

1050 Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet

Sluttrapport for perioden 2010 - 2013

Morten Kraabøl, Åge Brabrand, Trond Bremnes, Jan Heggenes, Stein Ivar Johnsen, Henning Pavels, Svein Jakob Saltveit

NINA Rapport



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

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.

Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet

Sluttrapport for perioden 2010 - 2013

Morten Kraabøl
Åge Brabrand
Trond Bremnes
Jan Heggenes
Stein Ivar Johnsen
Henning Pavels
Svein Jakob Saltveit

Kraabøl, M., Brabrand, Å, Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S. I, Pavels, H., Saltveit, S. J. 2015. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi. Sluttrapport for perioden 2010-2013 - NINA Rapport 1050. 99 sider + vedlegg.

Lillehammer, april 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2666-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Morten Kraabøl

KVALITETSSIKRET AV

Torbjørn Forseth

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Statkraft

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Linda K. B. Helland og Jostein Kristiansen

FORSIDEBILDE

Tokkeåi ved Åmøtehylen og samløpet med Dalaåi (Foto: Stein I. Johnsen) & delvis strandet ørret i Tokkeåi (Foto: Morten Kraabøl).

NØKKEWORD

- Tokke-Vinje vassdraget, Tokkeåi, Bandak, Telemark, Tokke kommune
- Ørret, storørret, niøye, stingsild, sik, bunndyr, temperaturforhold,
- Ferskvannsbiologiske undersøkelser
- Vilkårsrevisjon

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Kraabøl, M., Brabrand, Å, Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S. I., Pavels, H., Saltveit, S. J. 2015. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi. Sluttrapport for perioden 2010-2013 - NINA Rap-port 1050. 99 sider + vedlegg.

Bakgrunn og hensikt: NVE åpnet for vilkårsrevisjon av Tokke-Vinje vassdraget i 2007. I den forbindelse ønsket Statkraft å gjennomføre ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi fra utløpet av Lio kraftverk og ned til Bandak. Hovedfokuset på undersøkelsene har vært storørret og økologiske forhold omkring dens livshistorie og bestandsstatus. Storørret representerer spesielle økologiske og kulturelle verdier, og er en av innlandsvassdragenes mest verdifulle fiskeressurser. Hensikten med prosjektet *Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og de tilhørende tilleggsundersøkelser* var følgende: Kartlegge dagens situasjon og bestandsstatus for storørrestammen, vurdere deltaområdet økologiske funksjon i forhold til storørret og dens byttedyr, evaluere effektene av de selvpålagte restriksjonene til Statkraft og foreslå eventuelle nye tiltak i Tokkeåi og Bandak. Undersøkelsene omfattet bunndyr, ungfisk hos ørret, ørretens byttestarter og diett, vanntemperatur og genetiske undersøkelser. Nedenfor gis et sammendrag av resultatene, drøftingene og forslag til tiltak.

Bunndyr i Tokkeåi: Det var en betydelig dominans av fjærmygglarver på alle stasjonene, og tettheten av bunndyr var generelt lav. Døgnfluene ble funnet i størst individantall øverst og nederst i den storørretførende delen av elva. Steinfluene økte i antall nedover elva, mens vårfluene var fåtallige både øverst og nederst. Flere arter av planktoniske og halvplanktoniske krepsdyr ble funnet i Tokkeåi. Disse funnene relateres til vanninntaket til Lio kraftstasjon og må ha kommet ned til Tokkeåi gjennom tunnelen ved tapping fra Byrtevatn. Alle stasjonene (med unntak av st. 3) fikk en beregnet økologisk tilstandsklasse «God» eller «Svært god» i 2012. St. 3 fikk en normalisert EQR verdi på 0,55, som gir tilstandsklasse «Moderat», dvs. lavere enn akseptabel tilstandsklasse. Indeksene angir kun tilstand som følge av organisk påvirkning i rennende vann og kan ikke brukes til å angi og klassifisere virkninger av vassdragsreguleringer.

Bunndyr i deltaet: Bunndyrsamfunnet i deltaområdet var variert og bestod av viktige næringsdyr for fisk. Krepsdyrene marflo og asell ble funnet i høye tettheter, og særlig i deltaets østlige del. Damsnegl den vanligst forekommende sneglearten. Flere arter av vårfluer, døgnfluer og steinfluer ble funnet hvert år, men i 2012 var individantallet svært lavt. Døgnfluer var den mest vanlige av disse gruppene, og de var tilstede på alle stasjoner. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer finnes i et større antall i den vestlige delen av deltaet. Det strandlevende krepsdyret linsekreps, som er et viktig næringsdyr for fisk, ble funnet i høye individantall på flere av stasjonene i deltaet. Linsekreps er halvplanktonisk og er assosiert med grunne områder med vannvegetasjon. Den mest tallrike gruppen i bunnprøvene var imidlertid fjærmygg.

Ungfisk i Tokkeåi: På strekningen fra samløpet mellom Dalaåi og Tokkåi og videre ned til deltaområdet ble det funnet relativt høye tettheter med årsunger av ørret. Tetthetene av årsunger var noe lavere på de fire øverste stasjonene sammenlignet med de tre nederste. I 2011 ble det registrert tettheter mellom 30 og 40 ind./100 m² på de fleste stasjonene, mens det i 2012 var over 40 ind./100 m² på flere stasjoner. Tettheten av eldre ørretunger var gjennomgående lavere, og snittet for alle stasjonene varierte mellom 10 og 14 ind./100 m². Tettheten av eldre ørret var også lavest i de øvre deler av den storørretførende delen av Tokkåi. Veksten karakteriseres som beskjeden og typisk for elver med lav sommertemperatur. I tillegg til ørret ble det funnet ørekyt og bekkeniøye, men med påfallende lave tettheter. Det ble ikke påvist 3-pigget stingsild i elva.

Gytereistreringer: Basert på dato for første og siste observerte graving av gytegroper i 2011, 2012 og 2013 foregikk gytingen fra 5. oktober til 15. november. Variasjonen mellom de enkelte årene i studieperioden nå det gjelder start og varighet av gyteperioden indikerer at den tidligste start og seneste avslutning kan variere over et noe større tidsrom. Gytingens mest intense periode ble registrert innenfor perioden 20. oktober - 2. november, og med et skjønnsmessig tillegg for årlige variasjoner er gytingens maksimum innenfor perioden 15. oktober – 5. november.

Storørretgropser ble observert i den øvre delen av Tokkeåi alle årene 2011-13, men antallet var vesentlig høyere i de øvre deler av Tokkeåi i 2011 sammenlignet med 2012 og 2013, noe som tilskrives den høye og varierende vannføringen dette året. I 2011 foregikk gyteperioden over en periode på 28 dager (5. oktober – 2. november), og var på sitt mest intense i perioden fra 20. til 26. oktober. Det ble til sammen registrert 140 gytegroper av ørret i Tokkeåi mellom hoppesteinterskelen i nedre del av elva og hengebrua ovenfor Åmøtehylen. Av disse var minst 38 (27 %) etablert av storørret. De resterende 102 gytegroper (73 %) var vesentlig mindre. Forekomsten av gytegroper fra storørret var størst i øvre deler av elva. I alt 30 stk (81 %) ble funnet i Åmøtehylen, mens 8 (21 %) ble funnet i det vestre innløpet til Hakesflothylen. Alle de øvrige gytegroperne var gravd av mindre ørret. Gytegroperne fra storørret og mindre ørret var adskilt. Gytefeltet ved hengebrua er det største som er registrert i Tokkeåi i dette prosjektet, og arealet ble målt til om lag 300 m² (30 m langt og 10 m bredt). Det nest største gytefeltet ble funnet i Hakesflothylen, med til sammen 77 gytegroper. De øvrige feltene var vesentlig mindre i utstrekning, og i hovedsak utgravd av mindre ørret. Det totale arealet som ble benyttet til gyting hos storørret i Tokkeåi i størrelsesorden 152-190 m². I 2012 startet gyteperioden for ørret den 5. oktober, mens den første gropa lagd av storørret ble observert i Åmøtehylen 16. oktober. Den totale gyteperioden var 36 døgn. Den mest intense gyteperioden for storørret i Åmøtehylen var fra og med 28. oktober til og med 2. november, til sammen en periode på 6 døgn. Totalt ble det registrert 190 gytegroper i Tokkeåi, hvorav 50 ble klassifisert som gytegroper fra storørret og 140 som mindre gytegroper. Fordelingen av gytegroperne var forskjøvet noe nedstrøms i Tokkeåi sammenlignet med 2011. De store gytefeltene ble funnet i det indre elveløpet ved Buøy, Elvarheimshylen, Hakaflåthylen. Småørret gravde opp om lag 70 m², mens storørret anvendte i størrelsesorden 225 m² av elvebunnen. Til sammen ble om lag 295 m² av elva anvendt til gytegroper hos ørret (tilsvarende 0,09 % av elvearealet). I 2013 ble graveaktiviteten observert i perioden 11. oktober – 15. november, til sammen en varighet på 35 døgn. Totalt ble det registrert 175 gytegroper, hvorav 54 ble klassifisert som storørret og 121 som mindre gytegroper. Fordelingen av gytegroperne var også i dette året forskjøvet noe lenger ned i Tokkeåi sammenlignet med 2011. De største gytefeltene ble funnet i elveløpene ved Buøy, Elvarheimshylen, Hakaflåthylen og Tønsberghylen.

Elvenioye og trepigget stingsild: Majoriteten av niøyene som ble fanget under båtelfiske hadde tilhold i nærheten av Tokkeåis utløp på deltaet, og i de tilgrensende områdene mot vestsiden. Det ble funnet flest modne niøyer i nedre deler av Tokkeåi, og dette indikerer at de startet oppvandringen til gyteplassene i Tokkeåi om høsten etter metamorfosen. Gytemodne niøyer var hovedsakelig mellom 12 og 16 cm, og med betydelig overlapp i kroppslengde med de største individene av ammocoetes. Det ble funnet flest niøye i alle livsstadier i områder med ansamling av grovt organisk materiale (hovedsakelig kvist-, bark- og trerester). Det ble også funnet høye forekomster av niøye i kvistveggene til ei beverhytte i utløpsområdet av Tokkeåi. Trepigget stingsild ble kun fanget i deltaets østside mot utløpet av Eidsborgsbekken, og de høyeste tetthetene av alle størrelsesgrupper ble funnet i grunne områder som var tett bevokst med bunnvegetasjon.

Diett hos ørret: Dietten hos ørret fanget under prøvelfiske i strandsonen langs Bandak og i deltaet i 2011 var dominert av overflateinsekter og husbyggende vårfluer. Ørret i strandsona hadde også spist en god del fjærmygglarver. Innslaget av stingsild var høyere i strandsona (6,1 %) enn i deltaområdet (3,3 %), mens niøye kun ble funnet i magene på ørret fanget i deltaet (7,9 %). Dietten til ørret fanget profundalt var dominert av fisk (ørret/røye og uidentifisert fisk) med 56,9 %, og 28,8 % vannlevende insekter (døgnfluer, husbyggende vårfluer og fjærmygglarver). Dietten til ørret som ble fanget pelagisk var dominert av zooplankton og overflateinsekter. Av de 123 undersøkte magene fra ørret fanget i deltaområdet og i nordre del av Bandak i 2010 ble det funnet innhold i 19 (15,4 %) av magesekkene. Ørret med mageinnhold ble fanget i august (13 stk) og i oktober (6 stk). I august var stingsild den viktigste byttedyrarten (38,1 % av konsumert volum), mens virvelløse dyr til sammen utgjorde de resterende 61,9 % av konsumert volum. I oktober var derimot innslaget av fisk i dietten vesentlig høyere, og utgjorde 58,4 % av konsumert volum. Artsfordelingen for byttefiskene viste dominans av niøye (25,0 %), mens stingsild og ørret utgjorde en lik andel på 16,7 % for hver av artene. Virvelløse dyr utgjorde en noe mindre andel med 20,8 % husbyggende vårfluelarver, 16,7 % overflateinsekter og 4,2 % småmuslinger.

Vanntemperatur: Kaldt driftsvann fra Lio kraftverk gir i lange perioder om sommeren med 3-4 °C lavere temperaturer i den storørretførende delen av Tokkeåi enn det som var sannsynlig naturtilstand. Varmere driftsvann om vinteren gir høyere temperatur enn naturtilstanden, og har medført en heving av vintertemperaturen i størrelsesorden 1,5-2,5 °C. Mer stabil temperatur på driftsvannet fra Lio kraftstasjon gir mindre døgnvariasjon i Tokkeåi om forsommeren, sommer og høst, og døgnvariasjonene var 5-6 °C ovenfor og 0,5-1 °C nedenfor tunellutløpet. Driftsvann fra Lio kraftverk gir langsomme temperaturfall i Tokkeåi utover høsten. Stans i Lio kraftverk eller redusert driftsvannføring om vinteren gir raske temperaturfall i Tokkeåi, fra 1,5-2,5 °C og ned mot 0 °C. Tokkeåi er etter regulering i all hovedsak isfri fra tunnelen fra Lio kraftverk og ned til Bandak, mens den før regulering antas å ha vært delvis islagt i perioder.

Genetikk hos ørret: Det innsamlede materialet stammer i hovedsak fra tre geografiske regioner i Tokkeåi-Bandak systemet. Det ble funnet betydelig genetisk variasjon i det innsamlede materialet, både innen og mellom lokaliteter. Ørret fra Lårdal og Digernes skilte seg noe ut med litt større genetisk variasjon, mens storørret viste noe lavere genetisk variasjon enn de øvrige prøvene. Undersøkelser av frekvensfordelingen av alleler ga ingen indikasjoner på vesentlige bestandsreduksjoner i nyere tid for de fleste lokalitetene, men for storørret og ørret fra Straumen ble det funnet indikasjoner på en nylig flaskehals i bestandsstørrelse. Tester for genetisk forskjell mellom prøvene fra de ulike lokalitetene var signifikante for de fleste sammenligninger. Det mest markerte mønsteret var at storørret-Tokkeåi-deltaørret skiller seg klart fra alle lokalitetene ute i Bandak. Derimot ligger storørret relativt nært ørret fanget i delta og i øvre og nedre del av Tokkeåi. Her er forskjellene små, særlig fra øvre del av Tokkeåi, selv om storørret likevel er signifikant forskjellig også fra disse. For «vanlig» ørret var det ingen forskjell mellom ørret fanget i delta og på nedre del av Tokkeåi.

Oppsummeringer fra diskusjon og tiltaksforslag: Ørret er vanligste fiskeart i Tokkeåi, hovedtilførselselva til Bandak. Bandakdeltaet er et viktig oppvekst- og næringsområde for fisk. Genetiske undersøkelser viser slektskap mellom ørret i elva og i deltaet, men noe større genetisk avstand til ørret andre deler av Bandak. Storørreten i Bandak har reproduksjonsområder i Tokkeåi på den 4,8 km lange elvestrekningen fra Helveteshylen og ned til i Bandakdeltaet. Storørret viser slektskap til annen ørret i systemet, men utgjør en egen genetisk enhet. Bestanden av storørret i Tokkeåi er liten. Beregninger av effektiv populasjonsstørrelse tilsier at bestanden er sårbar. Årsaken er antakelig hard beskatning fra 1970 og fram til slutten av 1990 tallet og vassdragsreguleringene. Bestanden vil sannsynligvis øke dersom det gjennomføres forbedringer av forhold som påvirker overlevelse og reproduksjon. Beskatningstrykket er nå redusert av rettighetshaverne, noe som sannsynligvis har gitt økning i gytebestanden av storørret.

Det er fortsatt noe uklart hvilken betydning deltaet har i storørretens livssyklus, men resultatene indikerer at storørretungene har et opphold i deltaet, eventuelt kombinert med vandringer mellom deltaet og Bandak. Byttedyr for ørret i deltaet er niøye og trepigget stingsild, marflo, asell og andre typiske akvatiske insekter som finnes her. Vannstandsvariasjonene i Bandak er redusert sammenlignet med de naturlige forholdene som følge av kanalbygging og vassdragsreguleringer. Stabil vannstand fører til mindre utvasking i strandsonen og dermed endringer i bunndyrfaunaen. Det betyr også mer stabile leveområder for niøye, og trolig høyere rekruttering av strandgytende ørret.

De selvpålagte restriksjonene i Tokkeåi, sammen med færre utfall og en anbefalt minste vannføring, har ført til bedre miljøforhold for vanlig ørret og storørret. For å sikre dette for hele den aktuelle elvestrekningen, anbefales det at målepunktet for minstevannføring (i dag ved Elvarheim) flyttes til utløpet av Helveteshylen. Laveste vannføring anbefales økt fra 2 til minst 4 m³/s. Utfall og raske vannføringsreduksjoner bør unngås. Nærmere undersøkelser over vannføring og vandrekke areal anbefales gjennomført. Vannføringene om sommeren og høsten vurderes å være for lave enkelte år og kan redusere storørretens frie vandring forbi terskler. Det foreslås derfor to tilnærminger for miljøforbedringer:

- 1) Modifisering av steintersklene for å tilrettelegge for fiskevandring. Dette bør kombineres med tiltak for å skape bedre gyteplasser, f.eks. strømkonsentrering og utlegging av grov gytegrus. Tiltakene bør i en prøveperiode følges opp med årlige undersøkelser for å evaluere om tiltaket har effekt på storørretbestanden.
- 2) Dersom modifisering av steintersklene ikke gir ønsket effekt over tid, bør vannføringen økes og reglement for kunstige flommer for å sikre storørretens vandringer etableres. Tiltak som øker storørretens gytestrekning bør også vurderes.

Det anbefales tiltak for en normalisering av vanntemperaturen i elva gjennom året. Dette vil trolig gi bedre sommervekst, samt etablere et isdekke om vinteren, noe som vurderes som fordelaktig for vinteroverlevelsen for ørretrekruttene i elva. Videre er det viktig at Lio kraftverk kjøres med jevnest mulig vannføring gjennom vinteren for om mulig å etablere et isdekke i Tokkeåi.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	7
Forord	10
1 Innledning	11
2 Områdebeskrivelse	12
2.1 Beskrivelse av vassdraget og nedbørfeltet	12
2.1.1 Tokkeåi.....	14
2.1.1.1 Beskrivelse av elva	14
2.1.1.2 Lio kraftverk	15
2.1.2 Reguleringer og miljø for fisk i Tokkeåi	15
2.1.2.1 Vinjevatn	15
2.1.2.2 Botnedalsvatn	16
2.1.2.3 Byrtevatn	16
2.1.2.4 Steinterskler og terskelbassenger i Tokkeåi.....	16
2.1.2.5 Fiskesamfunnet i Tokkeåi	17
2.1.2.6 Helvetesfossen som vandringshinder for storørret.....	17
2.1.2.7 Statkraft's selvpålagte restriksjoner i Tokkeåi	17
2.1.3 Bandak	18
2.1.3.1 Reguleringsinngrep.....	18
2.1.3.2 Selvpålagte restriksjoner i Bandak og Flåvatn	18
2.1.3.3 Fiskesamfunnet.....	18
2.2 Historiske opplysninger om ørretfisket i Tokkeåi og Bandak	19
2.2.1 Tokkeåi og deltaet som sportsfiskedestinasjon før reguleringene	19
2.2.2 Tidligere beskatning av storørret på deltaet og i Tokkeåi	20
2.2.3 Utdrag fra fiskereglene i Tokkeåi og deltaet.....	21
3 Materiale og metoder	22
3.1 Mandatet.....	22
3.2 Konsortiets definisjon av levedyktig storørretbestand.....	22
3.3 Kort oversikt over prosjektets rapporter	23
3.4 Bunndyrundersøkelser	23
3.4.1 Tokkeåi.....	23
3.4.2 Deltaområdet	24
3.5 Ungfiskregistreringer i Tokkeåi og Dalaåi	26
3.6 Gytetroptellinger	28
3.7 Båtelvisninger i deltaet og Tokkeåi.....	28
3.8 Temperaturundersøkelser i Tokkeåi og Dalaåi	29
3.9 Genetiske undersøkelser av ørret	31
3.9.1 Metodikk.....	31
3.9.2 Laboratorietekniske analyser.....	33
3.9.3 Genetiske analyser	33
3.10 Diettanalyser til ørret i Bandak	34
4 Resultater	35
4.1 Bunndyr.....	35
4.1.1 Tokkeåi.....	35
4.1.2 Deltaområdet	38
4.2 Ungfiskregistreringer.....	40
4.2.1 Tetthet av ørret i Tokkeåi.....	40
4.2.2 Lengdefordeling, størrelse og vekst på årsunger	42

4.3	Gytegroptellinger	45
4.3.1	Registreringene i 2011.....	45
4.3.1.1	Gyteperioden	45
4.3.1.2	Antall gytegroper.....	46
4.3.1.3	Romlig fordeling	46
4.3.1.4	Oppgravd areal	46
4.3.2	Registreringene i 2012.....	47
4.3.2.1	Gyteperioden	47
4.3.2.2	Antall og størrelse på gytegroper	47
4.3.2.3	Romlig fordeling	47
4.3.2.4	Oppgravd areal	47
4.3.3	Registreringene i 2013.....	48
4.3.3.1	Gyteperioden	48
4.3.3.2	Antall og størrelse på gytegroper.....	48
4.3.3.3	Romlig fordeling	48
4.3.4	Samlet vurdering av gyteperiode.....	51
4.3.5	Fordeling av store gytegroper i forhold til vannføring 2011-2013	51
4.4	Andre fiskearter i deltaområdet	55
4.4.1	Niøye.....	55
4.4.2	Trepigget stingsild.....	55
4.5	Diettanalyser av ørret i Bandak og deltaet	57
4.6	Vanntemperatur	59
4.7	Genetikk hos ørret	65
4.7.1	Genetisk variasjon	65
4.7.2	Genetisk struktur mellom lokaliteter	67
4.7.3	Migrasjon.....	74
4.7.4	Beregning av effektiv populasjonsstørrelse hos storørret.....	76
5	Diskusjon.....	77
5.1	Genetisk strukturering hos ørret.....	77
5.1.1.1	Genetisk variasjon	77
5.1.1.2	Genetisk hovedstruktur	77
5.2	Rekruttering og beskatning av ørret.....	78
5.3	Fiskevandring og terskler	80
5.4	Begrensende faktorer for ørret i elvefasen.....	80
5.4.1	Beskatning av storørret.....	81
5.4.2	Vannføring og temperatur.....	81
5.4.2.1	Raske vannstandsvariasjoner.....	82
5.5	Virkning av regulering på bunndyr og fisk i Tokkeåi	82
5.5.1	Bunndyr i Tokkeåi	82
5.5.2	Ungørret.....	83
5.5.3	Vanntemperatur og fisk.....	85
5.5.4	Gytegroper	87
5.5.5	Selvpålagte restriksjoner i Tokkeåi.....	87
5.6	Virkning av regulering på bunndyr og fisk i Bandak.....	87
5.6.1	Bunndyr og fisk i deltaområdet	87
5.6.2	De selvpålagte restriksjoner i Bandak	88
6	Konklusjoner.....	90
7	Tiltak	91
7.1	Tiltak på dagens storørretførende strekning	91
7.1.1	Normalisere temperaturforholdene	92
7.1.2	Vannføring	92
7.1.3	Terskler og terskelbassenger	92
7.1.4	Deltaet.....	93
7.2	Økning av storørretførende strekning.....	93

8 Referanser.....	94
9 Vedlegg.....	100
9.1 Genetikk.....	100
9.1.1 Genetiske markører og protokoll	100
9.1.2 Diversitetesestimer	100
9.1.3 Prinsipalkomponentanalyse.....	103

Forord

I forbindelse med vilkårsrevisjonen av Tokke-Vinjereguleringen ønsket Statkraft å gjennomføre ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi fra utløpet av Lio kraftverk og ned til Bandak (Forespørselsdokument nr MMA 100330 i 2007). Et konsortium bestående av NINA avd. Lillehammer, LFI, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo og Høgskolen i Telemark fikk i oppdrag å gjennomføre undersøkelsene. Hensikten med undersøkelsene har vært «å kartlegge forholdene for storørret i Tokkeåi og elvedeltaet i Bandak, samt vurdere mulige tiltak. Dette inkluderer å vurdere minstevannføring og avbøtende tiltak i Tokkeåi for å bidra til en levedyktig bestand av storørret».

Basisprogram ved oppstart i 2010 var:

- Temperaturmålinger i Tokkeåi og deltaområdet
- Gyteoptellinger i Tokkeåi
- Elektrofiske i Tokkeåi
- Mageanalyser av ørret fra delta

I tillegg ble følgende opsjoner gjennomført:

- Utvidede mageanalyser av ørret
- Bunndyrundersøkelser i Tokkeåi og delta
- Genetisk differensiering av ørret
- Båtelektrofiske for undersøkelser av byttefisk i deltaet

Det ble også gjort et prøvafiske i Bandak i 2011, og niøyeundersøkelser i 2012 og 2013.

Det rettes en spesiell takk til Kai Brattestå, Bjørn Olav Haukelidsæter og Birger Gauslå for all bistand under feltarbeidet og innhenting av relevant lokalkunnskap. Miljøkoordinator Jostein Kristiansen i Statkraft takkes for all hjelp med tilrettelegging, logistikk og lokalkunnskap. Realfagstudent Eivind Schartum takkes for sin innsats med niøyeundersøkelsene og bistand under feltarbeid.

Lillehammer, april 2015

Morten Kraabøl
Prosjektleder

1 Innledning

NVE åpnet for vilkårsrevisjon av Tokke-Vinje vassdraget i 2007. I den forbindelse ønsket Statkraft å gjennomføre ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi fra utløpet av Lio kraftverk og ned til Bandak. Et konsortium bestående av NINA avd. Lillehammer, LFI, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo og Høgskolen i Telemark fikk i oppdrag å gjennomføre undersøkelsene. Hensikten var «å kartlegge forholdene for storørret i Tokkeåi og elvedeltaet i Bandak, samt vurdere mulige tiltak. Dette inkluderer å vurdere minstevannføring og avbøtende tiltak i Tokkeåi for å bidra til en levedyktig bestand av storørret».

