblank. Ørekyt finnes i etablerte bestander i Tunnsjøflyan, men er ikke påvist i Tunnsjøelva mellom dammen på Tunnsjøflyan og fossen oppstrøms utløpet fra Tunnsjødal kraftverk.

Typisk for spredning av ørekyt er at det er store og eldre individer som utgjør fronten av spredningen. Etter hvert som bestanden etablerer seg skjer det en rask rekruttering gjennom naturlig reproduksjon. Det kan synes som om det tar to-tre år fra de første store individene av ørekyt i ulike deler av Namsen blir registrert, til det blir en etablert bestand bestående av flere årsklasser.

Aktivitet i denne delkomponenten foregikk i 2016-2017, da man kommer inn i områdene hvor det er påvist etablerte ørekytbestander, fra nedre del av Tunnsjøelva og nedover til Lassemoen. Metodene som ble benyttet var teinefiske, elektrisk fiske og garnfiske til registrering av forekomst og habitatvalg hos ørekyt i utvalgte områder der småblank og ørekyt i dag sameksisterer.

## **Komponent 6 - Genetiske undersøkelser av småblank**

Hovedmålet for de genetiske undersøkelsene er å kartlegge populasjonsstruktur hos småblank i hele utbredelsen oppstrøms Nedre Fiskumfoss. Innenfor dette hovedmålet ligger det flere delmål:

- Dokumentere eventuelle delvis genetisk isolerte delbestander av namsblank ut over det som ble påvist i Sandlund mfl. (2014).
- Skape et best mulig grunnlag for å beregne effektiv bestandsstørrelse for delbestandene.

Genetikkanalysene bygger på kunnskap fra tidligere studier av småblank som har vist at småblankbestanden kan deles opp i flere delbestander (Sandlund mfl. 2014). Aktivitet i denne delkomponenten foregikk i 2014-2019. Alle vevsprøver fra småblank er analysert samlet slik at et fullstendig resultatet kan presenteres i denne sluttrapporten.

## **Komponent 7 – Estimering av bestandsstørrelse av småblank**

Presis estimering av størrelsen av bestandene av småblank i hovedstrengen av Namsen oppstrøms Aunfossen er utfordrende grunnet lave tettheter og forventet lav fangst. Videre vil usikkerhet knyttet til eventuelle årstidsbestemte vandringer medføre at valget av statistisk metode må gjøres underveis. For å oppnå et stort nok antall merkete individer for analyser av størrelsen av bestanden, men samtidig likevel begrense feltinnsatsen, brukes følgende metodikk:

All fisk som fanges levende og uskadd blir utstyrt med PIT-merke, tatt en DNA-prøve av og målt lengde og vekt før fiskene blir satt ut igjen på fangstplassen. Dette skjer på en systematisk måte slik at hvert merket individ kan knyttes opp mot et fangstområde og en fangstperiode. All fanget fisk blir lengde målt og skannet for eventuelt PIT-merke med en håndskanner slik at gjenfangst av merket fisk blir dokumentert.

På grunnlag av genetiske analyser vil det være mulig å beregne effektiv bestandsstørrelse for småblank i de ulike seksjonene av utbredelsesområdet. Effektiv bestandsstørrelse kan ikke uten videre sammenlignes med antall dyr i bestandene, men gir en god indikasjon på bestandenes levedyktighet. Innsamling av datamateriale til denne komponenten skjedde gjennom hele prosjektperioden, mens analysene ble foretatt i 2018 og 2019.

**Vedleggstabell 1.** Merkested, merkedato, antall peiledager, antall merkete fisk, lengde (mm), vekt (g), kondisjonsfaktor, alder og andel hunnfisk av småblank undersøkt i Øvre Namsen i perioden 2014-2017. Småblank ble merket like etter isgang ved Snåsamoen i mai 2015 og Breifossen i mai 2017.

Område i elva	Merkedato (år-måned- dag)	Antall dager fiskene ble peilet	Antall merkete fisk	Total lengde (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (mm)	Vekt (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (g)	Kondisjonsfaktor (gjennomsnitt) med variasjonsbredde	Alder (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (år)	Andel hunnfisk (%)
Snåsamoen	2014-08-26	104	37	165 (140-210)	39 (23-81)	0,83	3,4 (3-4)	74
Snåsamoen	2015-05-04	135	20	163 (149-180)	29 (19-39)	0,68	4,1 (2-5)	85
Mellingselva - øvre del	2015-08-21	144	25	162 (140-206)	42 (25-93)	0,95	3,2 (2-4)	52
Mellingselva - nedre del	2015-08-25	140	11	153 (138-167)	34 (23-46)	0,94	3,6 (3-4)	45
Frøyningsselva - utløp	2015-08-20	116	10	158 (143-188)	34 (24-56)	0,85	3,2 (2-5)	89
Breifossen	2016-09-21	84	8	181 (160-206)	51 (35-77)	0,85	3,5 (3-4)	25
Breifossen	2017-05-15	80	11	176 (141-253)	47 (20-115)	0,76	3,8 (3-6)	29
Strompdal	2016-08-09	126	18	199 (150-265)	70 (29-136)	0,84	3,9 (2-7)	61

**Vedleggstabell 2.** Oversikt over stasjoner i øvre deler av Namsenvassdraget som ble undersøkt med elektrisk båtfiske i august 2014. Fangsttinningsrate på hver stasjon i form av lengde (meter) og fisketid (sekunder) er oppgitt.

Stasjon	Vassdragsavsnitt	Lengde (m)	Fisketid (s)
1	Namsen nedstrøms Mellingselva	400	842
2	Namsen nedstrøms Mellingselva	350	1 439
3	Namsen nedstrøms Storsteinåa	500	1 081
4	Namsen nedstrøms Storsteinåa	620	1 232
5	Namsen nedstrøms Storsteinåa	526	1 156
6	Namsen nedstrøms Storsteinåa	750	1 719
7	Namsen nedstrøms Storsteinåa	920	1 572
8	Namsen nedstrøms Storsteinåa	799	1 692
9	Namsen nedstrøms Storsteinåa	350	1 471
10	Namsen nedstrøms Storsteinåa	615	1 250
11	Namsen nedstrøms Storsteinåa	1 000	1 946
12	Namsen nedstrøms Storsteinåa	515	869
13	Namsen nedstrøms Storsteinåa	550	2 928
14	Namsen nedstrøms Storsteinåa	850	1 500
15	Namsen nedstrøms Storsteinåa	470	1 693
16	Namsen nedstrøms Storsteinåa	370	1 700

**Vedleggstabell 3.** Oversikt over stasjoner i øvre deler av Namsenvassdraget som ble undersøkt med elektrisk båtfiske i august 2015. Fangstinnsats på hver stasjon i form av lengde (meter) og fisketid (sekunder) er oppgitt.

Stasjon	Vassdragsavsnitt	Lengde (m)	Fisketid (s)
17	Namsen nedstrøms Sandåa	540	642
18	Namsen nedstrøms Sandåa	310	243
19	Namsen nedstrøms Sandåa	1 000	706
20	Namsen nedstrøms Sandåa	710	412
21	Namsen nedstrøms Sandåa	1 200	922
22	Namsen nedstrøms Sandåa	640	575
23	Namsen nedstrøms Sandåa	570	613
24	Namsen nedstrøms Sandåa	1 100	1 056
25	Namsen nedstrøms Sandåa	1 200	1 249
26	Namsen nedstrøms Sandåa	420	480
27	Namsen nedstrøms Sandåa	420	400
28	Namsen nedstrøms Sandåa	550	446
29	Namsen nedstrøms Litfossen	680	535
30	Namsen nedstrøms Litfossen	610	575
31	Namsen nedstrøms Litfossen	840	593
32	Namsen nedstrøms Brekkvasselva	3 100	1 848
33	Namsen nedstrøms Brekkvasselva	390	460
34	Namsen nedstrøms Brekkvasselva	550	680
35	Namsen nedstrøms Brekkvasselva	460	708
36	Namsen nedstrøms Brekkvasselva	400	628
37	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	250	302
38	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	220	303
39	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	1 200	1 034
40	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	330	402
41	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	530	416
42	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	260	685
43	Namsen nedstrøms Kjelmyrfossen	700	1 032



**Vedleggstabell 4.** Oversikt over stasjoner i øvre deler av Namsenvassdraget som ble undersøkt med elektrisk båtfiske i august 2016. Fangstinnsats på hver stasjon i form av lengde (meter) og fisketid (sekunder) er oppgitt.