Tokke-Vinje reguleringen berører Tokke og Vinje kommuner i Vest-Telemark. Statkraft eier og drifter kraftverkene i vassdraget. Til sammen ble sju kraftstasjoner bygd i perioden 1957-1979, og utnytter et samlet fall på 900 m fra magasinene Kjela og Songa og ned til Bandak. Den gjennomsnittlige kraftproduksjonen fra alle kraftverkene er oppgitt til 4,5 TWh, ifølge Statkrafts revisjonsdokument fra januar 2013 (Statkraft 2013).

Tokkeåi er kategorisert som et prioritert vassdrag (kategori 1.1.) i NVE rapport 49/2013, hovedsakelig med bakgrunn i storørretforekomsten.

Ørret er utbredt i hele vassdraget både i elva og i innsjøen, mens røye og sik er vanlig forekommende arter i Bandak. Storørret er særlig knyttet til Tokkeåi-Bandak (Thue & Wollebæk 1999, Heggenes et al. 2000, Wollebæk et al. 2008). Storørretbestanden i Tokkeåi-Bandak er vurdert som spesielt viktig, og verdien er satt til *svært stor* (SS) i Sørensen (2013). Den regnes som en av de få klassiske storørretbestandene i Norge (Kraabøl 2010). Storørreten i dette systemet blir relativt gammel og har en jevn og utholdende vekst (Tranmæl og Midttun 2005, Heggenes et al. 2009, Johnsen et al. 2012, Kraabøl et al. 2014).

Bestander av storørret representerer spesielle økologiske og kulturelle verdier (Dervo et al. 1996, Garnås et al. 1997). Storørret karakteriseres gjennom sin særskilte livshistorie med spesielle krav til nærings- og gytehabitat, idet de er storvokste, fiskespisende og lever store deler av livet på vandring. Det er mer uklart om storørret også genetisk sett kan utgjøre en egen type ørret. Storørret er en av innlandsvassdragenes mest verdifulle fiskeressurser, og er ofte særlig attraktive for sportsfiskere (Kraabøl og Aass 1995, Aass og Kraabøl 1999). Historisk kan storørret også ha betydd mye for lokalt næringsfiske. Vassdragsreguleringer har hatt negative effekter på rekruttering, gytebestand og næringsfiske (Aass & Kraabøl 1999) og regnes som den mest alvorlige trusselen for storørretbestander i Norge (Dervo et al. 1996).

2 Områdebeskrivelse

2.1 Beskrivelse av vassdraget og nedbørfeltet

SkienSVassdraget har sine utspring fordelt på tre ulike vassdrag; 1) Tokke-Vinje vassdraget med innsjøene Totak, Bandak, Kviteseidvatnet og Flåvatn, 2) Bøvassdraget med Sundsbarmvatnet og Seljordvatnet og 3) Tinnvassdraget med Møsvatn, Kalhovdfjorden, Tinnsjø og Heddalsvatnet. SkienSVassdraget drenerer et samlet nedbørfelt på om lag 10 500 km² og har en midlere vannføring på 307 m³/s ved utløpet til havet ved Skien. Maksimal flomvannføring målt ved Skien var 3200 m³/s i 1927, mens det under samme flom ble målt 900 m³/s i nedre del av Tokkeåi.

Tokke-Vinje-grenen av vassdraget har sitt utspring fra de vestlige deler av Hardangervidda og er om lag 80 km lang i luftlinje. Nedbørfeltet er 2300 km² og høyeste punkt i feltet er Sundfloeggi, 1719 m o.h. Den midlere felthøyden er 1030 m o.h., mens Bandak ligger på 72 m o.h. Vassdraget karakteriseres som gjennomregulert med til sammen sju kraftverk, 17 reguleringsmagasin og 24 elver med redusert vannføring. Reguleringene har medført en reduksjon og utjevning av vannføringen i Tokkeåi, med påfølgende endringer i fysiske miljøfaktorer som vanntemperatur og sedimentasjonsprosesser. Før reguleringene var vårflommene de dominerende flommene. Den samlede reguleringsgraden er 63 % (Trae 2002). Avrenningen til vassdraget varierer betydelig over feltet, og oppgis til om lag 80 l/s x km² i de vestlige deler, og rundt 18 l/s x km² ved Dalen (se nærmere beskrivelser av vannføringsforhold i Pettersson 2000). Kun en av de regulerte elvene har formaliserte krav til minstevannføring, men Statkraft har innført enkelte selvpålagte restriksjoner (se nedenfor).

Vassdraget har mange og varierte kvaliteter; de berømte slusesystemene i Telemarkskanalen, gode fiskeressurser i de fleste vann og elver og et høyt vannkraftpotensial.



Figur 2.1. Oversiktskart over nedbørfelt og inngrep i Tokke-Vinje reguleringene. Kilde: Statkraft.

2.1.1 Tokkeåi

2.1.1.1 Beskrivelse av elva

Tokkeåi drenerer et nedbørfelt på 2800 km² og tilhører Tokke-Vinjevassdraget. Dette er den vestlige hovedgrenen av Skiensvassdraget, som samler to mindre forgreninger (Songa/Tokkeåi og Vinjeåi) drenerer de vestlige deler av Hardangervidda. Tokkeåi starter ved utløpet av Vinjevatn og munner ut i Bandak (72 m o.h.) ved Dalen i Tokke kommune i Telemark (**Figur 2.1**). Tokkeåi's elveløp fra Vinjevatn og ned til Helveteshylen går i ei dyp og trang kløft med et stort mangfold av arter og naturtyper. Bekkekløften mellom Åmot og Dalen karakteriseres av naturtyper som er fukt-krevende. Redusert vannføring og hogst er vurdert som hovedtrusler mot det biologiske mangfoldet (Brandrud & Reiso 2009). I nedre deler tilføres Tokkeåi vann fra Rukkeåi og Dalaåi fra vest.

De nedre 4,8 km av Tokkeåi, mellom Helveteshylen ved utløpstunnelen fra Lio kraftverk og Bandak, fungerer som gyte- og oppvekstområde for storørret fra Bandak. Denne elvestrekningen (**Figur 2.2**) har et areal på drøyt 330 000 m² og faller med 23 høydemeter fra Helveteshylen til Bandak (fallgradient 1:209). Før reguleringsinngrepene var det to store høler i elva, Tønsberghylen og Elvarheimshylen, som til sammen utgjorde 40-50 000 m². Resten av elvestrekningen var preget av strømmer og stryk av varierende karakter.

Vannføringen i Tokkeåi nedstrøms utløpet av Lio kraftverk er dominert av driftsvannføringen, som preges av varierende vannføring og årlige driftsutfall. Den midlere uregulerte vannføringen gjennom året ved utløp i Bandak er målt til 88,9 m³/s mens dagens midlere vannføring som følge av reguleringsinngrepene er redusert til 20,4 m³/s. Dagens regulerte vannføring utgjør mellom 9,7 % (juni) og 86,1 % (februar) av den uregulerte vannføringen (**Tabell 2.1**). Reguleringsinngrepene har medført en betydelig reduksjon av vannføringen i perioden mai til desember, i tillegg til at flomtoppene er utjevnet. Det forekommer imidlertid fortsatt flommer i forbindelse med snøsmelting om våren og nedbør utover høsten (Pettersson 2000).

En oversikt over fem storflommer i Tokkeåi før reguleringsinngrepene i nedbørfeltet viser maksimumsvannføringer mellom 578 og 1136 m³/s, mens de fem største flommene i perioden fra reguleringsinngrepene ble gjennomført og fram til 1999 varierte mellom 286 og 309 m³/s (Pettersson 2000).

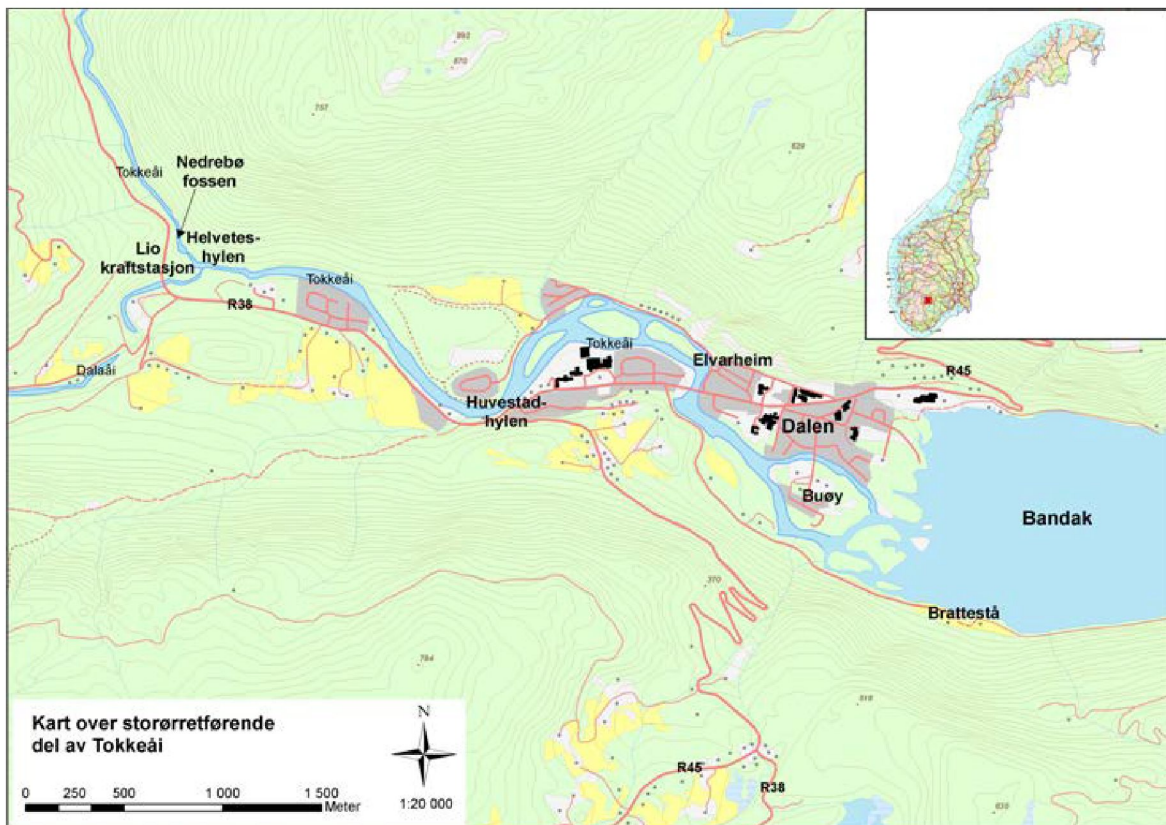
Tabell 2.1. Oversikt over måneds- og årsmiddelvannføringer i Tokkeåi ved Elvarheim målestasjon før og etter kraftregulering (kilde: Pettersson 2000).

Måned	Uregulert vannføring (m ³ /s) (periode: 1919-1957)	Regulert vannføring (m ³ /s) (periode: 1968-1998)
Januar	20,7	13,7
Februar	16,6	14,3
Mars	14,9	9,8
April	29,5	13,0
Mai	180,7	32,5
Juni	262,8	25,4
Juli	164,5	27,7
August	103,4	25,4
September	99,9	24,9
Oktober	89,0	26,9
November	49,4	16,9
Desember	31,3	14,9
Årsmiddel:	88,9	20,4

2.1.1.2 Lio kraftverk

Lio kraftverk ble satt i drift i 1969 og utnytter et fall på 332 m fra Byrtevatn. Kraftverket har én Francisturbin med maksimal slukeevne på 12-14 m³/s. Midlere årsproduksjon er 225 GWh. Driftsvannet fra Lio kraftverk munner ut i Tokkeåi ved Helveteshylen gjennom en tunell.

Lio kraftverk har høy brukstid, men det forekommer likevel utilsiktede driftsstanser. Det er ikke installert omløpsventil ved Lio kraftverk og det er derfor ikke mulig å tappe kompensierende vann forbi kraftstasjonen ved driftsstans. Tilsiget fra Dalaåi og andre deler av restfeltet vil store deler av tiden ikke være tilstrekkelig til å dekke dagens selvpålagte krav til minstevannføring. Forsøk med vannslipp fra Vinjevatn (Tveito dam og Leirlid i Åmot), Byrtevatn og Botnedalsvatn viser at det tar 7-20 timer fra lukeåpning til vannet ankommer Helveteshylen. Denne tidsforsinkelsen er for stor til å forhindre redusert vannføring ved utfall i Lio kraftstasjon.



Figur 2.2. Kart over den storørettførende del av Tokkeåi fra deltaet og opp til Helvetesfossen/Nedrebøfossen.

2.1.2 Reguleringer og miljø for fisk i Tokkeåi

Eksisterende reguleringsinngrep har medført betydelige avvik fra naturtilstanden. Nedbørfeltet til Tokkeåi omfatter blant annet de regulerte innsjøene Vinjevatn, Byrtevatn og Botnedalsvatn. Reguleringene av disse innsjøene har en direkte innvirkning på miljøforholdene i Tokkeåi og Bandak, som er leveområdet til storørret. **Figur 2.1** viser en oversikt over nedbørfeltet til Tokkeåi. Reguleringen av Vinjevatn, Botndalsvatn og Byrtevatn er nærmere omtalt under, med de tilhørende kraftverkene Tokke og Lio.

2.1.2.1 Vinjevatn

Vinjevatn (462 – 465,5 m o.h.) er inntaksmagasin til Tokke kraftverk, og Tokkeåi er den opprinnelige utløpselva fra Vinjevatn. Tokke kraftverk har fire aggregater med en samlet slukeevne på 128 m³/s. Driftsvannet fra kraftverket har utløp i Bandak om lag 1 km sør for Bandakdeltaet, og har derfor

innvirkning på vannstand og temperaturforhold i Bandak og til dels deltaområdet. Under mesteparten av driftstiden produseres det med alle fire aggregatene i drift, men som følge av en optimalisering av prisforskjellene mellom kraftprisen i uke- og helgedager, samt forskjeller mellom dag og natt, er kjøremønsteret slik at vannstanden i Vinjevatn synker i ukedagene som følge av full drift og stiger i helgen ved lavere drift. Vannstanden senkes også i perioder for å oppnå fleksibilitet til å tilpasse produksjonen i Tokke kraftverk etter prisendringer.

2.1.2.2 Botnedalsvatn

Fra Botnedalsvatn (705-740 m o.h.) føres vann til Byrte kraftverk med utslipp i Byrtevatn. Som følge av liten reguleringsgrad tappes magasinet ned mot LRV i mars–april. Fra midten av juni og videre utover sommeren er tilsiget vanligvis høyere enn kraftverkets slukeevne, og magasinet holdes på tilnærmet HRV og med overløp til Dalaåi i 9 av 10 år.

2.1.2.3 Byrtevatn

Byrtevatn (427,3 – 445,6 m o.h.) er inntaksmagasin for Lio kraftverk, og utgjør dermed hovedkilden for vannføringen i den storørretførende delen av Tokkeåi (før reguleringen kom vannføringen fra Vinjevatn, Byrtevatn og Botnedalen). I dagens konsesjonsvilkår er det krav om oppfylling til kote 443,6 m o.h. for perioden 1. juli til 15. august. Vanligvis blir magasinet tappet ned til LRV i løpet av april for å kunne benytte magasinet fullt ut. Nedtappingsgraden avhenger av snømagasinets mengde og vanninnhold. Det er også innført selvpålagte restriksjoner for drift av Lio kraftverk av hensyn til storørretens gyteperiode.

2.1.2.4 Steinterskler og terskelbassenger i Tokkeåi

I Tokkeåi mellom Lio kraftverk og Bandak ble det i perioden 1971-1972 bygget 17 steinterskler fordelt på 15 løsmasseterskler og to steinblokkterskler. Tersklene ble laget ved at stein- og grusmasser fra elvebunnen ble skjøvet opp med bulldosere i tverrgående ansamlinger. Hensikten med steintersklene var å dempe flommer og skape et bedre estetisk inntrykk ved å etablere terskelbassenger som gir vannoverflate ved lave vannføringer. Det samlede arealet av terskelbassengene er målt ved bruk av satelittfotografier, og utgjør om lag 90 000 m² (tilsvarende ca. 27 % av elvearealet på den storørretførende strekningen). Terskelbassengene kan fungere som sedimentasjonsbassenger for finpartikulært materiale.

Det foreligger ingen bestemmelser i konsesjonen om minstevannføring på den storørretførende strekningen, men Statkraft har innført selvpålagte restriksjoner (se kapittel 2.1.2.5).

Det er foretatt målinger av lengde og bredde på ti av steintersklene ved hjelp av satelittfotografier. Tersklenes lengder tvers over elva varierer fra 20 m og opp til 155 m, men de fleste er mellom 30 og 80 m. Bredden på tersklene varierer mellom 10 og 65 m, men de fleste måler mellom 10 og 40 m (Tabell 2.2).

Tabell 2.2. Målinger av lengde og bredde på 10 steinterskler i elveløpene i Tokkeåi.

Elvestrekning	Terskelens lengde (m)	Terskelens bredde (m)
Utløp Asiahylen	155	Variere mellom 40 og 65
Asiahylen – Ivirohylen (2 stk)	45 og 60	13 og 10
Ivirohylen ved Buøy (2 stk)	80 og 20	40 og 12
Idrettshallen (3 stk)	80, 38 og 30	15, 35 og 10
Første terskel ovenf. Huvestadhylen	60	Variere mellom 22 og 29
Andre terskel ovenf. Huvestadhylen	61	Variere mellom 20 og 28

Det er utarbeidet et forslag til rehabilitering av elvehabitatet i Tokkeåi (Heggenes et al. 2009). Planen ble utarbeidet på oppdrag fra Statkraft, og rammevilkårene for oppdraget var at eksisterende vannføringsforhold ikke skulle endres og hovedstrukturen i elveleiet skulle bevares av hensyn til flomsikring.

2.1.2.5 Fiskesamfunnet i Tokkeåi

Vanlig forekommende fiskearter i Tokkeåi er ørret, ørekyt, trepigget stingsild og bekkeniøye, med dominans av de to førstnevnte. Abbor, sik, røye og bekkerøye er påvist, men de antas å ha en begrenset og sporadisk utbredelse uten nevneverdig økologisk effekt på økosystemet.

2.1.2.6 Helvetesfossen som vandringshinder for storørret

Helvetesfossen (også kalt Nedrebøfossen) er antatt å være det øverste vandringshinderet for storørret fra Bandak under dagens situasjon. Det er med dagens kunnskap ikke mulig å avgjøre om oppstrøms passasje av fossen var mulig for oppvandrende storørret fra Bandak i tidligere tider. Ørretfisket på denne elvestrekningen var også svært begrenset som følge av dårlig tilgjengelighet.

Det er imidlertid slik at Helvetesfossen/Nedrebøfossen har forandret karakter ved flere anledninger opp gjennom årene, og det er gjennomført et stort antall utbedringer og tiltak knyttet til tømmerfløting og kraftproduksjon både i selve fossen, i hølen nedenfor og i Tokkeåi forøvrig. I "Beskrivelse af Skiens vasdrag"- Nasjonalbiblioteket, side 94 og 95 står følgende:

"Nedrebøfossen var for temmelig generende under fløtningen, idet der midt i fossen var et skjær og paa venstre bred en odde, som tvang vandet over mod høire bred, saa der her dannedes to dybe og sterke bagevjer, som almindelig kaldets "Helvede". Før disse bagevjer var fulde kom intet tømmer forbi, og det tømmer, som var kommet ind i evjerne, beskadiges meget. Til forbedring av flødningsforholdene blev der av Kanalvesnet i 1875 udarbeidet forslag. Senere har flødningsbesyrelsen foretaget en del sprengningsarbeider i fossen og paa vest siden nedenfor samme. Disse arbeider har vist sig meget hensigtsvarende, saa der her nu kun lægger sig smaa tømmervaser, der lett kan stikkes ud, naar vand begynder at falde. I alt er der anvendt ca. 25000 udbedringer af fløtningsforholdene i Tokke (Tokkeåi), væsentlig sprægningsarbeider og opførelse av stenskjærme."

Denne beskrivelsen tyder på at det naturlige fossefallet var mer komplekst og fordelt på flere og lengre vannløp før de første tiltakene ble gjennomført. Særlig var dette gjeldende ved lave vannføringer.

Videre ble det i 1985 tatt ut masse fra Helveteshyl og ned til Gjesshyl. Samtidig ble også elveløpet mellom disse hølene utvidet for å få inn nødvendig maskinstørrelser og for å redusere oppstuinga i selve Helveteshyl. Det er derfor sannsynlig at vannstanden i Helveteshylen og nedstrøms kanal mot Gjesshylen ble senket litt. Det kan være aktuelt med uttak av masse fra Helveteshylen i årene fremover for å hindre oppstuing foran tunellutløpet.

2.1.2.7 Statkraft's selvpålagte restriksjoner i Tokkeåi

Tokke-Vinje konsesjonen hjemler ingen restriksjoner med hensyn til minstevannføring i Tokkeåi nedstrøms utløpet av Lio kraftverk. Effektkjøring i kraftverket, i tillegg til revisjoner og utfall, har medført varierende og ofte lave vannføringer i nedre deler av Tokkeåi. Statkraft har av denne grunn innført selvpålagte restriksjoner knyttet til Lio kraftverk som omfatter den storørretførende delen av Tokkeåi. I 2004 ble det bestemt at avstengningsprosedyren fra full drift (12-14 m³/s) til full stans i Lio kraftstasjon skulle foregå over 2 t og 15 minutter for å redusere stranding av fisk. Dette kravet fravikes dersom vannføringen målt ved Elvarheim er høyere enn 20 m³/s.

I 2010 ble det bestemt følgende selvpålagte minimumsvannføringer for ulike tidsperiodene for Tokkeåi målt ved Elvarheim (de primære hensiktene med kravene er oppgitt i parentes):

20.05 - 15.06	4 m ³ /s	(sikre vannføring)
16.06 - 14.09	6 m ³ /s	(sikre et minimum av vanndekket areal for ungfisk om sommeren)
15.09 - 15.11	12 m ³ /s	(sikre tilstrekkelig vannføring for gytevandring og gyting)
16.11 - 19.05	2 m ³ /s	(sikre nedgravd rogn i inkubasjonstiden)

Kravene frafalles også dersom det lokale tilsiget overstiger de selvpålagte vannføringene, og ved utfall, havari og andre uforutsette hendelser som gir stans i kraftverket. I slike tilfeller vurderes tapping av vann fra Vinjevatn og ned gjennom Tokkeåi i hvert enkelt tilfelle. Videre er det innfelt i

restriksjonene at vannføringer under 100 l/s fra kraftverket over korte perioder på 1-2 timer ikke rapporteres som brudd på restriksjonene (Statkraft 2013).

2.1.3 Bandak

2.1.3.1 Reguleringsinngrep

Bandak har et innsjøareal på 26,7 km² når vannstanden er på kotehøyde 72 m o.h. Høyeste vannstand er 72,34 m o.h., og regulerings høyden er 2,54 meter. Bandak ble regulert i 1890 ved bygging av Hogga dam for å muliggjøre trafikk med båter i Bandakkanalen, se «Slipningsreglementer» for Hogga dam (Kgl. Res Av 30. september 1890). Selv om det i dag bærer preg av et sammenhengende innsjøareal mellom Dalen og Hogga dam utgjøres dette egentlig av tre innsjøer (Vestvannene) som fortsatt er adskilt med definerte strømpartier. Bandak er den øverste innsjøen som defineres ned til Skarperudstrømmen. Derne st ligger Kviteseidvatnet, som munner ut i Fjågesundstraumen, og nederst ligger Flåvatn som defineres av Fjågesundstrømmens utløp og ned til Kårsteinstrømmen. Flåvatn går deretter over til et trangere parti som heter Strengen. Hogga dam og kraftverk ligger helt nederst. Hogga kraftverk (Kgl. Res Av 27. juli 1984) ligger i Nome kommune og utnytter en fallhøyde på 13 m mellom Flåvatn (69-72 m o.h.) og Nomevatnet (59 m o.h.). Bandak er også et døgnutjevningssjø for Tokke kraftverk, som slipper ut driftsvannet i Bandak ved Dalen.

I ettertid er Vestvannenes vannmagasin ifølge et brev av 5. desember 1959 fra Kanalselskapet til Industridepartementet og Vassdragsvesenet benyttet til kraftproduksjon fordi «bruksinteressene har vært interessert i å tøye reservene lengst mulig henimot slutten av en lavvannsperiode».

Tidligere fiskeriinspektør Harstad hadde denne beskrivelsen av Vestvannene og virkningene for disket (gjengitt i *Overskjønn vedr. vassdraget Dalen-Norsjø avhjemlet den 27. april 1973*):

«Vestvatna kan karakteriseres som lange, smale, dype og brådype, forholdsvis sterkt gjennomstrømmende, kolde, oksygenrike fiskevatn. Grunnen består av grunnfjell hvor gneis, gneisgranitt og granitt, gabro og sandsteinarter påtreffes. Langs liene og strendene finnes steinur og morene og hvor en del jord er dyrket, men bildet blir ellers dominert av skog og ur og fjell som etter hvert avtar i høyde østover. Produksjonsmessig må sjøområdene karakteriseres som næringsfattige og lite produktive områder, som ellers fra eldre tid er beskrevet som mindre gode fiskevatn, men som likevel passer bra for lakseartede fiskeslag»

2.1.3.2 Selvpålagte restriksjoner i Bandak og Flåvatn

Statkraft har innført selvpålagte restriksjoner i Bandak/Flåvatn for å ivareta oppvekstområder for storørret og av hensyn til ferdsel for kanalbåter. For Flåvatn ble det innført en restriksjon i 2004 som sier at kotehøyden på vannspeilet skal være over 71,90 m o.h. i perioden 17. mai til 10. september. For Bandak ble det i 2010 innført følgende restriksjoner:

11.09 – 01.03: Minste kotehøyde; 71,70 m o.h.

01.03 – 17.05: Minste kotehøyde; 71,50 m o.h.