Stasjon	Vassdragsavsnitt	Lengde (m)	Fisketid (s)
44	Namsen nedstrøms Trongfossen	1 100	6 000
45	Namsen nedstrøms Trongfossen	750	1 428
46	Namsen nedstrøms Trongfossen	500	463
47	Namsen nedstrøms Trongfossen	250	287
48	Tunnsjøelva	250	301
49	Tunnsjøelva	350	418
50	Tunnsjøelva	200	221
51	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	300	1 297
52	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	450	545
53	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	750	871
54	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	750	1 034
55	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	600	863
56	Namsen nedstrøms Tunnsjøelva	450	542

**Vedleggstabell 5.** Oversikt over stasjoner i øvre deler av Namsenvassdraget som ble undersøkt med elektrisk båtfiske i august-september 2017. Fangsttinningsrate på hver stasjon i form av lengde (meter) og fisketid (sekunder) er oppgitt.

Stasjon	Vassdragsavsnitt	Lengde (m)	Fisketid (s)
57	Namsen nedstrøms Åsmulfossen	300	560
58	Namsen nedstrøms Åsmulfossen	430	676
59	Namsen nedstrøms Åsmulfossen	420	908
60	Namsen nedstrøms Åsmulfossen	800	1 656
61	Namsen nedstrøms Folmerelva	380	578
62	Namsen nedstrøms Folmerelva	450	750
63	Namsen nedstrøms Folmerelva	580	1 094
64	Namsen nedstrøms Aunfossen	1 100	648
65	Namsen nedstrøms Aunfossen	470	1 118
66	Namsen nedstrøms Aunfossen	440	503
67	Namsen nedstrøms Aunfossen	380	246
68	Namsen nedstrøms Aunfossen	620	765
69	Nesåa	290	425
70	Nesåa	390	543
71	Namsen nedstrøms Nesåa	500	1 806
72	Namsen nedstrøms Nesåa	390	548
73	Namsen nedstrøms Nesåa	250	354
74	Namsen nedstrøms Nesåa	320	1 413

**Vedleggstabell 6.** Stedfesting (stasjonsnummer, lokalitet, UTM-koordinat), tidspunkt (dato), gradient (%), overfisket areal (m<sup>2</sup>) og antall fiskeomganger på 36 stasjoner med kvantitativt elektrisk fiske i Øvre Namsen i perioden 2014-2017.

Stasjon	Lokalitet	Posisjon			Gradient (%)	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall omg.
		(UTM 33 W)	Sone	Dato			
1	Nedstrøms Storfossen	424976 7218901	I	22.-24.09.2014	2,941	280	1
2	Jutulhaugen	423900 7217672	I	22.-24.09.2014	0,171	600	1
3	Nærhet til Åsbekken	421814 7216687	I	22.-24.09.2014	0,806	256	1
4	Oppstrøms jernbanebru	421656 7216421	I	22.-24.09.2014	0,110	520	1
5	Nær utløp av Mellingselva	421029 7215747	I	22.-24.09.2014	0,153	656	1
6	Nedstrøms Mellingselva	420946 7215313	I	22.-24.09.2014	0,235	900	1
7	Snåsamoen	420942 7215143	I	22.-24.09.2014	0,235	840	1
8	Løvmoen	418876 7213148	I	16.09.2016	0,270	146	3
9	Bjørnstad bru	417950 7211556	I	16.09.2016	0,200	122	3
10	Storholmen	412825 7201554	II	16.09.2015	0,490	400	1
11	Storholmen	412718 7201514	II	16.09.2015	0,490	400	1
12	Storholmen	412427 7201579	II	17.09.2015	0,490	100	1
13	Namsskogan	411990 7201927	II	17.09.2016	0,520	112	3
14	Rasteplass	411795 7202141	II	17.09.2016	0,300	170	3
15	Fossheim	408167 7195856	II	19.09.2016	0,710	138	3
16	Breifossmoen	405361 7192848	II	20.09.2016	0,230	289	1
17	Breifossmoen	405358 7192845	II	20.09.2016	0,220	319	1
18	Brekkvasselv	405430 7192803	II	16.09.2015	0,230	266	1
19	Breifossmoen	404387 7191809	II	19.09.2016	0,480	194	2
20	Breifossmoen	404367 7191796	II	09.09.2017	0,480	100	3
21	Breifossmoen	404382 7191787	II	19.09.2016	0,470	512	3
22	Breifossmoen	404409 7191777	II	19.09.2016	0,480	300	2
23	Breifossmoen	404385 7191767	II	09.09.2017	0,480	130	3
24	Breifossmoen	404472 7191366	II	20.09.2016	0,400	150	2
25	Flåttadal	398609 7184251	II	09.09.2017	0,400	110	3
26	Flåttadal	398528 7184107	II	09.09.2017	0,400	120	3
27	Trongfossen	398303 7183719	II	20.09.2016	0,520	147	1
28	Trongfossen	398318 7183677	II	20.09.2016	0,520	252	1
29	Trongfossen	398327 7183628	II	20.09.2016	0,520	425	1
30	Nord for Moaholmen	381496 7165501	IV	09-11.11.2017	0,014	120	3
31	Vest for Moaholmen	381391 7165279	IV	09-11.11.2017	0,014	76	3
32	Sør for Moaholmen	381541 7165065	IV	09-11.11.2017	0,014	125	3
33	Ved Olderåa	381715 7164522	IV	09-11.11.2017	0,014	39	1
34	Stordalen	381691 7164273	IV	09-11.11.2017	0,014	338	1
35	Nesåa (sideelv)	382847 7162569	IV	09-11.11.2017		105	3
36	Tunnsjøelva (sideelv)	395400 7178330	II	10.08.2016		400	3