2.1.3.3 Fiskesamfunnet

Fiskesamfunnet i Bandak består av ørret, sik, røye, abbor, trepigget stingsild, ørekyt, ål og bekkeniøye (bl. a. Mathiesen 1997, Tranmæl & Midttun 2005, Heggenes et al. 2009, Johnsen et al. 2011). Røye har også en dypvannsform i Bandak som kalles "gautefisk". Disse har lite fargepigment og kan oppnå vekter på 4-5 kg (Kraabøl 2010).

Introduksjon av gjedde i Børsesjø øst for Skien i 1776 medførte en oppstrøms spredning av gjedde i Skiensvassdraget, og den er registrert opp til Hogga sluse ved utløpet av Flåvann. Elektrisk fiskesperre er satt opp for å hindre etablering av gjedde i Vestvannene. Spredningen av gjedde i vassdraget er en funksjon av naturlig spredningsevne, utsettinger på nye lokaliteter med tilløp til Skiensvassdraget og sannsynligvis også vandring i forbindelse med slusing av båter gjennom Telemarkskanalen.

Bestandene av ørret i Bandak har vært gjenstand for flere studier. Den første undersøkelsen av ørret ble gjennomført i perioden 1911-1913 (Huitfeldt-Kaas 1927). I nyere tid har undersøkelsene hatt fokus på storørret og vært konsentrert til innløpselva Tokkeåi og dens utløp i deltaområdet ved Dalen (Mathiesen 1997, Tranmæl & Midttun 2005, Heggenes et al. 2009, Kraabøl 2010). Før 2011 er det imidlertid ikke gjennomført større fiskebiologiske undersøkelser i Bandak etter at innsjøen ble regulert i 1892. For å øke kunnskapen om fiskesamfunnet ble det derfor gjennomført en fiskebiologisk undersøkelse i Bandak 2011 (Johnsen et al. 2011). Hovedfunnene fra denne undersøkelsen var at:

- Sik dominerte i de frie vannmassene, mens ørret dominerte i strandsonen. Røye ble kun fanget i dypere områder langs bunn og i de frie vannmassene.
- Sikbestanden beskattes i svært liten grad. Dette reflekteres i alderssammensetningen med relativt mye fisk eldre enn 10 år. Det hevdes også at siken aldri har vært beskattet i særlig grad.
- Den samlede ørretbestanden i Bandak ble karakterisert som middels tett. Den største tettheten ble funnet på deltaflaten, og her ble forekomsten av ørret karakterisert som tett. Ørretbestanden syntes å ha mer enn god nok rekruttering i forhold til næringsgrunnlaget rundt hele Bandak. Fiskeutsettinger ansees som uaktuelt. Med unntak av deltaflaten ved Dalen er strandsonen i Bandak smal og med bratte strender, og reguleringseffekten på næringsdyr er trolig relativt liten.
- Effektene av reguleringen av Bandak er vurdert som små for sik- og røyebestanden.
- Hard beskatning av siken i Bandak kunne gi positive effekter både på sikbestandens kvalitet og ørretens tilgang på småsik som følge av økt rekruttering og trolig flere fiskepisende ørret. På grunn av innsjøens størrelse og dermed krav til en veldig stor fangsttinningsansats, anses dette tiltaket som lite realistisk å gjennomføre.

2.2 Historiske opplysninger om ørretfisket i Tokkeåi og Bandak

Nedenfor gis en kort oppsummering av opplysninger om ørretfisket i tidligere tider i nedre deler av Tokkeåi og på deltaet. Materialet stammer fra avisarkiver, og er innsamlet (på forespørsel fra prosjektleder) av flere lokale ressurspersoner for å fremskaffe informasjon om fisket fra midt på 1800-tallet og fram til nyere tid.

2.2.1 Tokkeåi og deltaet som sportsfiskedestinasjon før reguleringene

Sportsfisket etter ørret i Tokkeåi og i deltaet var godt kjent i norsk sammenheng allerede fra sportsfiskets barndom på slutten av 1800-tallet. Huitfeldt-Kaas (1923) skriver følgende; "*Kun i visse Vestlandsdistrikter og enkelte steder i Telemarken med sterk reisetrafik, særlig av engelske turister, har en del hoteller ved leie eller kjøp skaffet sig fiskeretter i nærliggende vand eller elver til avbenyttelse for sine gjæster. Paa adskillige steder er saadant sportsfiske efter ørret av væsentlig betydning for hotellernes drift, idet gjennomreisende sportsfiskere derved ofte bringes til at slaa seg ned paa vedkommende fiskeplasser for nogen tid. Til flere hoteller, som nyder et særlig godt renome for sitt sportsfiske, kommer der stadig reisende-særlig utlændinger- ogsaa enkommelig i den hensigt at drive sportsfiske og opholde sig der en længere tid av sommeren (...). Blandt hoteller og skydsstationer som besidder fiskeretter egnet for sportsfiske efter ørret eller i hvis nærhet der er anledning til saadant fiske, vil jeg videre nævne: Langs hovedtrafikruten gjennom Telemarken: Triset hotel i Laardal (fiske i Bandak), Hotel Bandak paa Dalen (fiske i Tokeelven og Bandak)*"

Det foreligger også flere redaksjonelle avisomtaler og annonser i senere tid som forteller om et rikt ørretfiske i deltaet og i Tokkeåi på 1960- og 1970-tallet. Det fremkommer at ørretfisket var omfangsrikt i deltaet, og at Tokkeåi på den tid var en av Telemarks beste ørretelver. Ørretfisket omfattet både elva og deltaet, og engasjerte både lokale folk og tilreisende turister. Dette er for eksempel omtalt i Aftenposten i 1967 og 1975. Her gjengis teksten i to avissaker om ørretfisket på Dalen:

Aftenposten 13. juli 1967: Overskrift: «**Rikt ørretfiske i Bandakområdet.** -I Bandak har det den siste tid vært et usedvanlig godt ørretfiske, særlig i området omkring elveoset der Tokke-elven renner ned i vannet. Både bygdefolk og de mange campingturistene på Dalen har fått til dels store fangster på flue- og markstenger, men også endel på sluk. Ørreten har jevnt over vært ganske stor, enkelte opptil 0,5 og én kilo, og de er fine og røde i kjøttet. Kaspar Holter på Dalen er overlegent best av alle som har deltatt i det rike fiske. Med sin fluestang har han tatt over 300 ørreter. En av årsakene til det gode fiske sies å være den til dels store vannføring i Tokkeelven i sommer».

Aftenposten 3. november 1975. Overskrift: «**Svær fisk i Tokkeelven.** –Tokke-elva på Dalen i Telemark holder fortsatt stillingen som en av fylkets beste ørretelver, og det er et stort spørsmål om det er noen andre som kan hamle opp med den når det gjelder fiskens størrelse, skriver bladet Varden. Den største ørreten som er tatt i elven i høst veide 11,5 kg, den nest største 9,5 og videre er det tatt ørreter på 7 kilo og mange på 4-5 kilo. Ellers forteller folk på Dalen at fiskebestanden i Bandak er minst like stor som før reguleringen. Dessuten er ørreten blitt rødere og finere i kjøttet.

2.2.2 Tidligere beskatning av storørret på deltaet og i Tokkeåi

Det finnes ingen offisiell statistikk over beskatningen av storørret i Bandak og Tokkeåi. Under befaringer gjennomført i desember 2009 ble det samlet inn fangstjournaler og fotografier av storørretfangster fra nordre del av Bandak. Garnfiskerne Brattestå og Haukelidsæter drev et aktivt fiske etter storørret i flere år, og disse opplysningene har verdi som dokumentasjon på storørretforekomsten. Anslagsvis ble det fanget mellom 50 og 80 individer av gytevandrende storørret hvert år på 1970-, 1980-, 1990- og deler av 2000-tallet fordelt på garn og andre redskapstyper.

I tillegg har det helt fram til 2009 foregått et omfattende fiske etter ørret opp til ca halvkiloen i deltaområdet (K.J. Brattestå, pers.medd). Dette fisket foregikk både med garn, storruse og stang, hovedsakelig i perioden juni-oktober. Garnfisket foregikk med 20 omfars (31 mm) garnlenker. Storrusa består av et fangstkammer med to 30 meters garn ut til hver side. Garn- og rusefanget ørret ble levert til Dalen Hotell. Gjennomsnittsverken hos den garnfangede ørreten lå omkring 300 gram. I noen år fram til 2008 ble det årlig fanget mellom 700 og 1000 ørret, tilsvarende 210-300 kg, mens det i 2008 ble det tatt ut 1000 ørret, tilsvarende 300 kg. Dette fisket ble intensivert betydelig i 2009. Til sammen 2500 ørret ble fisket ut både med garn (ca. 1500 stk) og storruse (ca. 1000 stk). Det anslås at om lag 600 kg ørret ble tatt ut med disse redskapstypene i 2009.

I tillegg foregikk det inntil nylig et relativt intensivt sportsfiske etter ørret i deltaområdet (K.J. Brattestå, pers. medd). De ivrigste fiskerne tok alene mellom 500 og 600 ørret pr. år. Snittvekten på disse var noe høyere som følge av innslag av enkelte større ørret opp til 1,5 kg, samt gjenutsetting av ørret under vanlig matfiskstørrelse (20-25 cm). I tillegg er det flere fiskere som i sum tar anslagsvis 500 ørret av samme størrelse pr. år (K.J. Brattestå, pers. medd). Dette gir grunnlag for å anslå at sportsfiskere fanget årlig om lag 1000 ørret i deltaområdet, tilsvarende 400 kg.

Den samlede beskatningen av mellomstor ørret i deltaområdet gjennom de siste tiårene har derfor variert mellom 1700 og 3500 pr. år, tilsvarende 610-1000 kg. I tillegg kommer 50-80 storørret med gjennomsnittsvekt på ca. 5 kg, tilsvarende 250-400 kg. Den totale årsavkastningen fra ørretfisket i nordre Bandak og deltaområdet kan derfor anslås til 860 – 1400 kg. Det understrekes at dette er anslag som i stor grad er basert på opplysninger fra rettighetshaverne, samt enkelte fangstjournaler fra garnfiskere. Det meste av dette fisket har opphørt.

2.2.3 Utdrag fra fiskereglene i Tokkeåi og deltaet

Bandak Fiskarlag administrerer fisket i Tokkeåi og Bandakdeltaet. Dette området er definert som sone 1. Fiskesesongen starter 1. april og varer frem til 20. september. Ørret mellom 30 og 50 cm skal gjenutsettes i perioden 1. april til 1. september, og ørret som er mindre enn 30 cm eller større enn 50 cm kan avlives. I perioden 1. september og frem til sesongens slutt den 20. september skal all fisk gjenutsettes av hensyn til bevaring av gytebestanden. Det er også bestemmelser knyttet til mothaker på krokene. Disse skal enten være fraværende eller innklemt for å forenkle gjenutsetting av ørret.

3 Materiale og metoder

3.1 Mandatet

I kontrakten for disse undersøkelsene står det:

«Hensikten med Tjenesten er å kartlegge forholdene for storørret i Tokkeåi og elvedelta i Bandak, samt vurdere mulige tiltak. Dette inkluderer å vurdere minstevannføring og avbøtende tiltak i Tokkeåi for å bidra til en levedyktig bestand av storørret.»

Formuleringene vedrørende hensikten med undersøkelsene ble presisert av Statkraft i forbindelse med statusrapport 2012 (NINA rapport 955):

Hensikten med prosjektet *Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og de tilhørende tilleggsundersøkelser (herunder gytevandring, gyteområder, fordeling av gytefisk, yngelproduksjon og yngeltetthet, næringsgrunnlaget og temperaturforhold)* er å:

- *Kartlegge dagens situasjon og bestandsstatus for storørrestammen*
- *Vurdere deltaområdet økologiske funksjon i forhold til storørret og dens byttedyr*
- *Evaluerer effektene av de selvpålagte restriksjonene til Statkraft*
- *Foreslå eventuelle nye tiltak i Tokkeåi og Bandak».*

I evalueringen av effekten av de selvpålagte restriksjonene inngår også å gi forslag til eventuelle endringer i disse.

3.2 Konsortiets definisjon av levedyktig storørretbestand

Mandatets ordlyd gjør det nødvendig å definere begrepet «levedyktig bestand av storørret». Vi baserer definisjonen på generelle bevaringsbiologiske vurderinger. Disse knyttes til det nødvendige antall gytefisk som hvert år må delta i gytingen for å sikre langsiktig overlevelse av bestanden. Dette betyr her å unngå tap av genetisk variasjon. I denne sammenheng benyttes vanligvis begrepet «genetisk effektiv populasjonsstørrelse» (N_e), dvs. antall gytefisk av begge kjønn som bidrar med sine gener til etterkommende generasjoner. Dersom man har genetiske data, kan N_e beregnes under gitte forutsetninger. Vanligvis er N_e lavere enn den faktiske gytebestanden hvert år (N) (se Heath et al. 2002, Waples 2004). Den genetiske struktureringen blir nærmere omtalt i kapitlene om genetik (kapitlene 3.9 og 5.1.1.2).

For langsiktig levedyktighet hos dyrepopulasjoner er det en tommelfingerregel at N_e bør være minst 500 individer for å unngå tap av genetisk variasjon. Denne tilnærmingen er lagt til grunn i disse undersøkelsene.

Basert på registrerte gytepopulasjonsdata kan det også beregnes en «demografisk effektiv populasjonsstørrelse». Telling av antall gytegroper i elva etter gyteperioden er et mål på antall hunnfisk i den årlige gytebestanden, med en vesentlig forutsetning om at det er én gytegruppr pr. hunnfisk (i en del tilfeller lager hunnfisk mer enn én gytegruppr, og i slike tilfeller er antall hunner lavere enn antall gytegroper). Dette gir et mål på hvor mange fisk som er med på gytingen. Den genetisk effektive populasjonsstørrelsen vil som regel være mindre, fordi ikke alle grøpene bidrar til rekrutteringen. For eksempel kan grøper tørrlegges eller fryse.

I denne rapporten antas det at den årlige gytebestanden inkludert hunnfisk (N) er tilnærmet lik antall gytegrøper $\times 2$ (forutsetter altså lik kjønnsfordeling og at hver hunnfisk graver én gytegruppr). Vi har således i denne rapporten kunnet gi estimater på N_e via genetiske og N via demografiske data.

3.3 Kort oversikt over prosjektets rapporter

Datagrunnlaget for bunndyr, ungfisk, vanntemperatur, gytepropregistreringer, elektrisk fiske med båt, prøvefiske med garn og innsamling av prøver til genetiske analyser ble innsamlet i perioden 2010-2013. I tillegg er det innhentet vannføringsdata og historiske opplysninger som spenner over et lengre tidsrom.

Underveis i prosjektperioden er det publisert årsrapporter som oppsummerer resultatene fra de enkelte årene (Kraabøl et al. 2011; Johnsen et al. 2012; Kraabøl et al. 2013). I tillegg finansierte Statkraft et eget studieopplegg for bekkeniøye, og dette er rapportert som en selvstendig rapport (Schartum & Kraabøl 2014). Det ble også gjennomført en forstudie (Kraabøl 2010) som dokumenterte storørretforekomsten og skisserte mulige problemstillinger i forkant av hovedprosjektet. Nedenfor gis en oversikt over publikasjonene som har direkte tilknytning til hovedprosjektet.

Sluttrapportens konklusjoner og anbefalinger er basert på en samlet vurdering av alle fremkomne resultater, selv om ikke alle er omtalt og presentert i detalj i denne sluttrapporten (det henvises derfor til disse rapportene for nærmere detaljer):

Kraabøl, M. 2010. Storørret i Tokkeåi og Bandak. Dokumentasjon, kunnskapsoppsummering og utfordringer NINA Rapport 544, 30 sider.

Kraabøl, M., Johnsen, S.I. & Dokk, J.G. 2011. Ferskvannsekologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet i 2010. Resultater fra undersøkelsene i 2010 og videre fremdrift. NINA Rapport 721, 25 sider.

Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Dokk, J.G. og Pavels, H. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Bandak og Tokkeåi 2011. NINA Rapport 862, 50 sider.

Kraabøl, M., Brabrand, Å., Bremnes, T., Dokk, J.G., Johnsen, S.I., Pavels, H., Saltveit, S.J. & Schartum, E. 2013. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet. Resultater fra undersøkelsene i 2012. NINA Rapport 955, 28 sider.

Schartum, E. & Kraabøl, M. 2014. Undersøkelser av bekkeniøye i Bandakdeltaet og Tokkeåi, Telemark. Resultater fra undersøkelsene i 2012 og 2013. NINA Rapport 1002, 37 sider.

3.4 Bunndyrundersøkelser

Til innsamling ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Frost et al. 1971). Det ble anvendt håv med maskevidde 0,45 mm med åpning 30 x 30 cm montert på et skaft. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot bunnen slik at strømmen går rett inn i åpningen. Med den ene foten blir substratet i forkant av håven rotet opp slik at dyr, planter og organisk materiale blir ført med strømmen inn i håven. På stillestående vann i deltaområdet i Bandak ble materialet rotet opp med foten og håven ført fram og tilbake for innsamling. Det ble tatt 1 minuttts prøver. Alle prøvene ble fiksert med etanol i felt. Bunndyrene ble plukket ut, sortert og bestemt i laboratoriet.

3.4.1 Tokkeåi

For bunndyr finnes standardiserte metoder (Norsk Standard; NS-ISO 7828) for å vurdere miljøtilstanden i forbindelse med vanndirektivet (Veileder 01:2009). Det er benyttet to indekser for å beskrive den økologiske tilstanden basert på bunndyr, EPT indeksen og ASPT indeksen. Begge indeksene er basert på antall arter tilstede og omhandler ikke tettheter. Begge indeksene benyttes for å beskrive virkningen av organisk forurensning

ASPT indeksen (Average Score per Taxon) brukes i klassifiseringen av vannforekomster iht. Vanndirektivet, og denne indeksen benytter toleransegrenser for ulike grupper og arter (Armitage

et al. 1983). ASPT verdiene går fra 1-10 (**Tabell 3.1.**), og grensen mellom god og moderat økologisk tilstand er satt til 6, og verdier over dette er tilstandsmål for alle vassdrag. For å kunne sammenligne de ulike kvalitetselementene som benyttes i Vanndirektivet er også normaliserte EQR verdier beregnet. Disse har verdier fra 0 til 1. De biologiske kvalitetselementene for elver er påvekstalger, bunndyr og fisk. Den økologiske tilstanden bestemmes først og fremst av disse. Dårligere tilstand enn god økologisk tilstand krever tiltak (Veileder 01:2009).

Tabell 3.1. ASPT verdier basert på bunndyr for å karakterisere økologisk tilstand i elver i forbindelse med organisk forurensning (Veileder 01:2009).

Økologiske tilstand	ASPT
Svært god	> 6.8
God	6 – 6.8
Moderat	5.2 - 6
Dårlig	4.4-5.2
Svært dårlig	< 4.4

EPT indeksen er summen av antall arter av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*) (de såkalte EPT arter) og relateres til det antall arter som forventes å være tilstede i uberørte lokaliteter i regionen.

Innsamling av bunndyr i Tokkeåi ble foretatt i begynnelsen av september 2012 og i midten av september 2013. Prøvetakingen ble gjort på til sammen seks stasjoner, hvorav en i Dalaåi ovenfor fossen, en i Tokkeåi før samløp med Dalaåi og fire stasjoner i selve Tokkeåi nedenfor samløp med Dalaåi og ned mot Bandak. Stasjonene er valgt blant de som er benyttet under elektrofiske, se **Figur 3.1.**

3.4.2 Deltaområdet

I deltaområdet ble det i september 2012 og 2013 tatt 21 bunndyrprøver fordelt på sju lokaliteter, Lokalitetene 1-7 er fordelt fra øst- til vestsiden av deltaområdet (**Figur 3.1**). To av lokalitetene hadde preg av elvevann fra Tokkeåi. På de sju stasjonene ble det tatt tre separate prøver for å dekke substratvariasjon, hovedsakelig ⁱ⁾ mudder, ⁱⁱ⁾ områder med vegetasjon og ⁱⁱⁱ⁾ grus/stein, men der de fleste prøvene ble tatt inngikk alle de tre substratgruppene.

Målsettingen var å få en oversikt over bunndyrsamfunnet i deltaområdet og ha et referansemateriale i forbindelse med mulig senking av Bandak under arbeidene ved Hogga dam vinteren 2012.

På hver av de sju stasjonene ble det målt temperatur på 12 punkter med et digitalt termometer (Fluke 53/54) med stikksonde. Måleresultatene er vist i **Tabell 3.2**. Av de 12 punktene pr. stasjon var seks på bunnoverflaten, mens seks var 30 cm ned i bunnen. Hensikten med disse målingene var å registrere mulig utstrømning av grunnvann. Forventningen er i så fall vesentlig temperaturforskjell mellom bunnoverflate og 30 cm ned i bunnen. Målingene ble foretatt under sol og vindstille forhold.



Figur 3.1. Lokalteter for temperaturmålinger og innsamling av bunndyr i deltaområdet i september 2012 og 2013.

Tabell 3.2. *Temperaturmålinger (°C) i seks punkter (a: bunnoverflate, b: 30 cm ned i bunnen) på sju lokaliteter i deltaområdet ut mot Bandak 4.9.2012 (øverst) og 24.9.2013 (nederst).*

	1 punkt	2 punkt	3 punkt	4 punkt	5 punkt	6 punkt	Substrat
Lok.1 a	14,0	14,1	14,1	14,0	14,0	14,0	Mudder
Lok.1 b	13,9	14,1	14,0	14,0	13,8	13,9	Mudder
Lok.2 a	13,6	13,3	13,4	13,5	13,4	13,5	Sand
Lok.2 b	13,3	13,2	13,3	13,2	13,3	13,3	Sand
Lok.3 a	14,3	13,8	13,2	13,3	13,6	13,4	Stein
Lok.3 b	12,9	12,7	12,6	12,9	12,9	12,6	Stein
Lok.4 a	13,7	13,9	13,8	13,7	13,9	13,4	Vegetasjon
Lok.4 b	12,6	12,9	13,0	12,5	12,4	12,8	Vegetasjon
Lok.5 a	12,9	12,4	12,4	12,4	12,5	12,5	Elveløp
Lok.5 b	9,7	9,1	9,3	9,1	9,6	10,1	Elveløp
Lok.6 a	15,7	15,6	15,5	15,8	15,6	15,6	Elveløp
Lok.6 b	13,9	13,9	13,8	13,9	13,5	13,4	Elveløp
Lok.7 a	17,5	17,4	17,3	17,6	17,5	17,2	Mudder
Lok.7 b	11,2	11,7	11,3	11,9	11,1	11,1	Mudder

	1 punkt	2 punkt	3 punkt	4 punkt	5 punkt	6 punkt	Substrat
Lok.1 a	10,7	10,6	10,3	10,4	10,5	10,5	Småstein
Lok.1 b	10,1	10,2	10,1	10,4	10,3	10,2	Småstein
Lok.2 a	11,3	11,2	11,1	11,4	11,6	11,3	Stein
Lok.2 b	11,9	12,1	12	12,3	12,2	12,1	Mudder
Lok.3 a	11,3	11,2	11,1	11,4	11,6	11,3	Stein
Lok.3 b	11,9	12,1	12	12,3	12,2	12,1	Mudder
Lok.4 a	11,1	11,2	11	11,3	11,6	11,4	Vegetasjon
Lok.4 b	10,9	10,8	10,9	11,1	10,7	10,9	Vegetasjon
Lok.5 a	11,1	11	11,3	10,9	11,3	11,1	Elveløp
Lok.5 b	10,6	10,3	10,5	10,4	10	10,2	Elveløp
Lok.6 a	11,8	11,8	11,8	11,9	11,7	11,8	Elv/mudder
Lok.6 b	11,6	11,7	11,3	11,4	11,6	11,5	Elv/mudder
Lok.7 a	11,1	11,2	11,1	11,1	11	11	Mudder
Lok.7 b	11,2	11,1	11,1	11,2	11	11,1	Mudder

Det ble ikke registrert utstrømning av grunnvann med typiske grunnvannstemperaturer i substratet. Forskjellene i temperatur mellom bunnoverflaten og 30 cm ned i bunnen var små både i 2012 og 2013 og lar seg forklare med døgnvariasjon og forsinket soloppvarming/nedkjøling nede i bunnen. De største forskjellene ble funnet i 2012 på lokalitetene 5, 6 og 7. Her var det signifikante forskjeller ($p < 0,05$), men reflekterer som nevnt ikke lave grunnvannstemperaturer. For lokalitetene 5 og 6 er dette forårsaket av elvevann, mens for lokalitet 7 var forskjellene trolig forårsaket av soloppvarming i innestengt vik.

3.5 Ungfiskregistreringer i Tokkeåi og Dalaåi

Til innsamling av fisk ble det benyttet et bærbart elektrisk fiskeapparat konstruert av ingeniør Paulsen. Apparatet leverer kondensatorpulser med spenning ca. 1600 V og frekvens 80 Hz. Feltnnsamling ble foretatt i oktober 2011 og i september 2012 og 2013 under gode forhold. Lokalitetene i Dalaåi og i Tokkeåi er vist i **Figur 3.2**.

Materialet av ungfisk tatt på strekningen mellom stasjonene 1 og 7 i Tokkeåi i 2011 ble aldersbestemt ved hjelp av skjell og otolitt. Hensikten var å kunne vurdere dødelighet fra årsunger til 1+ gjennom første vinter fram til september året etter, og for å kunne sannsynliggjøre hvor lenge ørretungene lever i elva før utvandring.

I Tokkeåi ble det fisket på til sammen åtte stasjoner (st. A og st. 1-7). Stasjonene 1-7 dekket strekningen i Tokkeåi fra utløp av driftsvann Lio kraftverk og ned til deltaområdet. Stasjon A lå i Tokkeåi ovenfor utløpet fra kraftstasjonen, der elva bare har vannføring fra uregulert restfelt.

I Dalaåi ble det fisket på to stasjoner, en stasjon nedenfor foss (st. C), mens en stasjon ble lagt ovenfor (st. B). Fossen har blitt ansett som et vandringshinder, men etter en befaring i 2011 ble det vurdert at fossen ikke kan anses som absolutt vandringshinder ved alle vannføringer.

I 2011 ble det fisket på flere stasjoner i strandsonen i Bandak, i Lårdalsåi og i utløpsområdet av Bandak ved Straumen. Disse resultatene er presentert i en tidligere årsrapport fra prosjektet, men er også presentert i denne sluttrapporten av hensyn til en helhetlig vurdering av rekruttering hos ørret i Bandak.

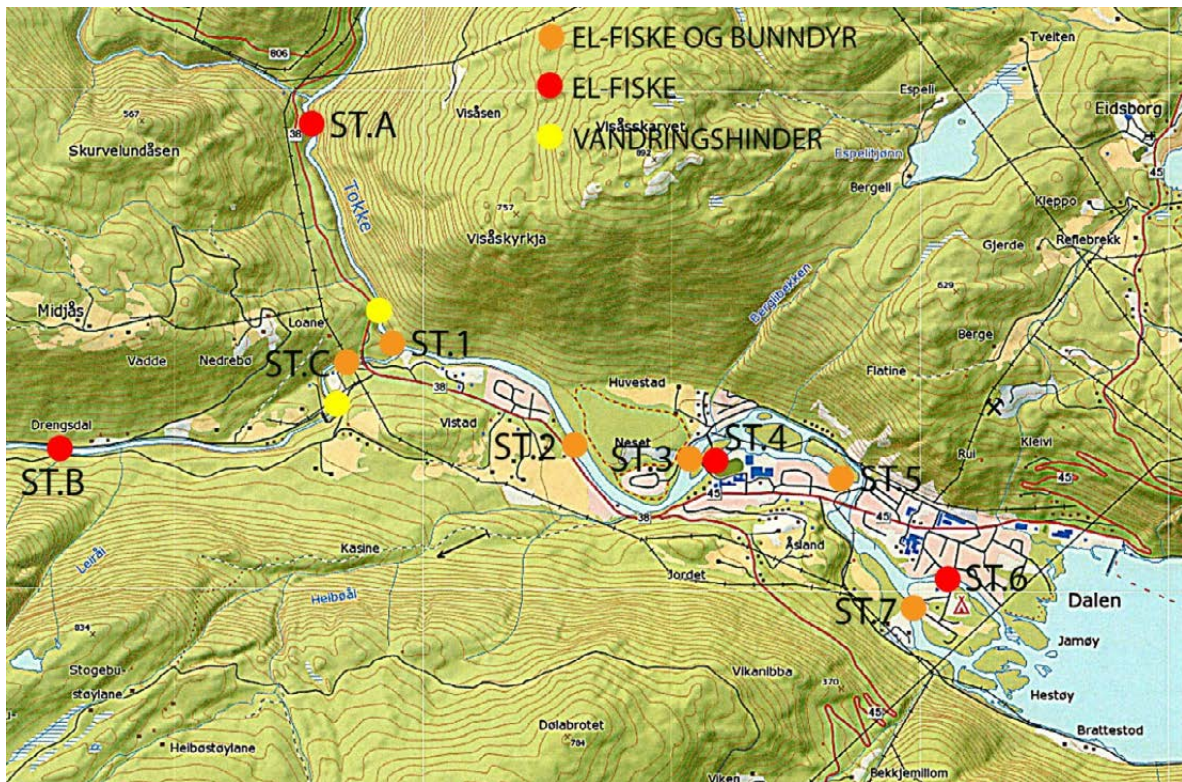
Det ble elektrofisket på oppmålt areal på hver stasjon. Antall fisk er beregnet ut fra avtak i fangst ved tre gangers overfisking ("successive removal", jfr. Zippin 1958, Bohlin et al. 1989). All fisk ble artsbestemt og lengdemålt i felt til nærmeste mm. I 2012 ble all ørret aldersbestemt ved bruk av skjell og otolitter.

Der det ikke var mulig å beregne tettheten på grunn av lave fangster, ble tettheten beregnet på grunnlag av en gangs overfiske og ved å benytte fangbarhet for samme år fra totalestimatet for Tokkeåi for de gjeldende årsklasser. Fangbarheten varierte mellom år (**Tabell 3.2**). For ørekyt, trepigget stingsild og bekkeniøye var antall fisk alltid lavt. Her ble skjønnsmessig brukt en fangbarhet på 0,4.

Tabell 3.3. Følgende fangbarheter benyttet for å beregne fisketetthet på stasjoner med lav fangst.

Art/aldersgruppe	2011	2012	2013
Ørret 0+	0,57	0,54	0,48
Ørret eldre	0,75	0,65	0,61

For ørekyt, trepigget stingsild og niøye (trolig bekkeniøye) ble det ikke skilt mellom årsunger og eldre individer. For disse tre artene gjelder estimatene i all hovedsak årsklasser eldre enn årsunger.



Figur 3.2. Plassering av stasjoner for elektrofiske i Tokkeåi (1-7) og Dalaåi (B og C) for beregning av tetthet av ørret. Vandringshinder i Tokkeåi og Dalaåi er angitt.

3.6 Gytegroptellinger

Gytegroptellingene ble gjennomført med formål å kartlegge fordelingen av gytegroper av både storørret og vanlig ørret i elva, og kartlegge gytetidens start og varighet for storørret. Dato for første og siste gravende hunnfisk på gytefeltene markerte gyteperiodens omfang i 2011-2013. I tillegg ble fordelingen av gytegroper i de ulike elveseksjonene registrert. Etablerte gytegroper er synlige ved at de danner lyse felter i elvegrusen som følge av at hunnfisk fjerner mørk begroing fra den lysere grusen ved halebevegelser som beveger gruspartiklene nedstrøms.

Under gytetellingene i 2011 og 2012 ble det skilt mellom groper av storørret og «vanlig ørret» med bakgrunn i et estimat på bredde og lengde på ferdig etablerte gytegroper. Groper med en anslått bredde over 1,2 m ble definert som storørretgroper. Gropenes lengde varierte med tekstur i substratet og strømhastighet, og ble derfor ikke benyttet som kriterium. Et anslag over beslaglagt areal for alle gytegroperne ble også estimert for disse to årene. Gytefeltene for store og små ørreter i 2013 ble inntegnet på kart for å vise et eksempel på den romlige fordelingen.

Tellingene ble hovedsakelig gjennomført fra land ved bruk av polariserte solbriller, men det ble også benyttet båt og vannkikkert ved tellinger i Tokkeåi og ved Skarperudstraumen. Observasjonene ble gjort fra ulike vinkler for å redusere feilkildene, men tellingene må betraktes som minimumsestimater av antall groper for både storørret og vanlig ørret.

3.7 Båtelfiske i deltaet og Tokkeåi

Det ble gjennomført fiske med en spesialbygd elektrofiskebåt i 2011-2013. Hensikten var å undersøke forekomst og geografisk fordeling av bekkeniøye og stingsild. For stingsild ble et utvalg av individer kun lengdemålt, mens innsamlet niøye ble både lengdemålt og undersøkt for modningsstadium.

Det ble kjørt flere transekter som til sammen dekket hele deltaet for å kartlegge ulike dyp, substrattyper og vannvegetasjon. Metoden ga grunnlag til å fremstille en geografisk fordeling av bekkeniøye og trepigget stingsild i deltaet.

El-båten er utstyrt med en 200 hk vannjetmotor, har flat bunn og er tilpasset bruk på svært grunne områder. I forkant av båten henger to anodeelektroder (stålvaiere) fritt ned i vannet. Ved elfisket fungerer aluminiumbåtens skrog som katode. Når strømmen slås på oppstår et elektrisk strømfelt rundt hver anode. Feltet har en horisontal rekkevidde på 5 m og vertikal rekkevidde på 2-3 m. Pulserende likestrøm (60 Hz) benyttes (7,5 kW aggregat i båten). Strømstyrken i vannet varierte mellom 1 og 3 A (avhengig av vannets ledningsevne) og spenningen er på 1000 V. Den største forskjellen i forhold til tradisjonelt elfiske er at rekkevidden er større pga. flere anoder og tilgang til større vanddybder.

El-fiskebåten ble benyttet i deltaområdet, i strandsonen på sørsiden (ved Brattestå) og på nordsiden (motsatt side av Høynesodden) av Bandak. Fiskene som ble lammet under elektrofiket ble håvet opp av to personer som stod i front av el-fiskebåten. Fisken ble deretter plassert i et vannfylt kar med konstant vanngjennomstrømming. All fisk som ble fanget ble artsbestemt og lengdemålt.

3.8 Temperaturundersøkelser i Tokkeåi og Dalaåi

Temperaturloggere av type HOBO ble lagt ut i Dalaåi og Tokkeåi i 2011-2013, i driftsvannet fra Lio kraftverk i 2012 og på tre dyp (0,5 1,0 og 3,0 m) nær dammen i Byrtevatnet i 2013. For plassering av loggerne i Dalaåi og Tokkeåi, se **Figur 3.3** og **Tabell 3.4**.

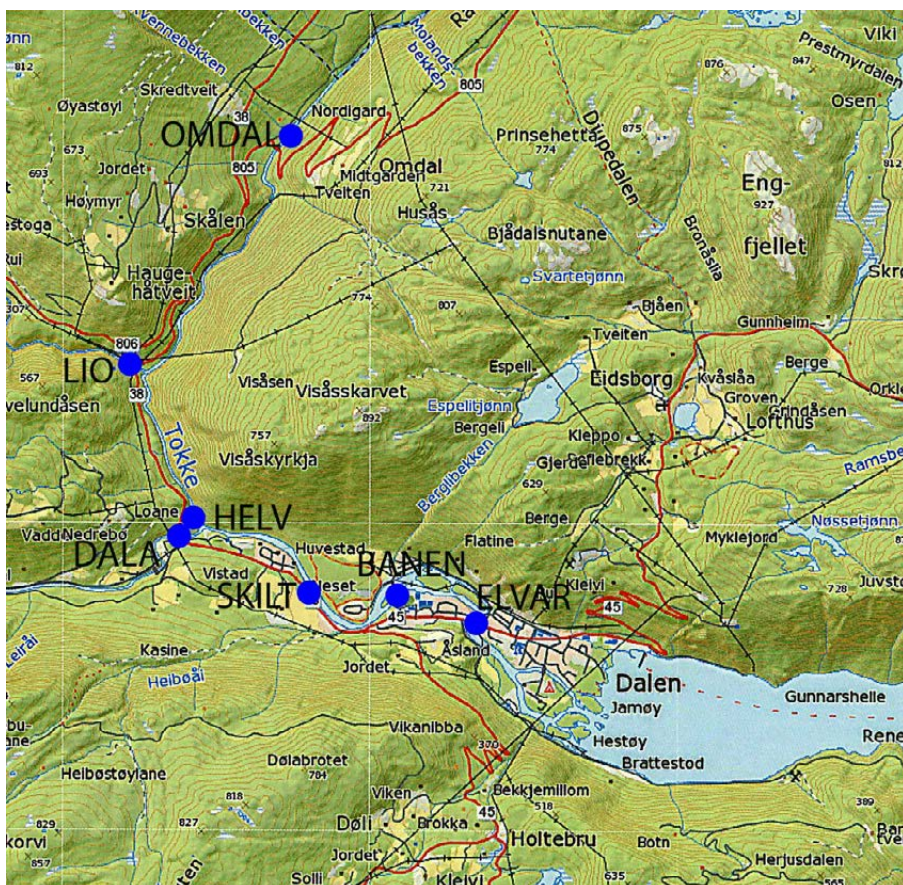
I tillegg ble det i 2012-2013 lagt ut logger som målte temperaturen i selve driftsvannet (st. Lio). I Lio kraftverk ble driftsvannet målt like etter turbinen, der ble loggeren plassert i et kar med kontinuerlig tilførsel av vann. Andre loggere som målte påvirkningen fra Lio ble lagt ut ved Helveteshylen, Skilt Dalen (Skiltdalen), Fotballbanen (Banen) og Elvarheim. Loggere som ligger upåvirket av Lio kraftverk er derfor st. Dalaåi og st. Omdalsbru i Tokkeåi.

Loggerne målte temperaturen hvert 30 minutt, ble plassert på vanddyb 10-100 cm i elva og gravd ned 10-20 cm. Loggerne var forankret med wire. Enkelte loggere ble lagt ned sent på høsten 12.10.2011 for målinger gjennom vinteren, med små justeringer av plasseringen.

Loggerne ble avlest ved Statkrafts anlegg i Dalen, og primærdata oversendt NHM, UiO. Her ble data overført til programvaren EasyView ver. 5.6 som ble benyttet ved den videre behandling av temperaturdataene.

Tabell 3.4. Koordinater for plassering av temperaturloggere i Tokkeåi og Dalaåi. Hovedstasjonene i Tokkeåi har målt i perioden juni 2011-oktober 2013, enkelte også gjennom vinteren. I tillegg ble det i 2013 lagt ut loggere på 0,5 1,0 og 3,0 m dyp i Byrtevatn. Koordinatsystem: Euref89 UTM32.

Sted	UTM32 N	UTM32 Ø
Omdalsbru	6594272N	441074Ø
Lio	6592096N	439927Ø
Helveteshylen	6590747N	440574Ø
Dalaåi	6590645N	440448Ø
Skilt Dalen	6590282N	441599Ø
Fotballbanen	6590271N	442389Ø
Elvarheim	6590099N	443136Ø



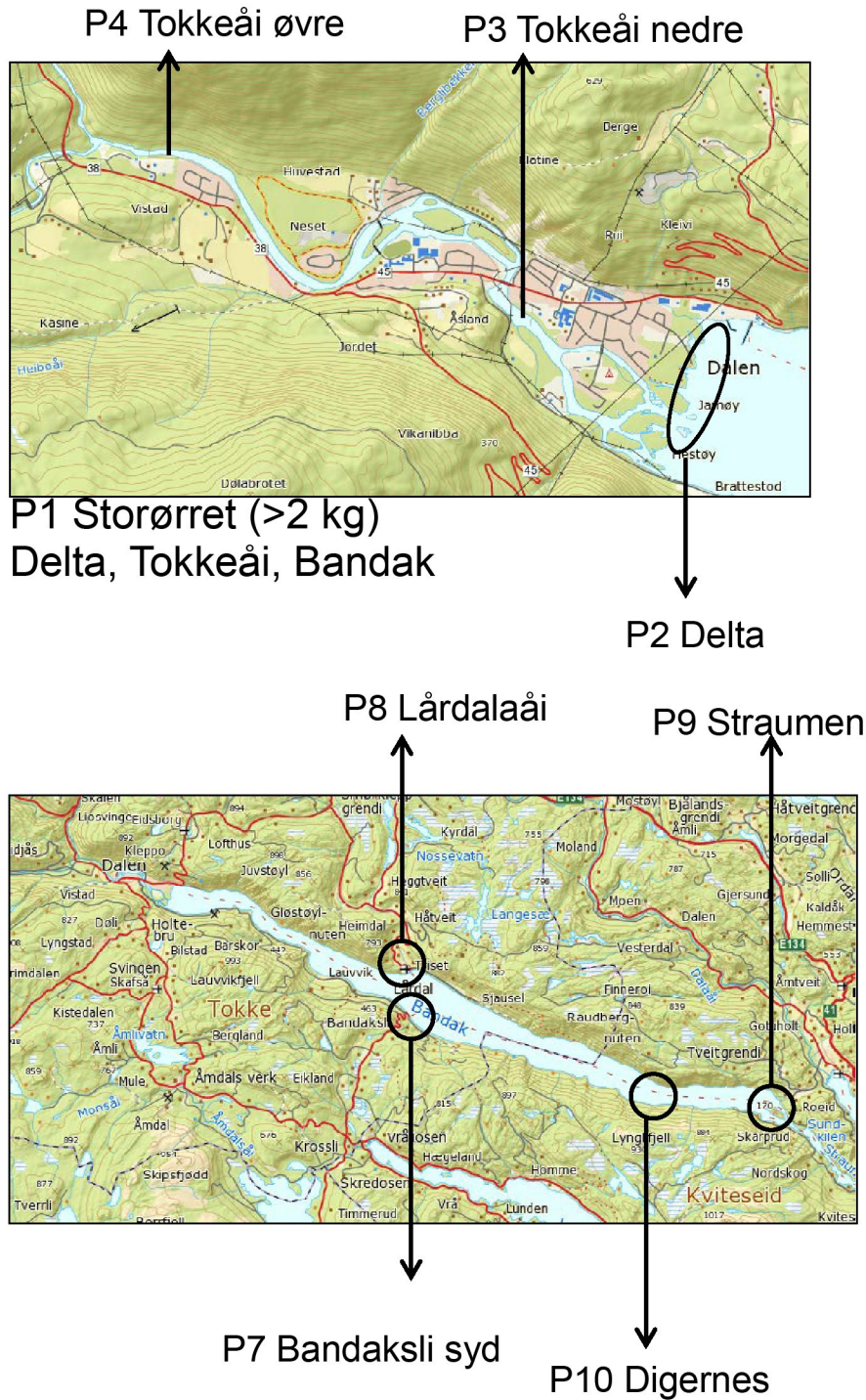
Figur 3.3. Plassering av temperaturloggere i Tokkeåi og Dalaåi. Logger «Lio» ligger inne i kraftstasjonen og måler temperatur på driftsvannet tappet fra Byrtevatn.

3.9 Genetiske undersøkelser av ørret

3.9.1 Metodikk

Mikrosatellitter er en type genetiske markører som er spesielt egnet til å avdekke genetisk struktur, og spesielt egnet til å vurdere grad av isolasjon mellom bestander (populasjoner) og slektskap mellom individer (Estoup et al. 1998).

Ørret fra i alt ti gyte- og oppvekstområder i Tokkeåi og Bandak er representert i undersøkelsen (**Tabell 3.4, Figur 3.4**). Utvalget av prøver er gjort fra et større tilgjengelig materiale innsamlet ved flere ulike metoder i perioden 2009-2012. Skjell, otolitter og vevsprøver fra storørret ble samlet fra lokalt fiske med stang, ruse og garn (24 prøver bestående av skjell og otolitter) og fra frysere (15 vevsprøver). Prøver fra storørret ble bare hentet fra ørret større enn 1,1 kg / 46,5 cm, gjennomsnittsstørrelsen var 2,9 kg (min. 1,1 - maks. 6,2, SD 1,5250, n = 24) og 60,5 cm (min. 46,5 - maks. 75,0, SD 8,7310, n = 22). Storørret ble hovedsakelig fanget i deltaområdet, men også noe lengre ut i Bandak, og i selve Tokkeåi. Hovedelva Tokkeåi er antatt viktigst for rekrutteringen til Bandak (Thue og Wollebæk 1999, Tranmæl og Midttun 2005, Kraabøl 2010). «Vanlig» fangbar ørret ble samlet inn ved prøvefisket for ørret i deltaområdet (2009) og ved Digernes (2011) (**Figur 3.4**). Andre antatt mulige gyte-/rekrutterings elver/bekker og grusvifter i selve Bandak ble valgt ut og elektrofisket (**Figur 3.4**). Ørretrekrutter (0+, 1+ og eldre) ble samlet inn fra Tokkeåi øvre del og nedre del, Lårdalsåi, Bandakslis brygge og Straumen (**Figur 3.4**) med elektrisk fiskeapparat (Geomega a/s, type FA3; eksponentielle pulser på 1200 V og 86 Hz frekvens) sommeren 2012.



Figur 3.4. Kart over Tokkeåi og Bandak med undersøkte lokaliteter for de genetiske studiene.

Aldersgruppering av ørret fra de enkelte lokalitetene er basert på lengde-frekvens kurver og annen tilgjengelig informasjon om vekst og størrelsesfordeling, hovedsakelig fra prøvafiske (Johnsen et al. 2012). Et tilfeldig utvalg av 30 ørret (eller mindre) per lokalitet ble genetisk analysert. Ørret 1+, 2+ og eldre ble fortrinnsvis benyttet for å redusere mulige familieeffekter og skjev kjønnsfordeling (Allendorf and Phelps 1981, Waples 1998). Totalt undersøkt materiale er 281 villfanget ørret.

3.9.2 Laboratorietekniske analyser

DNA ble isolert fra finner, skjell eller otolitter ved hjelp av spinnkolonner (Quaigen Blood and Tissue Kit). Genetisk variasjon ble analysert hos 281 ørret i 13 DNA mikrosatellitter. Markørene er fra ikke-kodende sekvenser i kjerne DNA, som er velegnet til å fastslå slektskap mellom individer. De er brukt i flere tidligere og sammenlignbare undersøkelser (Heggenes og Røed 2006, Heggenes et al. 2009). Markørene ble oppkonsentrert ved PCR (Polymerase Chain Reaction) for deretter å bli separert ved elektroforese i en DNA sekvensmaskin (ABI 3100; se (Wollebæk et al. 2010, Wollebæk et al. 2012) for detaljer).

3.9.3 Genetiske analyser

Allel (genvariant) typing ble foretatt i GENEMAPPER v.3.7 (<http://www.applied-biosystems.com>) og dernest lest manuelt. Ved manuell avlesning ble det konservativt antatt at alleler bør ha minimum to basepar (2bp) forskjell. Ved tvil ble derfor et tentativt allel med bare 1bp forskjell og relativt lav frekvens, gruppert til nærmeste allel med størst frekvens, forutsatt at heterozygoti ble beholdt. Et unntak var allelene 117 og 118 for Brun9 som begge forekom med relativt høy frekvens og derfor ble beholdt. Mikrosatellitt allel frekvenser for de ulike loci ble testet for avvik fra Hardy-Weinberg (HW) likevekt per locus per lokalitet (via separate en-halet Fisher's eksakte tester for heterozygote over/underskudd) og for koblings-ulikevekt (LD = Linkage Disequilibrium) mellom alle parvise loci over alle lokaliteter i GENEPOP v.4.2.2 (Raymond og Rousset 1995, Rousset 2008) ved hjelp av Markov kjede metode og standard parametre (etter 10.000 permutasjoner og 20 grupper á 5000 iterasjoner) og i FSTAT (Goudet 1995). Allel diversitet (N_{all}), observert (H_o) og forventet heterozygositet (H_e) ble estimert i POPGENE versjon 1.32 (<http://www.ualberta.ca/~fyeh/popgene.html>). Estimat av H_e ble basert på Levenes algoritme (Levene 1949) som er spesielt utviklet for små prøvestørrelser per populasjon (Nei 1978). Allel diversitet skalert for populasjonsstørrelse (A_r) ble testet og estimert i FSTAT v.2.9.3.2 (Goudet 1995). Mulige forskjeller i diversitets mål (A_r , N_{all} , H_e , H_o) mellom lokaliteter og loci ble testet vha. ikke-parametrisk Kruskal-Wallis 1-veis ANOVA av ranks (Sokal og Rohlf 1995). Private alleler ble analysert i GenAEx v. 6.5 (Peakall og Smouse 2006, Peakall og Smouse 2012) som også ble brukt til AMOVA for å analysere andel av genetisk variasjon innen og mellom lokaliteter og mellom regioner i Tokkeåi-Bandak.

Graden av stedegenhet for ørret fra de enkelte elvene ble vurdert ut fra estimert genetisk differensiering uttrykt som ($F_{ST} = \theta$) (Weir and Cockerham 1984) mellom prøver/lokaliteter i FSTAT (999 permutasjoner). Ettersom dette er basert på randomiseringstester, kan gjentatte analyser basert på de samme data, likevel gi noe ulike resultat, særlig når eventuelle forskjeller ligger nær signifikansnivåene. Derfor ble det kjørt 5 gjentatte analyser og alle ikke-signifikante resultat registrert. Slektskapsforholdet mellom lokaliteter ble estimert ved Nei et al. (1983) sin genetiske distanse, Da, ved en "neighbour-joining" modell i programmet POPGENE.3.2, og visuelt presentert som et 'un-rooted' tre samt som et fylogenetisk diagram i programmet TREEVIEW versjon.1.6.6 (Page 1996). POPULATIONS 1.2. med 1000 replikater ble brukt for å evaluere bootstrap støtte for slektskaps-treet. Allel frekvensfordelingene mellom de ulike prøvene ble videre evaluert ved en prinsippal komponent analyse (PCA), basert på en standardisert F_{ST} distanse matrise i GenAEx 6.5 (Peakall og Smouse 2012). Programmet Ne ESTIMATOR 2 (Do, Waples et al. 2014) (basert på linkage disequilibrium metoden) ble brukt til å beregne estimater for genetisk effektiv populasjonsstørrelse.

Allel frekvensfordelingene mellom de ulike prøvene ble videre evaluert ved en prinsippal komponent analyse (PCA), basert på en standardisert F_{ST} distanse matrise i GenAEx 6.5 (Peakall og Smouse 2012).

Sannsynlig tilhørighet av enkeltindivider til de ulike lokaliteter og sannsynlig første generasjons migranter, ble analysert vha. GENECLASS2 (Piry et al. 2004), basert på Bayesisk statistikk (Rannala og Mountain 1997) og Monte Carlo resampling med 10.000 simulerte individer (Paetkau et al. 2004). Sannsynligheten for at en bestand relativt nylig hadde gått gjennom en flaskehals ble testet i programmet BOTTLENECK, v.1.2.02 (Cornuet og Luikart 1996) ved en to-fase modell (T.P.M.) og Wilcoxon to-halet test (heterozygote over- eller underskudd) etter 1000 replikasjoner

under forutsetning av en to-fase modell for mutasjon (T.P.M. med default varians = 30 og med 90 % sannsynlighet single step mutasjoner) (Piry et al. 2004, Peery et al. 2012).

Sannsynlig antall førstegenerasjons (F_0) migranter ble estimert ved en Bayesisk metode (Rannala og Mountain 1997) i GENECLASS2 (Piry et al. 2004) som ikke forutsetter at alle mulige populasjoner inngår i analysen. Sannsynlighetsestimatet "L_home/L_max" ble benyttet (siden det er lite sannsynlig at det er viktige rekrutteringsområder til Tokkeåi-Bandak som ikke var inkludert i analysen) etter gjentak-algoritmen til (Paetkau et al. 2004) etter 10.000 simuleringer. Populasjonstilhørigheten for det enkelte individ ble bestemt ut fra høyeste sannsynlighet. Individuer med tilhørighet < 1 % ble antatt å være immigranter fra lokaliteter som ikke er inkludert i rapporten.