**Vedleggstabell 7.** Stedfesting (stasjonsnummer, lokalitet, UTM-koordinat), tidspunkt (dato), maskevidde (mm) og antall fisk og art i garnfangst i Tunnsjøelva .

Lokalitet	UTM (33 W)	Dybde (cm)	Dato ut	Dato inn	Maskevidde (mm)	Antall fisk	Små-blank	Aure
1	396130-7178346	30	16.07.2019	17.07.2019	12	1		1
					16	2	1	1
2	396389-71788399	20	16.07.2019	17.07.2019	10	1		1
					12.5	1		1
						1		1
3	396477-7178517	100-150	16.07.2019	17.07.2019	8	1		1
					10	1		1
					12.5	5		5
4	396575-7178544	20-100	16.07.2019	17.07.2019	10	1		1
					12.5	4	1	3
					19	1		1
5	396675-7178586	300-400	16.07.2019	17.07.2019	12.5	1		1
					15.5	5		5
6	396830-7178616	60-100	16.07.2019	17.07.2019	10	1		1
					12.5	5		5
					15.5	4		4
					24	1		1
<b>SUM</b>						36	2	34

**Vedleggstabell 8.** Fangst av småblank og aure og antall garn brukt i ulike undersøkelsesområder og undersøkelsesår. Samlet fangst i 2016 og 2017 er ikke direkte sammenlignbar med fangst i tidligere år, fordi det er benyttet ulike garnserier og ulike innsatsenheter i de ulike undersøkelsesperioder.

Område	År	Antall garn	Småblank	Aure	Sum	Andel blank (%)
<b>Bjørnstad</b>	1984	11	49	34	83	59
	2006	11	91	132	223	41
	2016	14	62	157	222	28
<b>Namsskogan</b>	2016	9	16	39	55	29
<b>Bjørhusdalterskelen</b>	2017	9	6	15	21	29
<b>Bjørhusdal – øvre område</b>	1984		35	40	75	47
<b>Bjørhusdal – midtre område</b>	1984		6	16	22	12
<b>Bjørhusdal Nedre</b>	1984		12	90	102	12
<b>Breifossmoterskelen</b>	2017	9	19	91	110	17
<b>Åsmulfossmagasinet</b>	1978*	7	0	18	18	0
	1979*	12	21	31	52	40
	2017	9	2	99	101	2
<b>Aunfossmagasinet</b>	1978*	7	10	7	17	59
	1979*	12	27	39	66	41
	2017	9	2	63	65	3
<b>Oppstrøms Øvre Fiskumfoss</b>	1998	7	8	70	78	10
	2015	8	0	35	35	
<b>Oppstrøms Nedre Fiskumfoss</b>	1998	7	5	67	72	7
	2015	7	1	10	11	9

**Vedleggstabell 9.** Tilbakeberegnet lengde fra garnfangst for utvalgte aldersgrupper og lokaliteter for småblank i Øvre Namsen. \* Data fra Langeland 1979; \*\* skjell lest av ulike personer i forbindelse med prøvefiske i Øvre Namsen i 2007-2009.