Genetisk bidrag fra de enkelte innsamlingstedene til bestanden av «storørret» i Tokkeåi-Bandak ble vurdert tilsvarende.

Bonferroni sekvensiell korreksjon med et nominelt α nivå på 5 %, ble benyttet for alle gjentatte parvise tester for å balansere type I og type II feil i gjentatte parvise sammenlignende tester (Holm 1979, Rice et al. 2008).

3.10 Diettanalyser til ørret i Bandak

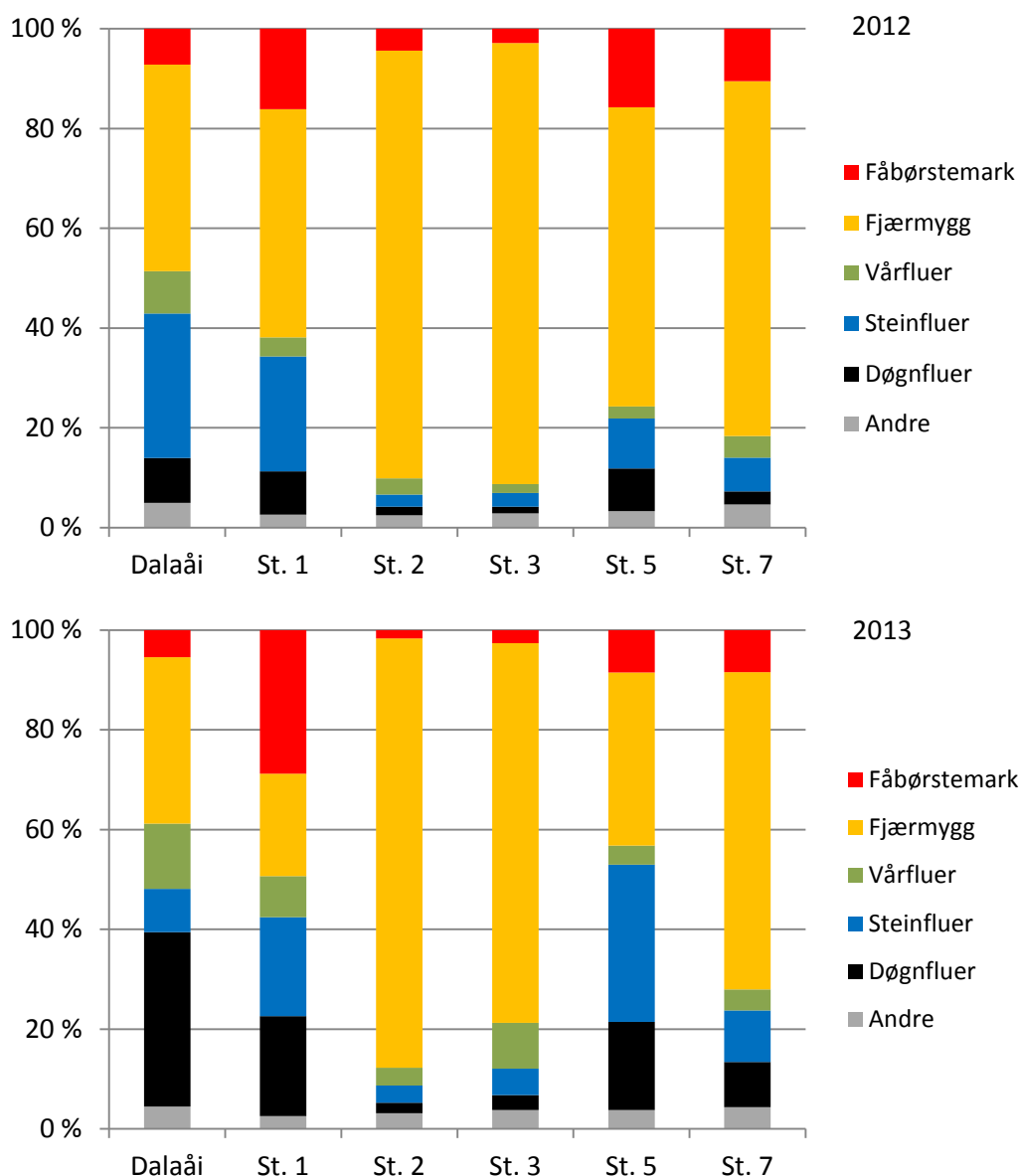
I 2010 ble magesekkene fra 123 ørret undersøkt for byttedyr. Mageinnholdet ble dissekert ut og oppbevart dypfryst fram til analyse under binokularlupe på laboratoriet. Ved analysen ble mageinnholdet bestemt til ulike grupper næringsdyr. Byttedyr ble artsbestemt i de tilfeller hvor det var mulig (særlig fisk), mens de øvrige funn ble bestemt til enten slekt-, familie- eller annet taksonomisk nivå. Andelen av de ulike næringsdyrgruppene i mageinnholdet ble bestemt til volumprosent.

4 Resultater

4.1 Bunndyr

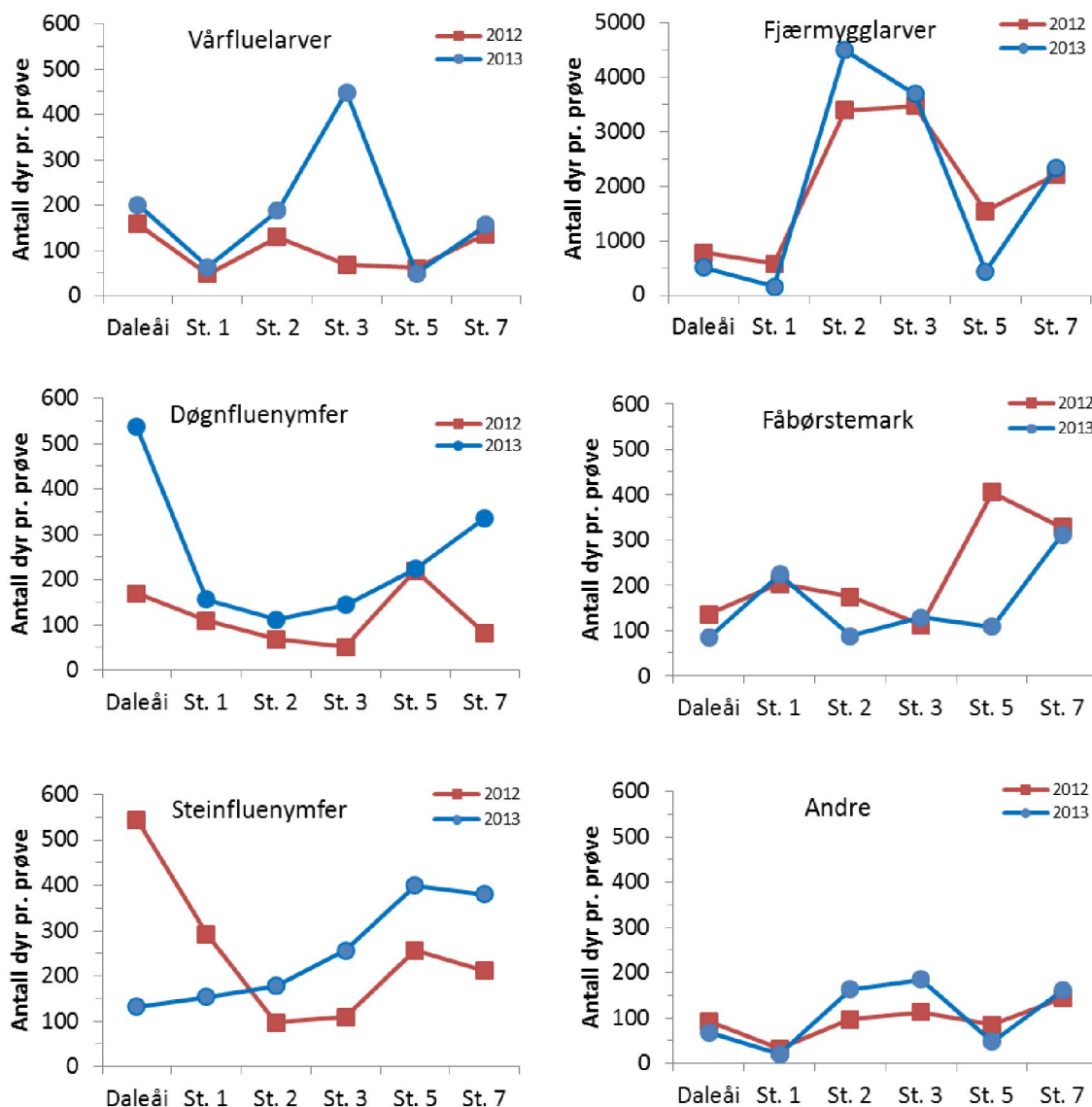
4.1.1 Tokkeåi

Det var en betydelig dominans av små fjærmygglarver på alle stasjonene både i 2012 og i 2013 (**Figur 4.1**). Spesielt var dette tilfelle på stasjon 2 og 3 begge år. I 2012 utgjorde fjærmygg henholdsvis 86 % og 88 % av det totale antall dyr i prøvene, mens andelen var 86 % og 76 % i 2013. I 2012 var også andelen fjærmygg høy på st. 5 og st. 6, på henholdsvis 60 % og 71 %. Det var bare i Dalaåi og på stasjon 1 at andre grupper utgjorde mer enn 50 % av det totale antall individer bunndyr i 2012. I 2013 var sammensetningen noe mer variert og med et større innslag av andre grupper enn fjærmygg på de fleste stasjonene. Spesielt var andelen fjærmygg lav på stasjon 1, 2 og i Dalaåi. Imidlertid var det et relativt betydelig innslag av fåbørstemark på stasjon 1 i 2013. Andelen fjærmygg i Dalaåi var 41 % og 33 % i henholdsvis 2012 og 2013.



Figur 4.1. Prosentvis sammensetning av fem hovedgrupper av bunndyr i prøver tatt i september 2012 og 2013 i Dalaåi, og på ulike lokaliteter i Tokkeåi.

Metoden for innsamling er semikvantitativ, men det ble gjennomgående funnet lave tettheter av bunndyr, med unntak av fjærmygglarver. Antall dyr i hovedgruppene i 2012 og 2013 er vist i **Figur 4.2**. Av EPT-artene hadde steinfluer og døgnfluer spesielt lave tettheter på st. 2 og 3 i 2012, mens vårfluellarver var jevnt fordelt. I 2013 var fordelingen ulik den i 2012. Døgnfluene ble funnet i størst individantall øverst og nederst, steinfluene økte i antall nedover elva, mens vårfluene var fåtallige øverst og nederst. Fjærmygglarver ble funnet i nærmest samme individantall på stasjonene i 2012 og 2013, og fordelingen nedover elva var den samme begge år, med høyest individantall på stasjon 2 og 3. Også fåbørstemark opptrer i omtrent samme antall begge år på de ulike stasjonene, med unntak av stasjon 5, som hadde et høyere antall i 2012.



Figur 4.2. Antall individer (pr. prøve) av hovedgrupper på ulike stasjoner i Dalaåi og Tokkåi i september 2012 og 2013.

Flere arter av planktoniske og halvplanktoniske krepsdyr ble funnet i Tokkeåi, se **Tabell 4.1**. Mens disse ikke ble funnet i Dalaåi, ble *Bosmina sp.* Cyclopoide hoppekreps, linsekreps og gelèkreps funnet i Tokkeåi. Dette er arter som lever i innsjøer, og som må ha kommet ned til Tokkeåi gjennom tunnelen ved tapping fra Byrtevatn. Tunnelen har utløp i Tokkeåi ovenfor samløp med Dalåi. Antallet var naturlig nok lavt, men det viser at det skjer tilførsel av næringsdyr til Tokkåi som er produsert i

Byrtevatn. Harpactoide hoppekreps lever på eller i bunnen både i innsjøer og i rennende vann, og opprinnelsen her kan være lokal.

Tabell 4.1. Antall krepsdyr pr. prøve på stasjoner i Dalaåi og Tokkeåi i september 2012 og 2013.

	Dalaåi		St. 1		St. 2		St. 3		St. 5		St. 7	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
CRUSTACEA												
<i>Bosmina</i> sp.	-	-	32	24	-	48	-	4	-	4	-	-
Copepoda, Cyclopoida (hoppekreps)	-	-	4	16	-	4	4	12	-	4	-	8
Copepoda, Harpacticoida (hoppekreps)	-	-	-	12	230	40	470	32	420	4	800	12
Copepoda, Calanoida (hoppekreps)			-	16	-	4	-	-	-	-	-	-
<i>Eurycercus lamellatus</i> (linsekreps)	-	-	4	-	4	20	-	4	8	4	8	12
<i>Holopedium gibberum</i> (gelekreps)	-	-	4	68	-	52	-	-	-	4	-	-
<i>Bythotrephes longimanus</i>	-	-	-	20		-	-	-	-	-	-	-

ASPT indeks og EQR og normalisert EQR indeks ble beregnet, der sistnevnte gir grunnlag for en økologisk klassifisering mht. organisk forurensning, se **Tabell 4.2**. Alle stasjonene med unntak av st. 3 fikk en beregnet økologisk tilstandsklasse «God» eller «Svært god» i 2012. St. 3 fikk en normalisert EQR verdi på 0,55, som gir tilstandsklasse «Moderat», dvs. lavere enn akseptabel tilstandsklasse. Dette kan ikke uten videre forklares på grunnlag av en prøve ett år.

For 2013 ble tilstandsklassen beregnet til «svært god» på alle stasjoner med unntak av st. 2 som fikk tilstandsklassen «god». På grunnlag av bunndyr er det liten eller svært liten belastning med organisk forurensning.

Indeksene angir kun tilstand som følge av organisk påvirkning i rennende vann og kan ikke brukes til å angi og klassifisere virkninger av vassdragsreguleringer.

Tabell 4.2. EPT-verdi og beregnede ASPT, EQR og normalisert EQR for Dalaåi og 5 stasjoner i Tokkeåi basert på innsamlet materiale i september 2012 og 2013. Beregnede tilstandsklasser viser at det er liten organisk påvirkning.

	2012	Dalaåi	St. 1	St. 2	St. 3	St. 5	St. 7
EPT	20	18	14	14	9	18	15
ASPT	6,81	6,93	6,6	6,6	5,78	7,12	6,42
EQR	0,99	1,00	0,96	0,96	0,84	1,00	0,93
N-EQR	0,79	0,82	0,74	0,74	0,55	1,00	0,70
Tilstandsklasse		God	God	God	Moderat	Svært god	God

	2013	Dalaåi	St. 1	St. 2	St. 3	St. 5	St. 7
EPT	21	16	14	14	17	17	19
ASPT	6,93	7,18	6,47	6,47	7	7,13	6,95
EQR	1,00	1,00	0,94	0,94	1,00	1,00	1,00
N-EQR	0,82	0,82	0,71	0,71	0,82	1,03	0,82
Tilstandsklasse		Svært god	Svært god	God	Svært god	Svært god	Svært god

På grunnlag av innsamlingene i 2012 og 2013 er det beregnet forsuringsindekser for bunndyr (**Tabell 4.3**) på alle undersøkte stasjoner i Tokkeåi. Raddum 1 indeks baserer seg på bortfall av bestemte grupper. Raddum 2 er noe mer følsom og baserer seg på forholdet mellom forsuringfølsomme døgnfluer og forsuringstolerante steinfluer.

Raddum 2 verdier på under 1,0 antyder et visst forsuringstress for bunndyr i 2012, men som ikke kan påvises i 2013. Det bør nevnes at dette også gjelder for stasjonen i Dalaåi, noe som viser at stresset ikke kan forklares med driftsvannet fra Byrtevatn, men at det trolig kommer fra lokalt tilsig.

Tabell 4.3. Forsuringsindeksene Raddum 1 og Raddum 2 for bunndyr i Tokkeåi i 2012 og 2013.

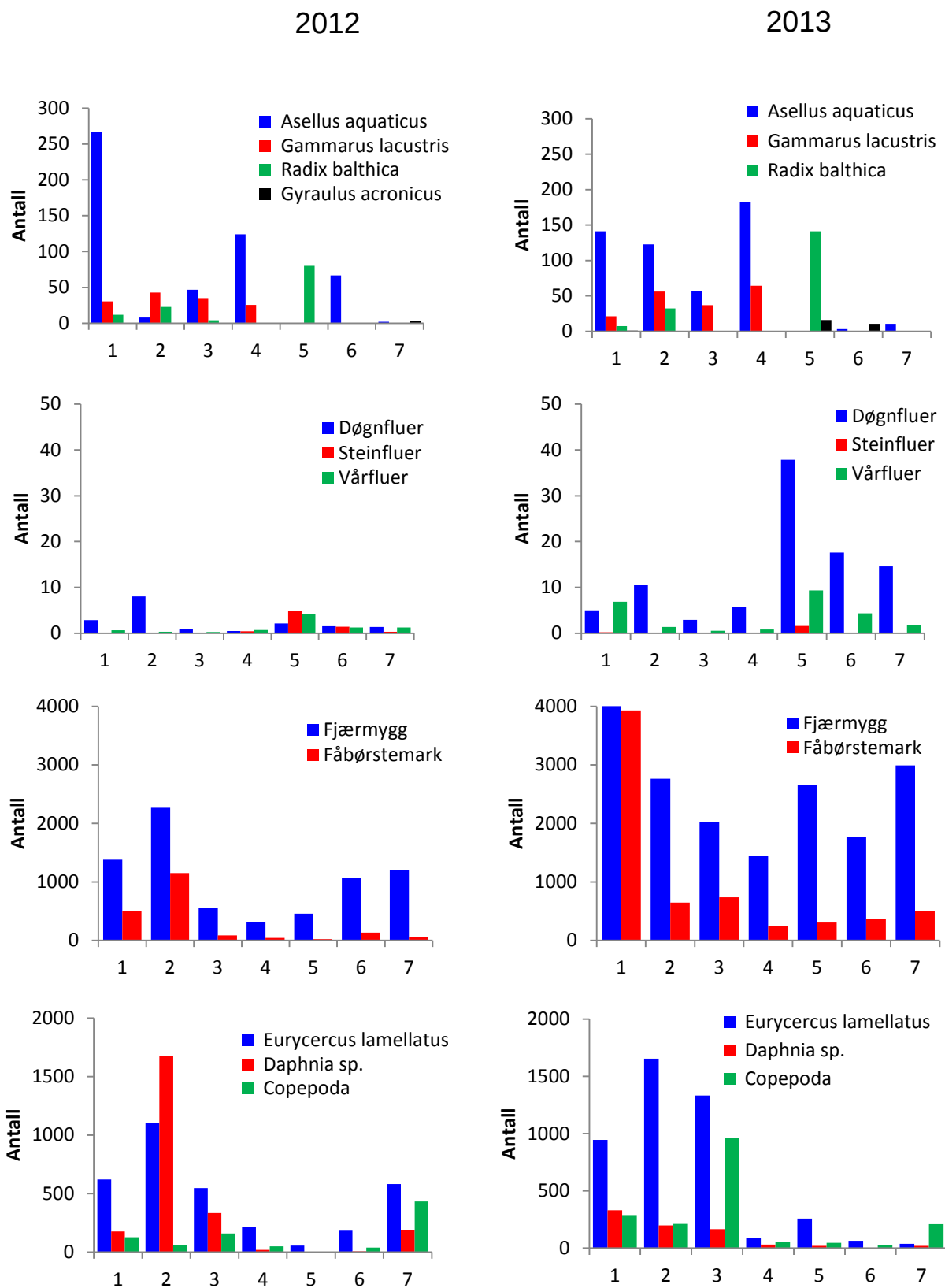
2012	Dalaåi	St.1	St.2	St.3	St.5	St.6
Raddum 1	1	1	1	1	1	1
Raddum 2	0,78	0,88	1	0,98	1	0,89
Raddum 2, tot. verdi	0,78	0,88	1,23	0,98	1,38	1,89
2013	Dalaåi	St.A	St.2	St.3	St.5	St.6
Raddum 1	1	1	1	1	1	1
Raddum 2	1	1	1	1	1	1
Raddum 2, tot. verdi	4,54	1,50	1,15	1,08	1,06	1,40

4.1.2 Deltaområdet

Bunndyrsamfunnet i deltaområdet var variert og bestod av viktige næringsdyr for fisk. Krepsdyrene marflo (*Gammarus lacustris*) og asell (*Asellus aquaticus*) ble funnet i høye tettheter både i 2012 og i 2013 (**Figur 4.3**). Asell ble begge år funnet i større mengder enn marflo. I 2012 var den spesielt tallrik på stasjon 1, men det var også relativt mange individer på stasjon 4. Både asell og marflo hadde en noe ujevn fordeling i deltaområdet, idet begge arter hovedsakelig ble funnet på stasjon 1-4, dvs. i deltaets østlige del. Av snegl var vanlig damsnegl (*Radix balthica*) den mest tallrike av de to påviste snegleartene. Vanlig damsnegl var begge år mest tallrik på stasjon 5. Flere arter av vårfluer, døgnfluer og steinfluer ble funnet både i 2012 og 2013. I 2012 var individantallet svært lavt og døgnfluene var mest vanlig og tilstede på alle stasjoner. Døgnfluene dominerte også i antall i 2013, spesielt var antallet høyt på stasjon 5, og døgnfluer ble da sammen med vårfluer funnet på samtlige lokaliteter. Det synes som om døgnfluer, steinfluer og vårfluer finnes i et større antall i den vestlige delen av deltaet.

Det strandlevende krepsdyret linsekreps (*Eurycercus lamellatus*) som er et viktig næringsdyr for fisk ble funnet i høye individantall på flere av stasjonene. Linsekreps er halvplanktonisk og er assosiert med grunne områder med vannvegetasjon. Arten var spesielt tallrik i 2013, da det på flere av stasjonene ble funnet mer enn 1000 individer i prøvene. Denne arten hadde også en ujevn fordeling i deltaet, idet den var mest tallrik i den østlige delen, noe som var spesielt påfallende i 2013, og som også var utbredelsesmønsteret til de andre planktoniske og bunnlevende krepsdyrene.

Den mest tallrike gruppen i bunnprøvene var imidlertid fjærmygg. Larver av fjærmygg ble funnet i svært høye individantall, spesielt i 2013. Fåbørstemark var også mer tallrik i 2013 enn i 2012.

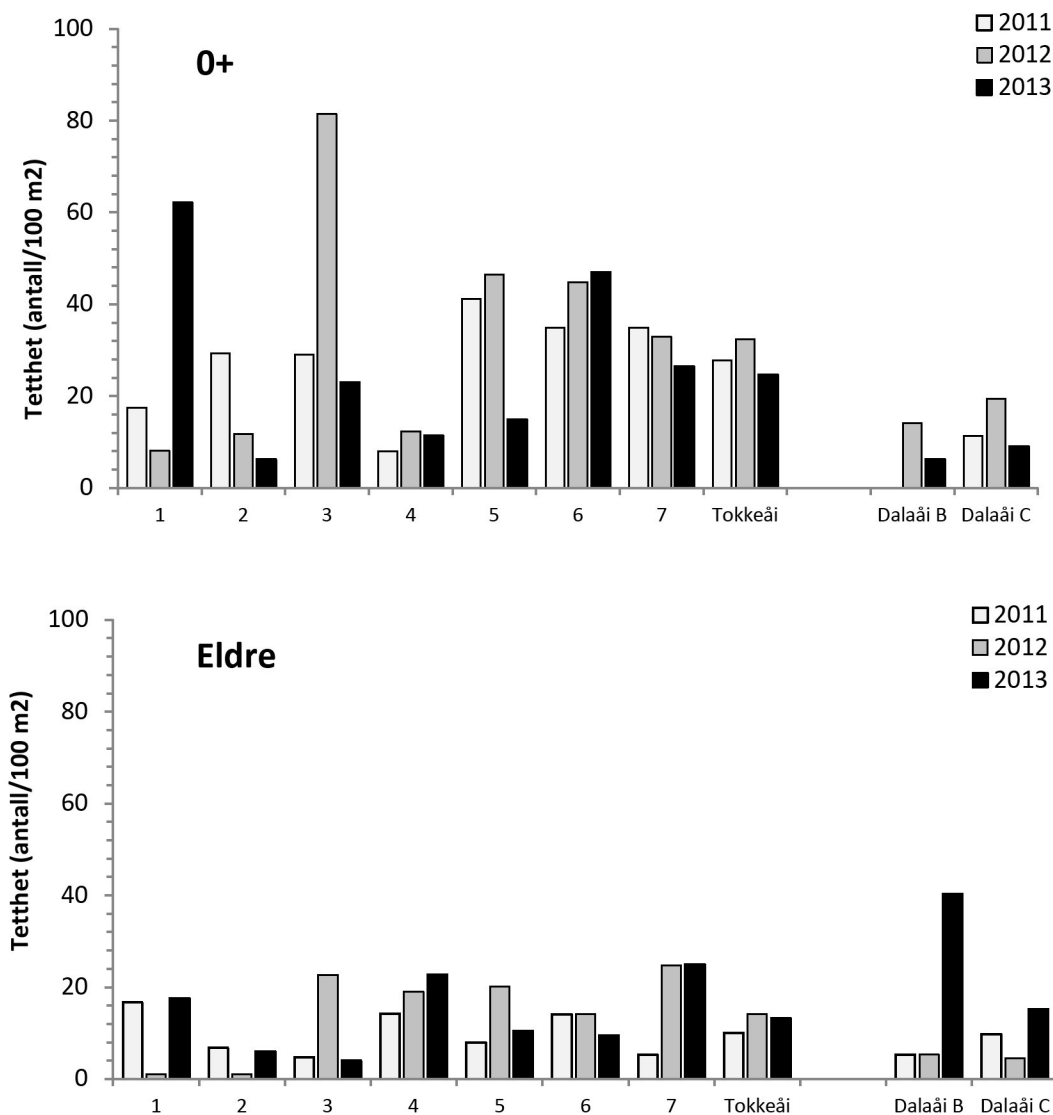


Figur 4.3. Antall dyr pr. prøve av strandlevende bunndyr på sju stasjoner i deltaområdet i 2012 og 2013. Tallene viser gjennomsnitt av tre prøver på hver stasjon, der steinbunn, mudder og vannvegetasjon inngår som substrat.