Lokalitet	År	Lengde 2 år	SD	N	Lengde 3 år	SD	N	Lengde 4 år	SD	N
<b>Nedenfor Trongfoss</b>										
<b>Dam Aunfoss</b>	1978/1979	68	15	28	116	27	28	160	30	24
	1991	77	14	13	123	11	11	170	22	8
	2008**	95	12	11	165	13	19	217	15	2
	2017	84	17	2	128	-	1	178	-	1
<b>Dam Åsmulfoss</b>	1978/1979	63	9	21	114	20	21	163	25	21
	2017	87	2	2	142	19	2	170	-	1
<b>Tunnsjøelva *</b>	1979	75		24	122		24	145		
<b>Tunnsjøelva</b>	2008/2009**	92	14	9	134	17	7	176	19	4
<b>Ovenfor Trongfoss</b>										
<b>Terskel Breifossmoen</b>	2017	80	15	4	127	29	4	149	-	1
<b>Elv Bjørhusdal</b>	1984	75	10	53	120	18	53	163	24	49
<b>Terskel Bjørhusdal</b>	2009**	92	27	10	145	27	10	181	35	4
<b>Terskel Bjørhusdal</b>	2017	91	18	6	133	12	5	194	28	2
<b>Terskel Namsskogan</b>	2008**	96	7	7	143	11	5	170	8	2
	2016	81	19	15	122	15	13	165	20	7
<b>Elv Bjørnstad</b>	1950-56	90	17	26	136	20	26	181	26	16
	1978/1979	58	12	172	98	18	172	137	23	160
	2007**	92	17	24	145	27	10	181	35	4
	2016	73	16	20	120	27	20	169	54	20
<b>Namsen Snåsamoen</b>	2014/15	73	10	49	115	15	115	149	9	3
<b>Sideelv Mellingselva</b>	1950-1955	81	13	36	125	19	28	162	17	11
	1978	78	15	105	119	18	100	146	19	25
	2008/ 2009**	79	12	16	120	12	9	146	10	3