4.2 Ungfiskregistreringer

4.2.1 Tetthet av ørret i Tokkeåi

På strekningen fra samløp mellom Dalaåi og Tokkeåi og ned til deltaområdet, st. 1 til st. 7, ble det funnet relativt høye tettheter av årsunger (0+) av ørret. For stasjonene sett under ett varierte gjennomsnittlig tetthet relativt lite i perioden 2011-2013 (**Tabell 4.4 og Figur 4.4**). Tettheten var høyest i 2012 og lavest i 2013, men det var ingen statistisk signifikant forskjell, verken mellom år eller mellom stasjoner (enveis ANOVA, $P > 0,5250$; $F > 0,2319$; $fg = 2$ resp. 6), eller mellom 0+ og eldre fisk tetthet, eller mellom 0+ og større fisk etterfølgende år (regresjon, $P > 0,1337$). Selv om det på stasjon 3 og på stasjon 1 i 2012 og 2013 ble beregnet tettheter av årsunger på henholdsvis 81,4 og 62,2 ind./100 m², var tetthetene av 0+ generelt sett noe lavere på de fire øverste stasjonene sammenlignet med de tre nederste (**Figur 4.4**). Lavest tetthet av 0+ ble beregnet på stasjon 4, der den aldri var høyere enn 15 ind./100 m². I 2011 var det tettheter mellom 30 og 40 ind./100 m² på de fleste stasjonene, mens det i 2012 var tettheter over 40 ind./100 m² på flere stasjoner. Sammenlignet med 2011, var det bare lavere tettheter av 0+ på tre stasjoner i 2012, mens det på den annen side bare var stasjon 1 og stasjon 6 som hadde høyere tettheter enn de to foregående år.



Figur 4.4. Beregnet tetthet (antall /100 m²) årsunger (0+) og eldre ørretunger på ulike stasjoner i Tokkeåi og Dalaåi i 2011, 2012 og 2013. «Tokkeåi» angir gjennomsnittstetthet for stasjoner i Tokkeåi.

Tabell 4.4. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av ørret, ørekyt og niøye på stasjoner i Tokkeåi og Dalaåi høsten 2011, 2012 og 2013. Rødt: Ovenfor vandringshinder (foss).

Art		Ørret	Ørret	Ørekyt	Niøye
2011	Areal m ²	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	100 m ⁻²	100 m ⁻²
A	133	1,6 ±0,89	6,8± 0,80	0	0
1	40	17,5± 0	16,7± 0	0	0
2	104	29,3±7,19	6,8±1,07	4,8	0
3	125	29,0±5,01	4,8± 0	0	0
4	100	8,0±4,00	14,2±1,22	0	2,5
5	100	41,2±3,16	8,0±0,01	2,5	0
6	126	34,9±2,38	14,1±2,23	0	7,9
7	179	34,9±12,57	5,3±1,42	0	2,8
Tokkeåi	774	27,8	10,0	-	-
Dalaåi B	100	0	5,3 ¹⁾	0	0
Dalaåi C	134	11,3±7,58	9,8±3,04	0	0

Art		Ørret	Ørret	Ørekyt	Niøye
2012	Areal m ²	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	100 m ⁻²	100 m ⁻²
A	i.f.				
1	100	8,1±0,9	1,0±0	4,0±1,0	0
2	100	11,7±2,3	1,0±0	0	0
3	100	81,4±25,6	22,7±2,3	0	0
4	100	12,3±1,7	19,0±11,0	0	0
5	100	46,4±12,6	20,2±0,8	1,0	0
6	100	44,8±2,2	14,1±0,9	0	0
7	94	32,9±10,7	24,7±6,1	1,0	1,0
Tokkeåi	694	32,4	14,1	-	-
Dalaåi B	170	14,1±3,0	5,3±0	0	0
Dalaåi C	90	19,4±5,0	4,5±1,0	0	0

Art		Ørret	Ørret	Ørekyt	Niøye
2013	Areal m ²	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	100 m ⁻²	100 m ⁻²
A	i.f.				
1	42	62,2±11,6	17,6±3,8	0	0
2	100	6,2±1,8	6,0±0	0	0
3	100	22,9 ¹⁾	4,0±1,0	0	0
4	100	11,4±2,0	22,7±5,0	0	0
5	140	14,9±2,2	10,4±3,1	0	0
6	100	46,9±12,0	9,5±2,5	0	0
7	115	26,5±6,5	24,9±3,8	0	0
Tokkeåi	697	24,6	13,2	0	0
Dalaåi B	98	6,3 ¹⁾	40,3±5,6	0	0
Dalaåi C	116	9,0 ¹⁾	15,2±6,3	0	0

¹⁾Estimat basert på fangbarhet

Tettheten av eldre ørret var lavere, og i gjennomsnitt for alle stasjonene mellom 10 og 14 ind./100 m². På de fleste stasjoner var den mellom 5-17 ind./100 m² i 2011, mellom 20-25 ind./100 m² i 2012 og 10-20 ind./100 m² på de fleste i 2013. Generelt sett var også tettheten av eldre ørret lavest på stasjonene øverst i Tokkeåi. Imidlertid gjelder det bare de tre øverste stasjonene. Stasjon 4, som hadde de laveste tettheter av 0+, hadde generelt sett sammen med stasjon 7 de høyeste tettheter av eldre ørret. Tetthet av eldre ørret var spesielt lav i 2012 på stasjon 1 og 2.

I Dalaåi nedenfor foss (C) ble det i 2012 beregnet 19,4 ind. 0+/100 m², som var den høyeste 0+ tetthet som ble beregnet her. Generelt var tettheten imidlertid på samme nivå som øverst i Tokkeåi, mens tettheten ovenfor fossen i 2012 (B) var 14,1 ind. 0+/100 m². Ovenfor fossen ble det i 2011 ikke funnet 0+, mens tettheten av 0+ var i størrelsesorden den samme ovenfor og nedenfor fossen i 2012 og 2013 (**Tabell 4.4 og Figur 4.4**). Tettheten av eldre ørret var svært høy ovenfor fossen i 2013, mens den var lav både i 2011 og 2012.

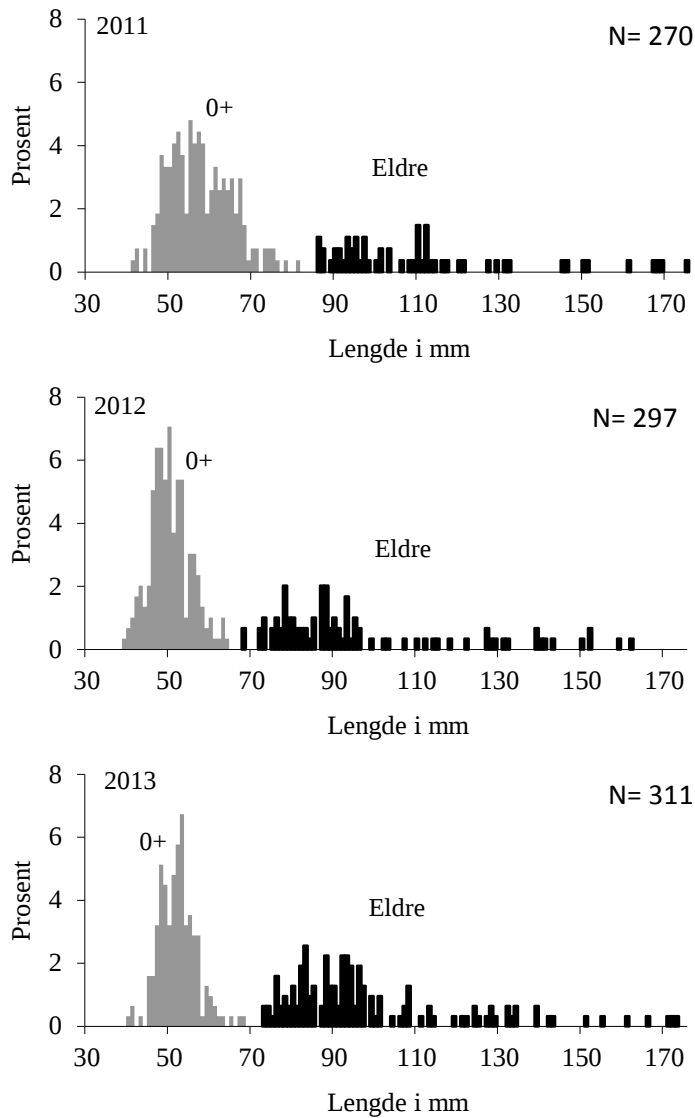
Utover ørret ble det funnet ørekyt og bekkeniøye, begge arter i påfallende lave tettheter både i 2011 og 2012 (**Tabell 4.4**). I 2013 ble det bare funnet ørret. Det ble ikke påvist 3-pigget stingsild. Stasjon A i Tokkeåi ovenfor utløp av Lio kraftverk ble bare undersøkt i 2011.

Tabell 4.5. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) i 2011 av ørret, ørekyt, niøye og 3-pigget stingsild i deltaet med tilhørende bekker, i Lårdalaåi, Straumen og på utvalgte områder i strandsonen i Bandak (mørkeblått).

Art		Ørret	Ørret	Ørekyt	Niøye	St.sild
Bandak+bekker	Areal m ²	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	100 m ⁻²	100 m ⁻²	100 m ⁻²
Brattestå Bandak	80	2,2	1,7	6,3	0	0
Dalen, delta	200	0,9	0	625	0	125
Bekk sentrum, bekk	20	0	120	37,5	12,5	0
Bekk syd for Dalen	55	16,0	31,5 ²⁾	0	4,5	0
Bandaksliprygge, Bandak	30	46,8	0	0	0	0
Bandakslip øst, Bandak	140	13,8	0	17,9	0	0
Lauvvikbrygga, Bandak	160	7,8	0	0	0	0
Lårdal, Bandak	280	0	0	25,0	0	12,0
Lårdalaåi, elv	90	17,1±1,53	4,4±0	0	5,6	0
Straumen 1, Bandak	150	8,2	0,9	0	0	25,0
Straumen 2, Bandak	30	29,2	4,4	0	0	116,7

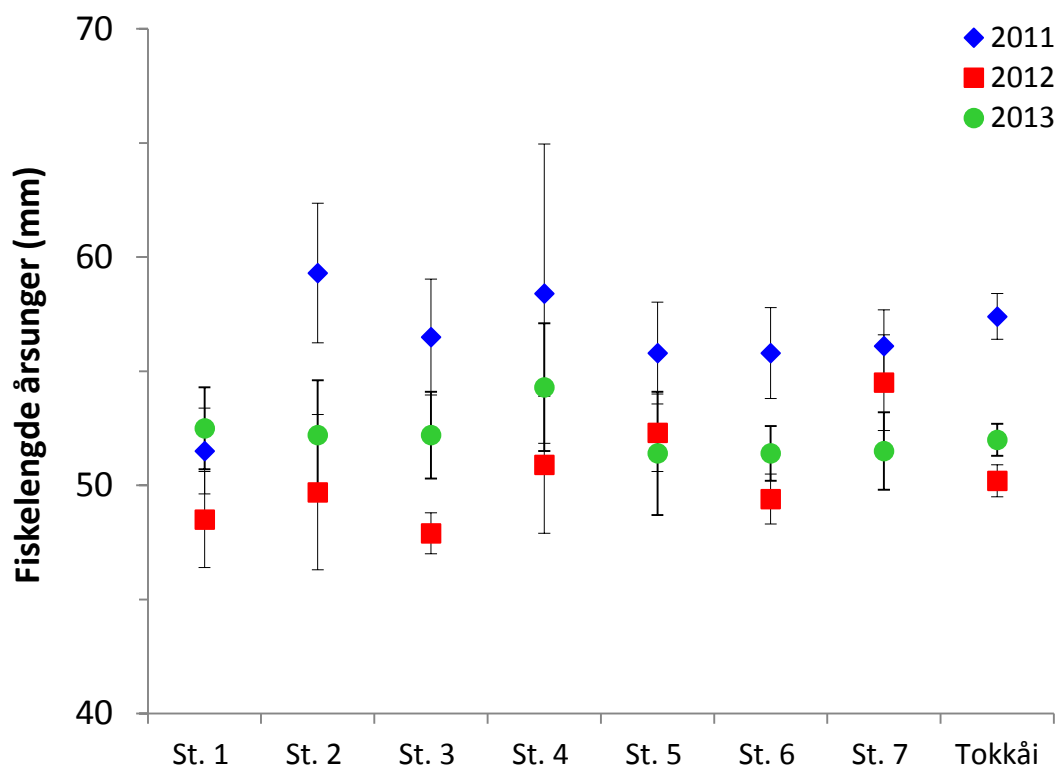
4.2.2 Lengdefordeling, størrelse og vekst på årsunger

Lengde hos ørret tatt med elektrisk fiskeapparat i 2011-2013 i Tokkeåi var mellom 40 og ca. 170 mm (**Figur 4.5**). I alle år dominerte årsunger (0+). I 2011 var 0+ i hovedsak mellom 50 og 70 mm med en gjennomsnittslengde på 57,4 ± 1,0 mm (**Tabell 4.6 og Figur 4.5**). Årsaken til at 0+ i 2011 var større enn i 2012 og 2013 er trolig at undersøkelsen ble gjennomført en måned senere. I 2012 var årsunger av ørret i Tokkeåi mellom 40 og 64 mm, mens de i 2013 i hovedsak var mellom 45 og 60 mm (**Figur 4.5**). I 2012 og 2013 var gjennomsnittslengden til 0+ totalt sett henholdsvis 50,2 ± 0,7 mm og 52,0 ± 0,7 mm. Dette viser en noe bedre vekst i 2013 enn i 2012, siden fisk disse årene er samlet ved samme tidspunkt. Av eldre ørret dominerer 1+ bestanden i de tre undersøkte årene (**Figur 4.5**), og disse var 70-100 mm lange i 2012 og 2013. Andelen 1+ fisk i bestanden økte fra 2011 til 2013.



Figur 4.5. Prosentvis lengdefordeling av ørret tatt under elektrofiske i Tokkeåi og Dalaåi i oktober 2011 og i september 2012 og 2013.

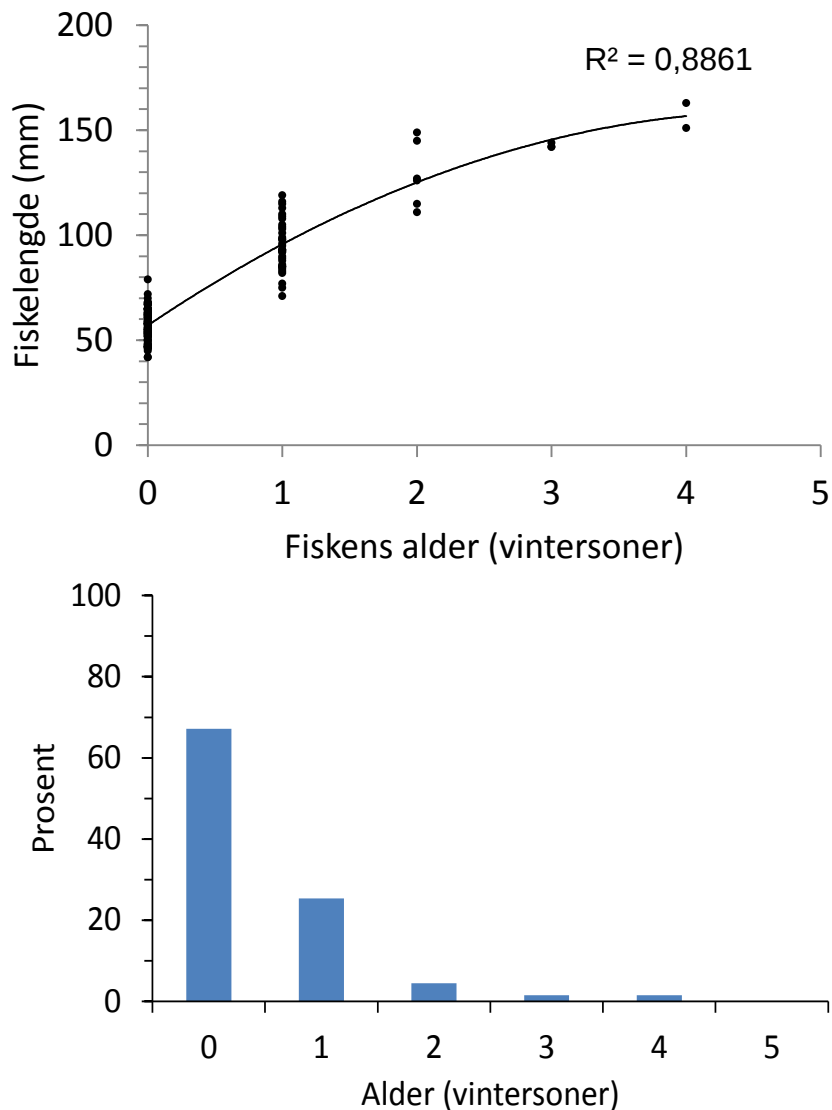
Det var noe variasjon i gjennomsnittslengden til 0+ ørret mellom de ulike stasjonene i Tokkeåi (**Figur 4.6**), men det var ingen entydig tendens i elvas lengderetning i 2011. I 2011 var gjennomsnittslengden høyere på alle stasjonene sammenlignet med påfølgende to år, noe som sannsynligvis skyldes innsamling på et senere tidspunkt og vekst utover høsten. Den var minst i 2012 på alle stasjoner med unntak av stasjon 5 og stasjon 7. Veksten må karakteriseres som beskjeden og typisk for elver med lav sommertemperatur.



Figur 4.6. Gjennomsnittslengde ($\pm 95\%$ K.I.) for årsunger (0+) av ørret tatt på enkeltstasjoner i Tokkeåi i oktober 2011 og i september 2012 og 2013.

Tabell 4.6. Gjennomsnittslengde (mm $\pm 95\%$ K.I.) for årsunger av ørret tatt på enkeltstasjoner i Tokkeåi og Dalaåi i oktober 2011 og i september 2012 og 2013. Alle stasjoner med unntak av Dalaåi st. B ligger tilgjengelig for oppvandrende ørret fra Bandak.

Stasjon	2011			2012			2013		
	mm	\pm K.I. 95 %	Antall	mm	\pm K.I. 95 %	Antall	mm	\pm K.I. 95 %	Antall
1	51,5	1,88	4	48,5	2,1	8	52,5	1,8	24
2	59,3	3,06	27	49,7	3,4	1	52,2	2,4	6
3	56,5	2,54	33	47,9	0,9	63	52,2	1,9	24
4	58,4	6,56	7	50,9	3	12	54,3	2,8	11
5	55,8	2,23	40	52,3	1,7	39	51,4	2,7	20
6	55,8	1,99	43	49,4	1,1	44	51,4	1,2	40
7	56,1	1,59	48	54,5	2,1	26	51,5	1,7	27
Tokkeåi	57,4	1	207	50,2	0,7	203	52	0,7	172
Dalaåi B				53,4	2,6	22	55,1	5,4	9
Dalaåi C	56,8	4,09	12	52,3	2	16	50	2,6	11



Figur 4.7. Empirisk vekst (øverst) og aldersfordeling (nederst) hos ørretunger tatt i november 2011 med elektrisk fiskeapparat på strekning i Tokkeåi som er tilgjengelig for oppvandrende ørret fra Bandak (st. 1-7, $n=134$).

Empirisk vekst og aldersfordeling i elektrofisket materiale i Tokkeåi på st. 2-7 fra 2011 viser at 1+ ørretunger er i underkant av 10 cm, dvs. etter 2 sommersesonger i elva. Det meste av materialet besto av årsunger og 1+, og dødeligheten fra 0+ til 1+ er beregnet til 62%. Mens årsunger og 1+ utgjorde henholdsvis 67,2 og 25,4 % av materialet, utgjorde 2+ i september 2011 bare 4,5 %. Mye tyder derfor på at ørretungene forlater elva etter 2 sommersesonger.

4.3 Gytegroptellinger

4.3.1 Registreringene i 2011

4.3.1.1 Gyteperioden

Den første gytegruppa ble etablert 5. oktober, og den siste graveaktive hunnfisken ble observert 2. november i 2011. Gyteperioden foregikk derfor over en periode på 28 dager, og var på sitt mest intense i perioden fra 20. til 26. oktober. Den 21. oktober ble det observert 15 ørreter mellom 2 og 15 kg i Åmøtehylen.

4.3.1.2 Antall gytegroper

Det ble til sammen registrert minst 140 gytegroper av ørret i Tokkeåi mellom hoppesteinterskelen i nedre del av elva og hengebrua ovenfor Åmøtehylen i 2011. Antallet groper er et minimumsestimert fordi enkelte gyteområder hadde overlappende gytegroper, og det er ikke tatt høyde for mulig overgraving. I tillegg kan det ha forekommet enkelte gytegroper i midtre og dypere deler av elva som ikke ble oppdaget fra land. Befaringen den 10. november ble imidlertid gjennomført grundig og under gode feltforhold. Tellingen i 2011 omfattet ikke terskelbassengene ovenfor Tønsberghylen.

4.3.1.3 Romlig fordeling

Av de 140 registrerte gytegroperne var minst 38 (27 %) etablert av storørret. Disse gropene målte minst 1,2 m i bredde. De resterende 102 gytegroperne (73 %) var vesentlig mindre enn 0,8 m bredde og 1,2 m lengde.

Forekomsten av gytegroper fra storørret var størst i øvre deler av elva. I alt 30 stk (81 %) ble funnet i Åmøtehylen, mens 8 (21 %) ble funnet i det vestre innløpet til Hakesflothylen (**Tabell 4.7**). Alle de øvrige gytegroperne var gravd av mindre ørret. Med unntak av noen mindre ørret som deltok i gytingen i Åmøtehylen, var gropene fra storørret og mindre ørret klart adskilt.

Tabell 4.7. Fordeling av gytegroper fra storørret i de enkelte hølene og elvestrekningene i Tokkeåi 2011.

Elvestrekning	Antall store gytegroper
Åmøtehylen	30
Jesshylen	0
Andre terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	Ikke reg.
Første terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	Ikke reg.
Tønsberghylen	0
Hakaflåthylen	8
Elvarheim-Hakaflåthylen (sideløp Huvestavn.)	0
Elvarheimshylen	0
Buøy, hovedløp	0
Buøy, hovedløp	0
Buøy, indre elveløp	0
Sum	38

4.3.1.4 Oppgravd areal

Gytefeltet ved hengebrua er det største som er registrert i Tokkeåi i dette prosjektet og arealet ble målt til om lag 300 m² (30 m langt og 10 m bredt). Gytegroperne lå nært inntil hverandre på halvparten av dette feltet, mens gropene på det øvrige arealet var mer spredt. Det nest største gytefeltet ble funnet i Hakesflothylen, med til sammen 77 gytegroper. De øvrige feltene var vesentlig mindre i utstrekning, og i hovedsak utgravd av mindre ørret.

Dersom det antas at en gjennomsnittlig gytegrop utgravd av storørret omfatter 4-5 m², var det totale arealet som ble benyttet til gyting hos storørret i Tokkeåi i størrelsesorden 152-190 m². Gjennomsnittsstørrelsen på gytegroperne hos mindre ørret estimeres til 0,5 m², tilsvarende et areal på 101 m². Ut i fra dette estimatet ble 253-291 m² av bunnarealet i Tokkeåi benyttet til utforming av gytegroper i 2011 (tilsvarende 0,08 – 0,09 % av totalarealet på storørretførende strekning).

4.3.2 Registreringene i 2012

4.3.2.1 Gyteperioden

Den første gytegroppa ble funnet 5. oktober ved Elvarheim, og ble gravd av en mindre ørret. Den første groppa lagd av storørret ble observert i Åmøtehylen 16. oktober. To gropper var muligens anlagt nederst i hølen noe tidligere. Den siste gravende hunnfisken ble observert i Åmøtehylen 9. november. Den totale gyteperioden for 2012 var derfor 36 døgn. Den mest intense gyteperioden for storørret i Åmøtehylen var fra og med 28. oktober til og med 2. november, til sammen en periode på 6 døgn. I denne perioden var det 2-4 graveaktive hunnfisk daglig på dette gytefeltet, og opptil 13 store ørret ble observert samtidig (29. oktober).

4.3.2.2 Antall og størrelse på gytegropper

Totalt ble det registrert 190 gytegropper i Tokkeåi i 2012, hvorav 50 ble klassifisert som gytegropper fra storørret (>1,2 m bredde x 2 m lengde) og 140 som mindre gytegropper (<1,2 x 2 m). Den siste feltregistreringen ble gjennomført 13.-15. november, og alle groppene var ferdig utgravd på dette tidspunktet. De tidligst anlagte gytegroppene fra første halvdel av oktober var fortsatt synlige under den siste befaringen i medio november, og tellingene representerer derfor akkumulert antall gytegropper i elva.

4.3.2.3 Romlig fordeling

Fordelingen av gytegroppene var forskjøvet noe nedstrøms i Tokkeåi sammenlignet med 2011. De store gytefeltene ble funnet i det indre elveløpet ved Buøy, Elvarheimshylen, Hakaflåthylen, det første terskelbassenget ovenfor Tønsbergshylen og Åmøtehylen (**tabell 4.8**).

Tabell 4.8. Fordeling av gytegropper fra små- og storørret i de enkelte hølene og elvestrekningene i Tokkeåi 2012.