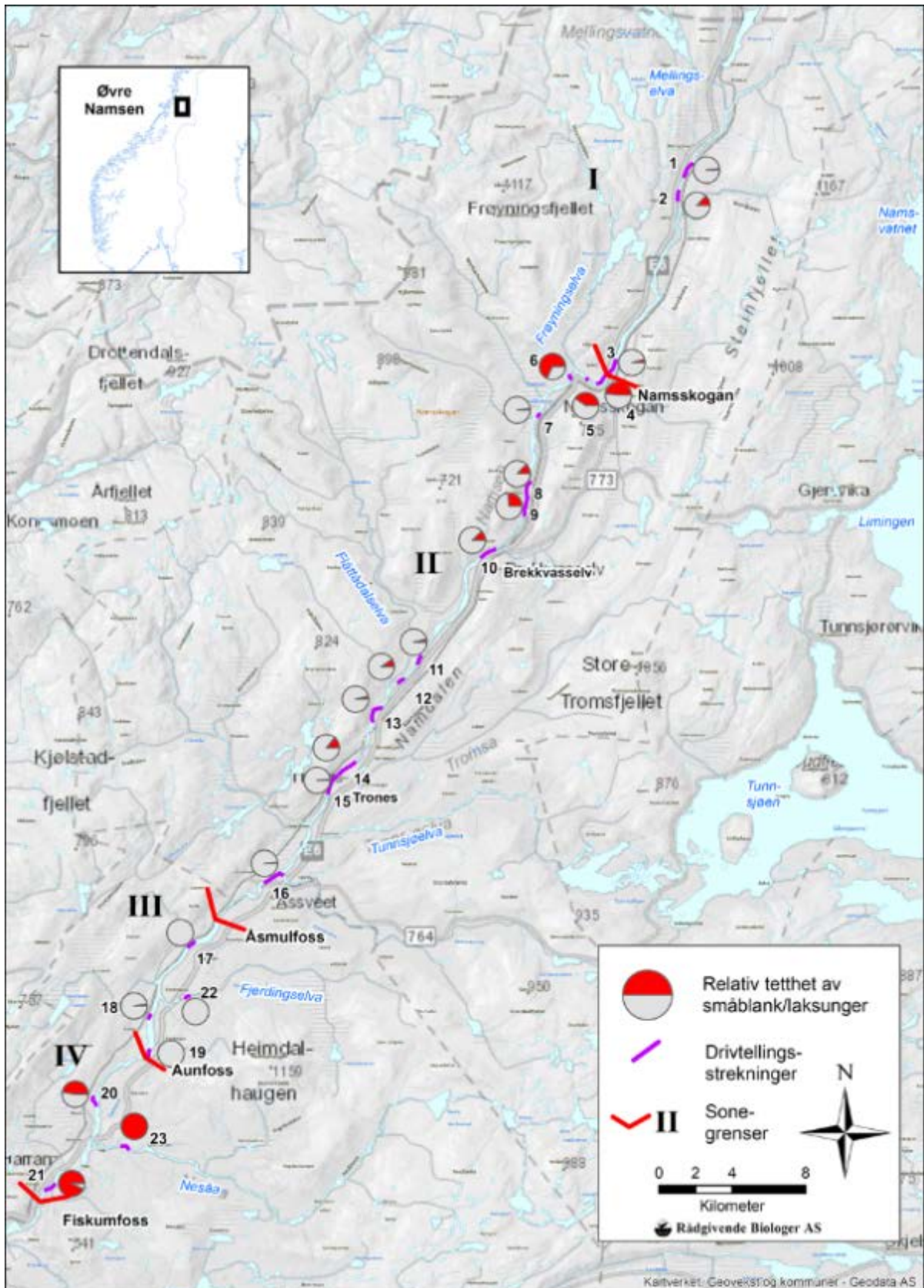


**Vedleggstabell 10.** Tilbakeberegnet lengde fra garnfangst for utvalgte aldersgrupper og lokaliteter for aure i Øvre Namsen. \* Data fra Langeland 1979.

Lokalitet	År	Lengde (mm) 2 år	SD	N	Lengde (mm) 3 år	SD	N	Lengde (mm) 4 år	SD	N
<b>Nedenfor Trongfoss Dam Aunfoss</b>	1978/1979	64	18	41	100	24	41	145	33	41
	1991	92	7	2	152	-	1			
	2017	88	10	15	136	25	9	174	14	4
<b>Dam Åsmulfoss</b>	1978/1979	55	13	49	94	19	49	135	29	41
	2017	81	15	22	94	19	49	135	29	41
<b>Tunnsjøelva *</b>	1978	100	na	67	130	na	66	192	na	62
<b>Ovenfor Trongfoss Terskel</b>	2017	81	15	6	134	15	6	176	13	4
	<b>Breifossmoen</b>									
<b>Elv Bjørhusdal</b>	1984	93	20	49	143	27	17	171	27	17
<b>Terskel Bjørhusdal</b>	2017	90	12	14	143	15	13	198	9	9
<b>Terskel</b>	2016	79	20	52	130	25	41	180	36	24
<b>Namsskoan</b>										
<b>Elv Bjørnstad</b>	2016	81	22	20	127	27	20	170	19	16
<b>Namsen Snåsamoen</b>	2014/15									
<b>Sideelv</b>	1978	82	14	21	130	20	21	156	15	5
<b>Mellingselva</b>	2016/2017	85	7	17	123	7	14			



**Vedleggsfigur 1.** I august 2016 ble det gjennomført elektrisk båtfiske for å kartlegge forekomst av ørekyt på en drøyt to kilometer lang strekning oppstrøms samløpet med Tunnsjøelva. Undersøkellesområdet er markert med blå piler.



**Vedleggsfigur 2.** Relativ tetthet av småblank for sone I, II og III, mens sone IV representerer ungfisk av anadrom laks på stasjon 20, 21 og 23, registrert ved drivtelling i mørke i Namsen og i Nesåa. Den høyeste tettheten ble registrert i Nesåa (anadrom laks 10-20 cm) og satt til 1. Tettheten på andre strekninger er vist i forhold til tettheten i Nesåa.





*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: 978-82-426-3289-0

## 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>