Elvestrekning	Antall store gytegropper	Antall små gytegropper	Sum
Åmøtehylen	15	0	15
Jesshylen	3	2	5
Andre terskelbasseng ovenfor Tønsbergshylen	0	1	1
Første terskelbasseng ovenfor Tønsbergshylen	9	23	32
Tønsbergshylen	0	0	0
Hakaflåthylen	22	55	77
Elvarheim-Hakaflåthylen (sideløp Huvestavn.)	0	7	7
Elvarheimshylen	0	35	35
Buøy, hovedløp	1	2	3
Buøy, indre elveløp	0	15	15
Sum	50	140	190

4.3.2.4 Oppgravd areal

Det legges til grunn at gjennomsnittsåreale til små og store gytegropper er henholdsvis 0,5 og 4,5 m². Dette betyr at småørret grave opp om lag 70 m² av elvebunnen, mens storørret anvendte i størrelsesorden 225 m² av elvebunnen. Til sammen ble altså om lag 295 m² av elva anvendt til gytegropper hos ørret i 2012. Dette viser at om lag 0,09 % av elvearealet på gytestrekningen ble utnyttet i forbindelse med graving av gytegropper.

4.3.3 Registreringene i 2013

4.3.3.1 Gyteperioden

Den første graveaktiviteten ble observert i elva 11.oktober, og den siste aktive gravingen ble observert den 15.november. Dette tilsier en gyteperiode på 35 døgn.

4.3.3.2 Antall og størrelse på gytegroper

Totalt ble det registrert 175 gytegroper i Tokkeåi i 2013, hvorav 54 ble klassifisert som gytegroper fra storørret (>1,2 m bredde x 2 m lengde) og 121 som mindre gytegroper (<1,2 x 2 m). De tidligst anlagte gytegroper fra første halvdel av oktober var fortsatt synlige under den siste befaringen i medio november, og tellingene representerer derfor akkumulert antall gytegroper i elva.

4.3.3.3 Romlig fordeling

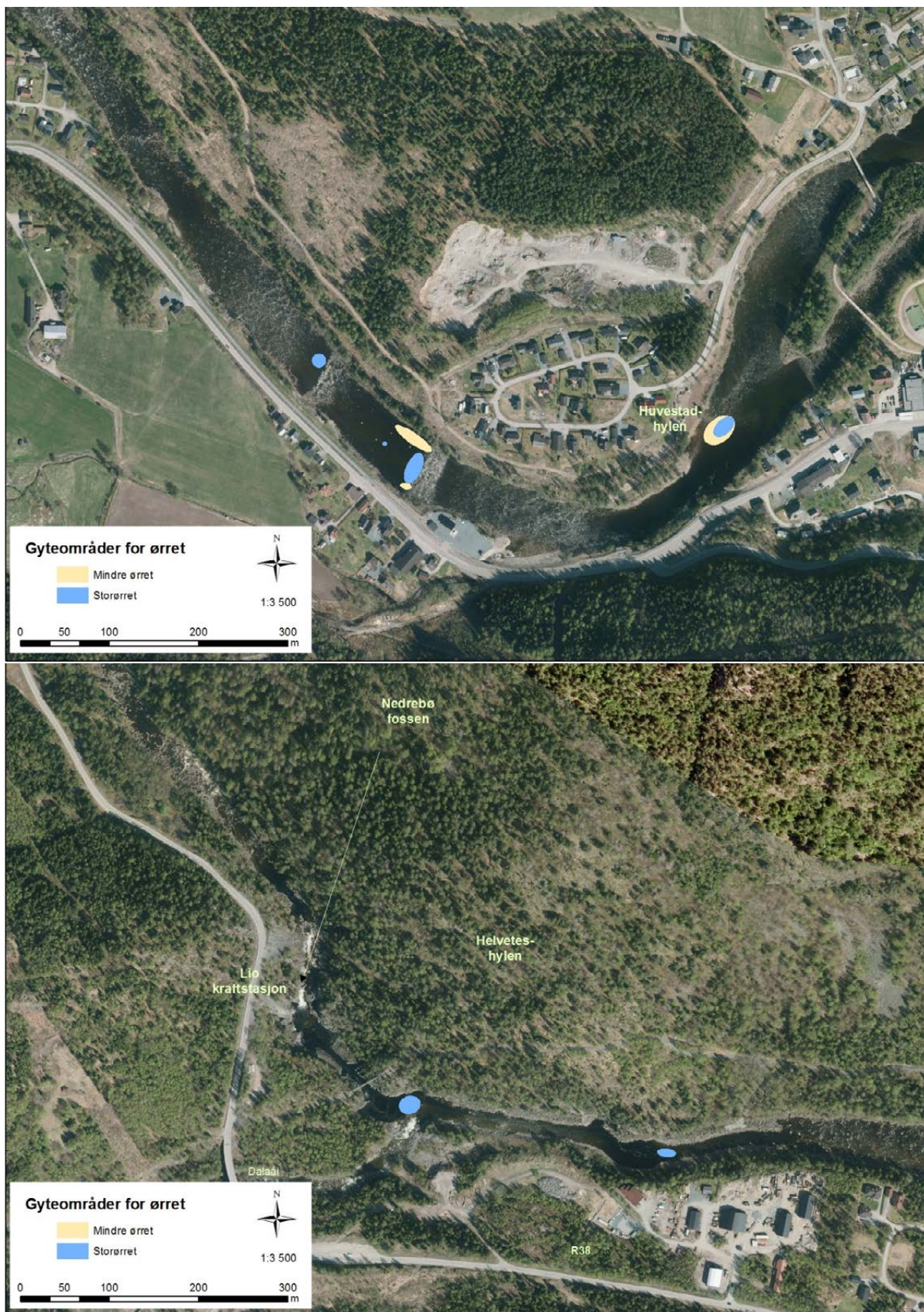
Fordelingen av gytegroper var også i 2013 forskjøvet noe lenger ned i Tokkeåi sammenlignet med 2011. De store gytefeltene ble funnet i elveløpene ved Buøy, Elvarheimshylen, Hakaflåthylen og Tønsberghylen (**Tabell 4.9**). I tillegg ble det funnet et gytefelt for mindre ørret i innstrømmen i deltaet.

De enkelte feltene ble også kartfestet for 2013. **Figur 4.8** viser en relativt nøyaktig angivelse av lokalitetene for store og små gytegroper (tilsvarende kartfesting ble ikke foretatt i 2011 og 2012).

Tabell 4.9. Fordeling av store og små gytegroper fordelt på de enkelte høler og elvestrekninger i Tokkeåi i 2013.

Elvestrekning	Antall store gytegroper	Antall små gytegroper	Sum
Åmøtehylen	6	0	6
Jesshylen	7	0	7
Andre terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	5	0	5
Første terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	4	10	14
Tønsberghylen	4	20	24
Hakaflåthylen	10	24	34
Elvarheim-Hakaflåthylen (sideløp Huvestavn.)	1	1	2
Elvarheimshylen	1	20	21
Buøy, hovedløp	10	7	17
Buøy, indre elveløp	6	39	45
Sum	54	121	175

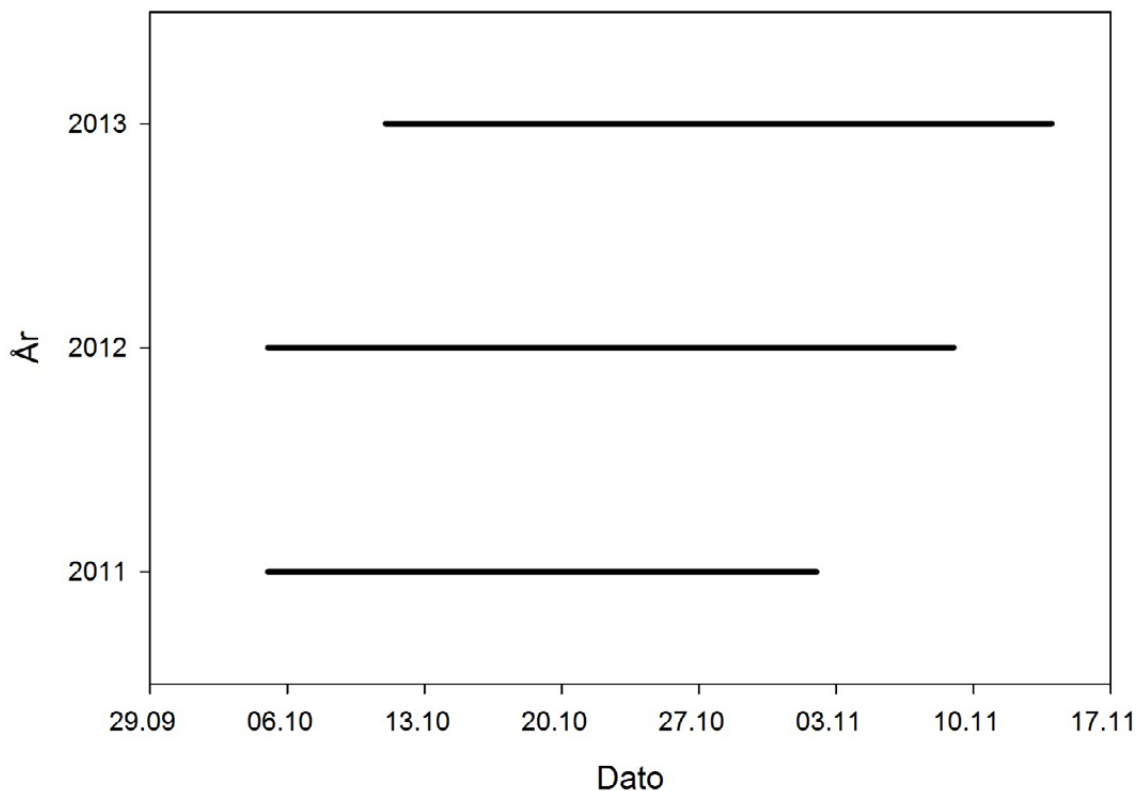




Figur 4.8. Fordeling av gyteområder for storørret (blå felter) og mindre ørret (gule felter) i ulike seksjoner av Tokkeåi i 2013.

4.3.4 Samlet vurdering av gyteperiode

Basert på dato for første og siste observerte graving av gytegrøper i 2011, 2012 og 2013 foregikk gytingen innenfor perioden fra 5. oktober til 15. november (**Figur 4.9**), tilsvarende en periode på nesten 6 uker. I 2011 varte gyteperiodene fra 5.10 – 2.11 (28 døgn), fra 5.10 – 9.11 i 2012 (36 døgn) og fra 11.10 – 15.11 (35 døgn) i 2013. Variasjonen mellom de enkelte år i start og varighet indikerer at gytingen kan spenne over et noe større tidsrom. Gytingens mest intense periode, det vil si når det er størst aktivitet og deltakelse på gytefeltene, ble registrert innenfor perioden 20.10-2.11, og med et skjønnsmessig tillegg for årlige variasjoner er gytingens maksimum innenfor perioden 15.10 – 5.11.



Figur 4.9. Gyteperiodens varighet for ørret i Tokkeåi i 2011, 2012 og 2013.

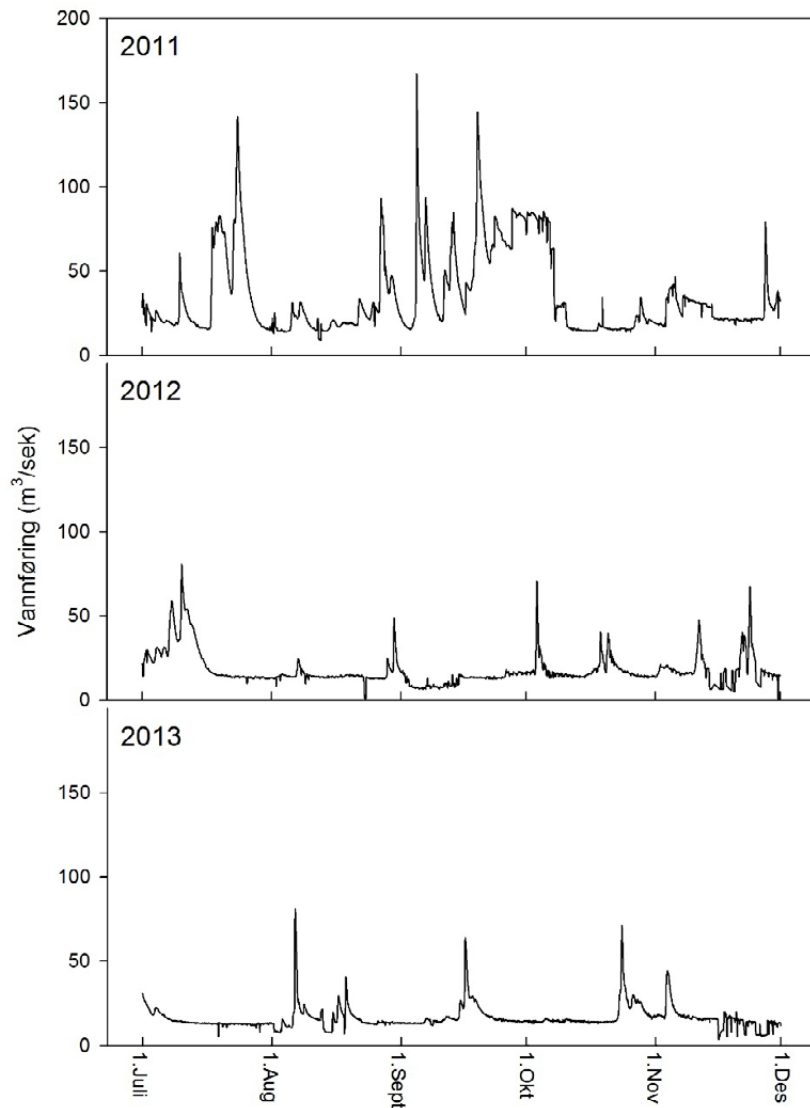
4.3.5 Fordeling av store gytegrøper i forhold til vannføring 2011-2013

Storørretgrøper ble observert i den øvre delen av Tokkeåi alle årene 2011-13, men antall storørretgrøper var vesentlig høyere i de øvre deler av Tokkeåi i 2011 sammenlignet med 2012 og 2013 (**Tabell 4.10**). Tellingene i 2011 omfattet ikke de to terskelhølene ovenfor Tønsberghylen, men selv om det antas en tilsvarende forekomst av storørretgrøper som i de to andre årene (9 stk) så er fordelingen likevel forskjøvet vesentlig lengre opp i elva i 2011.

Tabell 4.10. Oppsummering av fordelingen av store ørretgroper i de enkelte høler og elvestrekninger i årene 2011, 2012 og 2013.

Elvestrekning	2011	2012	2013
Åmøtehylen	30	15	6
Jesshylen	0	3	7
Andre terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	Ikke reg.	0	5
Første terskelbasseng ovenfor Tønsberghylen	Ikke reg.	9	4
Tønsberghylen	0	0	4
Hakaflåthylen	8	22	10
Elvarheim-Hakaflåthylen (sideløp Huvestavn.)	0	0	1
Elvarheimshylen	0	0	1
Buøy, hovedløp	0	1	10
Buøy, indre elveløp	0	0	6
Sum	38	50	54

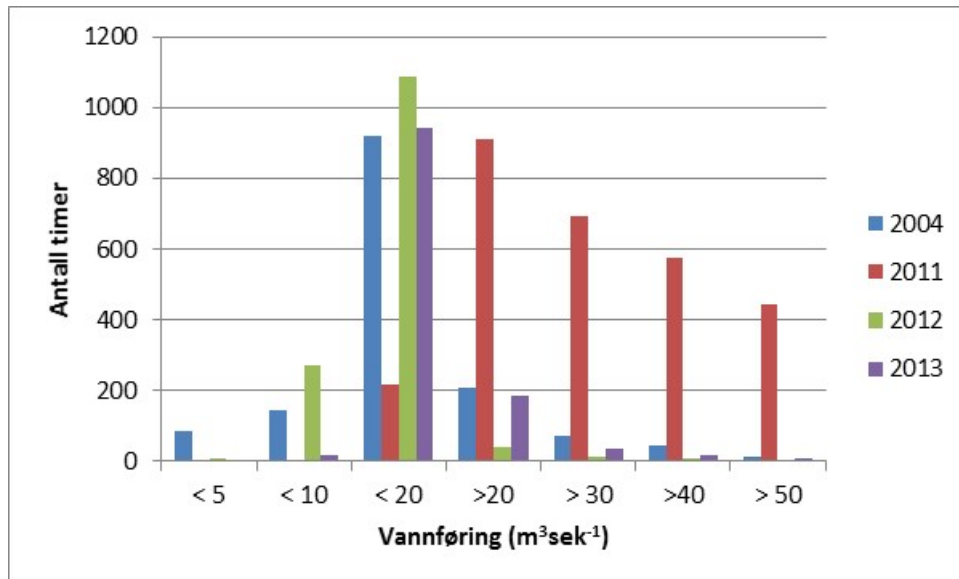
Vannføringen i Tokkeåi var vesentlig høyere og preget av større variasjoner i 2011 sammenlignet med 2012 og 2013 (**Figur 4.9**). Innenfor oppgangstiden for storørret (juli, august og september) ble det registrert åtte episoder med flomtopper mellom 60 og 167 m³/s, og de fleste av disse skjedde i perioden fra 20. august og fram til siste halvdel av september, noe som vurderes som den mest aktive oppvandringsperioden for storørret fra Bandak. I 2012 og 2013 var vannføringen vesentlig lavere og jevnere (hovedsakelig varierende mellom 10 og 20 m³/s), og kun 1-2 mindre flomtopper inntraff innenfor den antatt beste oppvandringstiden. I 2012 var det en kort flomtopp på 68 m³/s, og i 2013 var det to flomtopper på 81 m³/s den 6. august og 64 m³/s den 16. september (**Figur 4.10**).



Figur 4.10. Døgnmiddelvannføringer (timesverdier) i Tokkeåi for perioden 1. juli til 1. desember 2011, 2012 og 2013.

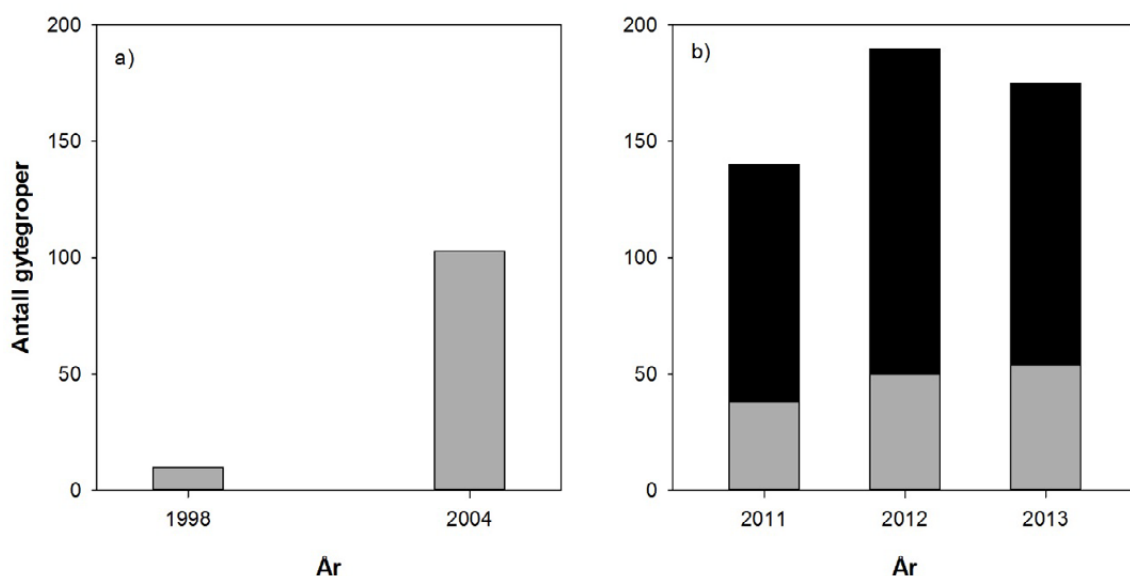
Dette datamaterialet kan suppleres med tellinger av gytegroper i Tokkeåi fra Åmøtehylen og ned til deltaet i 2004 (Tranmæl og Midttun 2005). Selv om de anvendte en registreringsmetodikk som var noe forskjellig fra undersøkelsene i 2011-2013 er det satt opp en sammenstilling i **Figur 4.11** som viser antall timer med ulike vannføringsintervaller i perioden 1. juli – 31. september for fire år; 2004, 2011, 2012 og 2013. Det fremgår at vannføringen i 2011 var høyere enn de andre tre årene.

Vannføringen i 2011 var også mer variert enn i de øvrige årene (**Figur 4.10**, øvre panel). I 2004 ble det funnet 103 store gytegroper i Tokkeåi, hvorav kun 5 var lokalisert i Åmøtehylen. Majoriteten av gytegroperne fra storørret i 2004 var lokalisert i midtre og nedre deler av Tokkeåi.



Figur 4.11. Oversikt over antall timer med vannføringer i angitte intervaller for oppvandringsperiodene i 2004, 2011, 2012, 2013.

Det er også gjennomført tellinger av gytegroper tidligere i Tokkeåi. Metodikken som ble anvendt i årene 2001 og 2004 var noe ulik og man bør være forsiktig med direkte sammenligninger, bl.a. var snorkling i overflata observasjonsmetode, den nedre grense var 1 m for en ferdig utgravd gytegropp av storørret, og hele elvestrekningen lot seg ikke undersøke i 2001. I 2011-2013 ble observert gytegroper fra begge elvebredder med polariserende solbriller under lav vannføring. En oppstilling over tellingene av gytegroper for 1998 og 2004 er vist i **Figur 4.12a**, og tellinger av gytegroper som er gjennomført in denne undersøkelsen i perioden 2011-2013 er vist i **Figur 4.12b** (små groper ble ikke registrert 1998 og 2004).



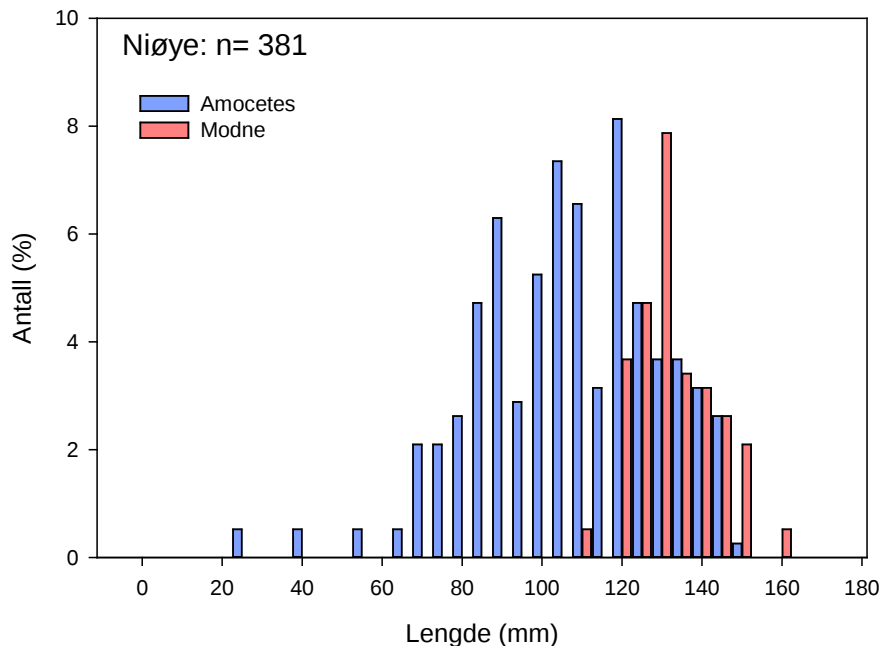
Figur 4.12. Fordeling av registrerte store (grå søyler) og små (svarte søyler) gytegroper fra ørret for årene (a) 1998 og 2004 (små groper ble ikke registrert) og (b) 2011, 2012 og 2013). Definisjon av grenseverdi for minste bredde for storørretgroper var 1 m i 2001 og 2004 og 1,2 m i 2011-2013.

4.4 Andre fiskearter i deltaområdet

4.4.1 Niøye

Til sammen 380 niøyer ble samlet inn under båtelfisket om høsten på deltaet for bestemmelse av stadium og kroppslengde (**Figur 4.13**). Det ble funnet flest modne niøyer i nedre deler av Tokkeåi, og dette indikerer at de startet oppvandringen til gyte plassene i Tokkeåi om høsten etter metamorfosen. Hvor stor andel av den modne bestanden som vandrer opp på høsten er ukjent, men det betyr at de som har vandret opp overvintret i Tokkeåi frem til gytingen den påfølgende sommer. Modne niøyer var hovedsakelig mellom 12 og 16 cm, og med betydelig overlapp i lengde med de største individene av ammocoetes. De fleste ammocoetes var i lengdeintervallet 7-14 cm, og enkelte mindre individer mellom 2 og 7 cm ble også funnet.

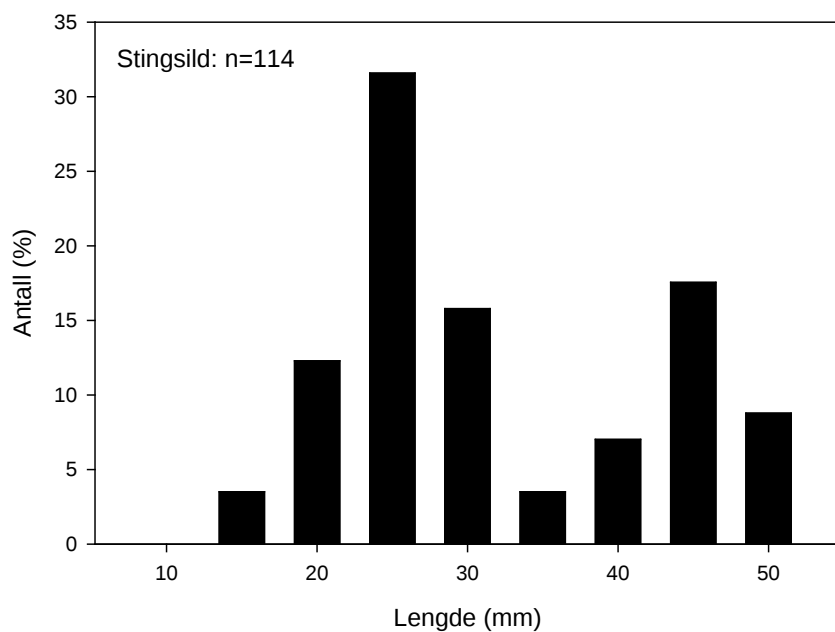
Majoriteten av niøyene ble fanget i nærheten av Tokkeåis utløp på deltaet, og i de tilgrensende områdene mot vestsiden (**Figur 4.15**). Enkelte individer ble også funnet i utløpet av Eidsborgsbekken ved bryggene. Det ble observert til dels betydelige mengder med niøye i områder med ansamling av grovt organisk materiale (hovedsakelig kvist-, bark- og trerester) som dannet klart definerte «dyner» med slik substrat. Det ble også funnet høye forekomster av niøye i kvistveggene til ei beverhytte i utløpsområdet av Tokkeåi.



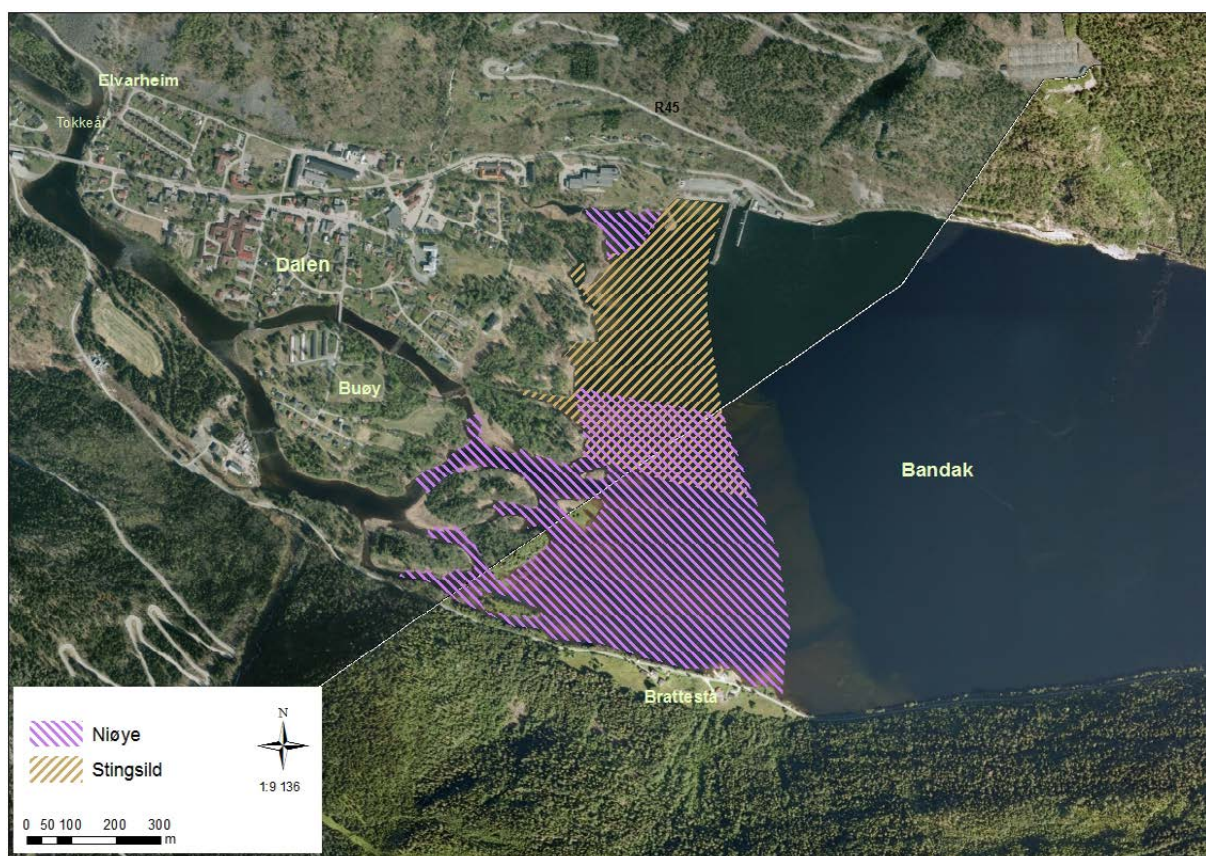
Figur 4.13. Lengdefordeling til 272 ammocoetes og 109 modne niøye fanget i nedre deler av Tokkeåi og på deltaflaten i 2012 og 2013.

4.4.2 Trepigget stingsild

Til sammen 114 stingsild ble fanget under båtelfisket i deltaet i 2012 og 2013, og alle ble fanget i deltaets østside mot utløpet av Eidsborgsbekken (**Figur 4.15**). Det var mest stingsild i grunne områder som var tett bevokest med bunnvegetasjon. Det ble observert til dels tette forekomster av stingsild i alle størrelsesgrupper, og det ble bare håvet opp et utvalg for lengdemåling. Lengdefordelingen viste en bimodal fordeling med toppe på henholdsvis 2,5 og 4,5 cm (**Figur 4.14**).



Figur 4.14. Lengdefordeling til 114 trepigget stingsild fanget i nedre deler av Tokkeåi og på deltaflaten i 2012 og 2013.



Figur 4.15. Utbredelsen av nioye (ammocoetes og voksne) og trepigget stingsild på elvedeltaet i Bandak, basert på bruk av elfiskebåt i oktober 2012 og 2013. Merk overlappingssona midt i deltaet.

4.5 Diettanalyser av ørret i Bandak og deltaet

Dietten til ørret fanget under prøvefiske i strandsonen langs Bandak og i deltaet i 2011 (Johnsen et al. 2011) var dominert av overflateinsekter (henholdsvis 49,1 og 37,1 %) og husbyggende vårfluer (12,4 og 33,3 %). Ørret i strandsona hadde også spist en god del fjærmygglarver (17,6 % av dietten). Innslaget av stingsild var høyere i strandsona (6,1 %) enn i deltaområdet (3,3 %), mens niøye kun ble funnet i magene på ørret fanget i deltaet (7,9 %).

Dietten til ørret fanget profundt var dominert av fisk (ørret/røye og uidentifisert fisk) med 56,9 % (**tabell 4.11**), og 28,8 % vannlevende insekter (døgnfluer, husbyggende vårfluer og fjærmygglarver). Dietten til ørret som ble fanget pelagisk var dominert av zooplankton (*Daphnia* og *Bythotrephes longimanus*) med 43 %, og overflateinsekter 32,6 %. I tillegg utgjorde husbyggende vårfluelarver 17,2 % av dietten (**tabell 4.11**).

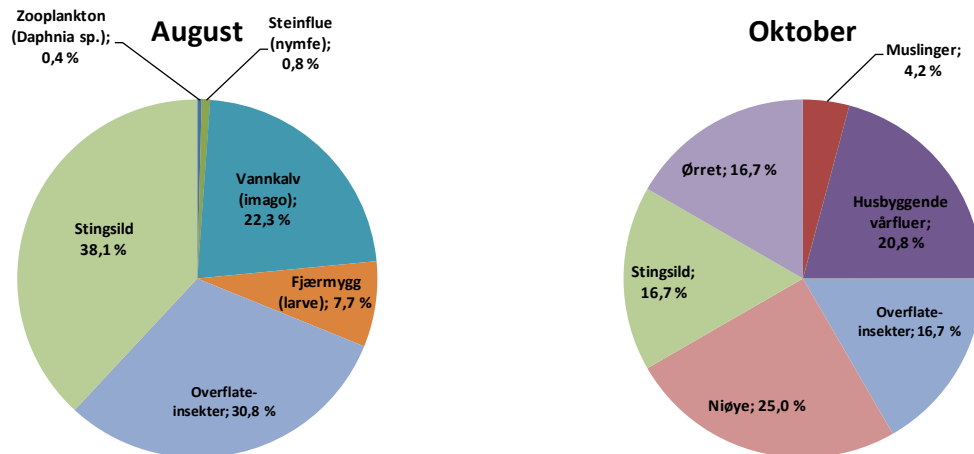
Tabell 4.11. Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos ørret fanget i ulike habitat i Bandak i 2011. Byttedyrgrupper > 10 % er uthevet.

Garn	August			
	Strandsone	Delta	Profundt	Pelagisk
Antall (N)	18	13	7	9
Antall tomme mager	1	1	0	0
Krepsdyr				
Bunnlevende arter/grupper				
Marflo		2,5		
Skjoldkreps				
Chydorider	0,1			
Pelagiske arter/grupper				
<i>Daphnia</i> sp.	4,9	0,8		31,3
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,8			11,7
<i>Holopedium gibberum</i>	0,1			
<i>Bosmina longispina</i>	0,8			
Copepoder (hoppekreps)				
Uidentifisert zooplankton				
Vannlevende insekt				
Døgnflue		4,2	14,3	1,1
Steinflue		2,5		
Fjærmygglarver	17,6		1,4	
Vårfluelarve (husbyggende)	12,4	33,3	13,1	17,2
Vannkalv (imago)	0,3	1,7		1,1
Overflateinsekter	49,1	37,1	14,3	32,6
Bløtdyr				
Skivesnegl	1,8			
Damsnegl	1,8	5,8		
Ertemuslinger	0,6	0,4		
Fisk				
Stingsild	6,1	3,3		
Niøye		7,9		
Sik				
Ørret/røye			14,3	
Uidentifisert			42,6	
Annet	2,3	0,4		5
Totalt	100	100	100	100

Fordi det er antatt at nøye er mest eksponert for predasjon under gytingen (april-juni, Pethon 1998) ble det samlet inn 28 ørret fra 17-63 cm ved/i deltaområdet den 24. april i 2011. Av disse hadde kun en ørret spist fisk (stingsild). Diettene til ørret på deltaflaten var ellers dominert av vanninsekter, særlig vårfluer.

Av de 123 undersøkte magene fra ørret fanget i deltaområdet og i nordre del av Bandak i 2010 ble det funnet innhold i 19 (15,4 %) av magesekken. Ørret med mageinnhold ble fanget i august (13 stk) og i oktober (6 stk). Gruppering av byttedyr ble gjort ut i fra volumprosent. I august var stingsild den viktigste byttedyrarten (38,1 % av konsumert volum), mens virvelløse dyr til sammen utgjorde de resterende 61,9 % av konsumert volum, fordelt på 30,8 % overflateinsekter, 22,3 % voksne vannkalver, 7,7 % fjærmygglarver, 0,8 % steinfluelarver og 0,4 % zooplankton (**figur 4.16, til venstre**).

I oktober var innslaget av fisk i dietten vesentlig høyere, og utgjorde 58,4 % av konsumert volum. Artsfordelingen for byttefiskene viste dominans av nøye (25,0 %), mens stingsild og ørret utgjorde en lik andel på 16,7 % for hver av artene. Virvelløse dyr utgjorde en noe mindre andel med 20,8 % husbyggende vårfluelarver, 16,7 % overflateinsekter og 4,2 % småmuslinger (**figur 4.16, til høyre**). Det ble også funnet en frosk i en av ørretmagene (ikke vist i figuren).



Figur 4.16. Sammensetning av mageinnhold (volumprosent) for ørret tatt i garn/oter i august og i storruse i oktober i deltaområdet ved Tokkeåi sitt utløp i Bandak i 2010. Antall ørret med mageinnhold fra august var 13 stk. (17 var tomme) og fra oktober 6 stk. (106 var tomme).

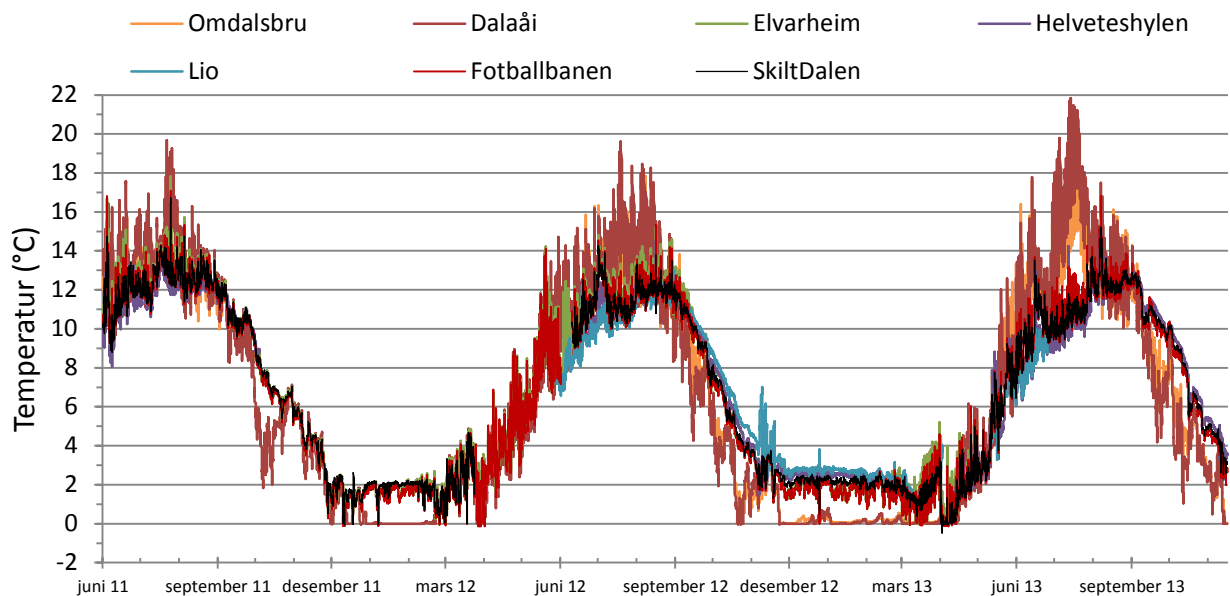
4.6 Vanntemperatur

Samlet temperaturforløp for loggere i Dalaåi og Tokkeåi (7 stasjoner) fra 2011-2013 er vist i **Figur 4.17**. Hovedmønsteret er at Dalaåi viser høyere sommertemperaturer og lavere vintertemperaturer enn Tokkeåi nedenfor utløpet av Lio kraftverk.

I Dalaåi var høyeste målte temperatur nær 19,6 °C i 2011 og 2012, men 21,8 °C i 2013, mens den i Tokkeåi ovenfor utløpet fra Lio kraftverk var 17,3 °C, 18,3 °C og 20,3 °C.

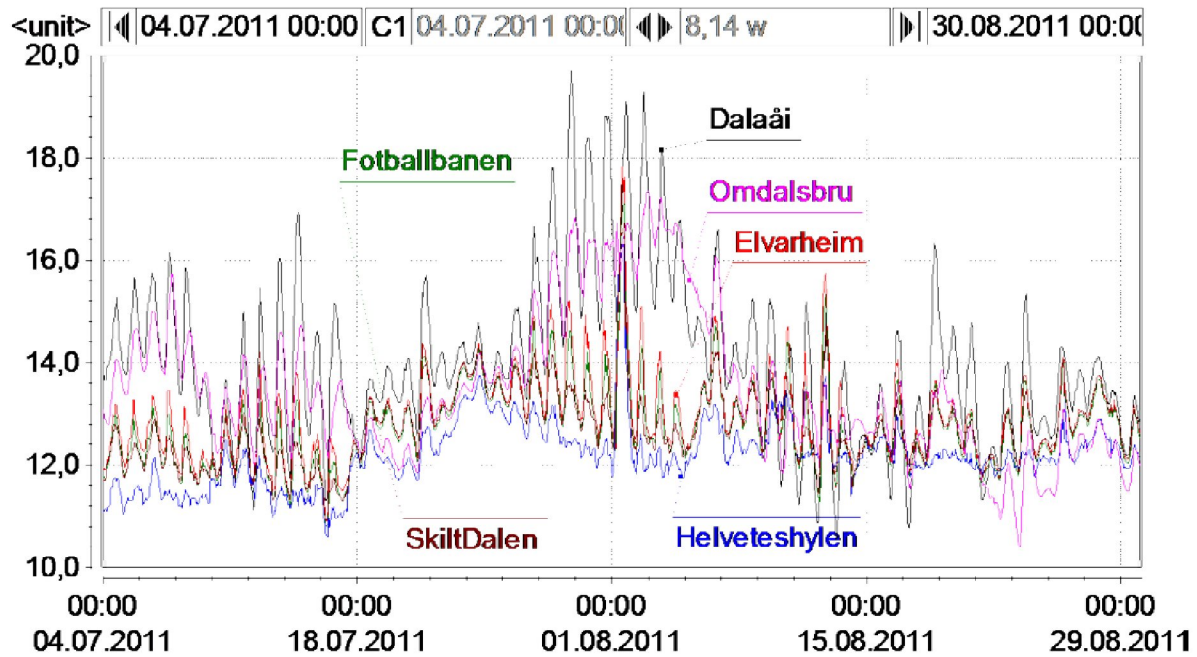
I **figurene 4.18 - 24** er vist utvalgte tidsperioder gjennom sommerperioder, tidlig og sen høst og vinterperioder for å illustrere sammenhengen mellom Dalaåi og Omdalsbru som begge er upåvirket av driftsvann fra Lio kraftverk og Tokkeåi nedenfor som er påvirket av driftsvannet.

Nedenfor samtløp med Dalaåi var den høyeste målte temperaturen på stasjon SkiltDalen 14,7 °C i 2011, 14,2 °C i 2012 og 15,2 °C i 2013. Årsaken til lavere temperatur store deler av sommeren i Tokkeåi nedenfor samtløpet med Dalaåi er bidraget fra kaldt driftsvann gjennom Lio kraftverk, tappet fra Byrtevatn.

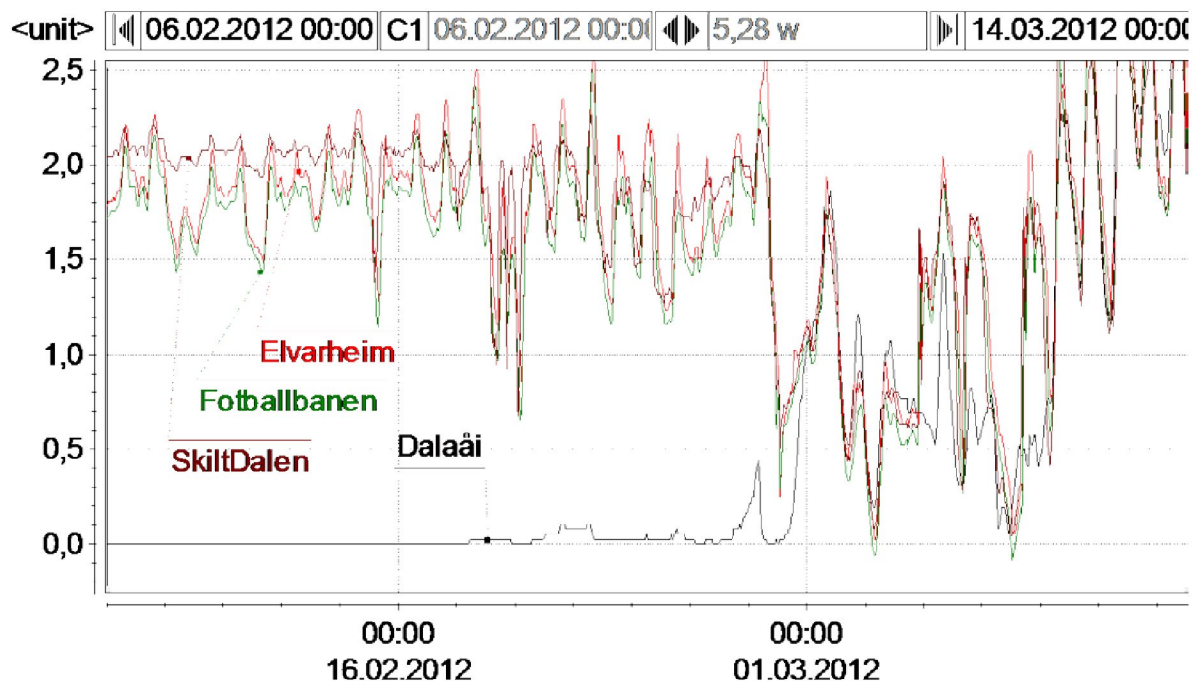


Figur 4.17. Temperatur på 7 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time i 2011-2013. Lio er måling av driftsvann i Lio kraftverk.

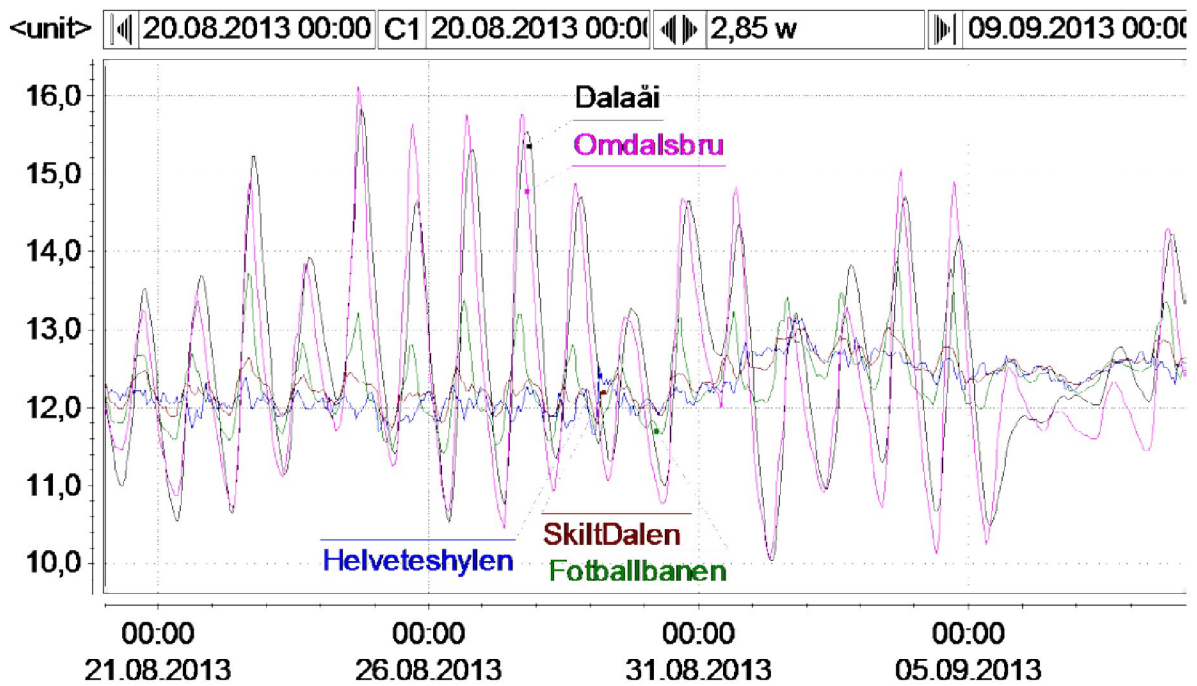
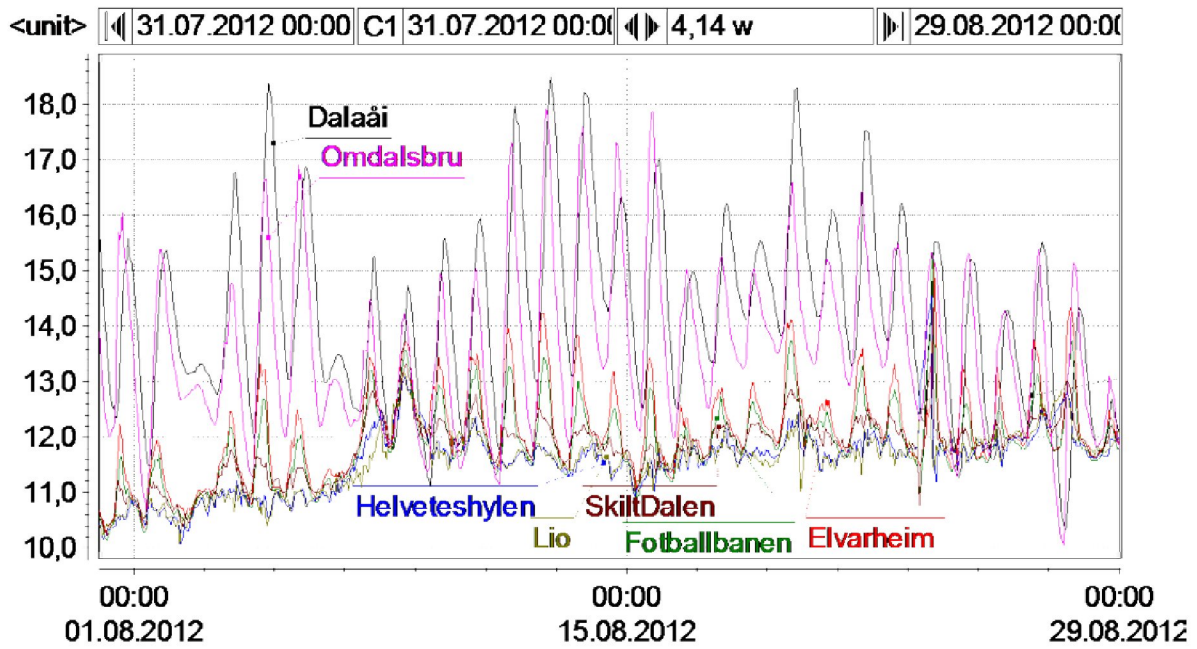
Gjennom vinteren er forholdet motsatt. Da er temperaturen i Dalaåi og Omdalsbru nær frysepunktet, mens elva i Tokkeåi ved SkiltDalen har en temperatur om vinteren på ca 2 °C. Det forekommer imidlertid temperaturfall enkelte døgn ned mot 0 °C, forårsaket av lav driftsvannføring. Forskjellen henger sammen med tapping av vann fra «varmt» vintervann fra Byrtevatn, og temperaturen på driftsvannet (Lio) og i Helveteshylen fra slutten av november 2012 til ca 1. mai 2013 lå nær 2,6 °C. Dette illustreres tydelig ved å sammenlikne data fra Dalaåi med de fra Helveteshylen og de fra Elvarheim, som er øverste og nederste målepunkt i Tokkeåi nedenfor tunnelen. Temperaturen ved Elvarheim ligger for den viste perioden mellom 1,5 og 2,5 °C, Dalaåi nær null og Helveteshylen nær 2,6 °C.



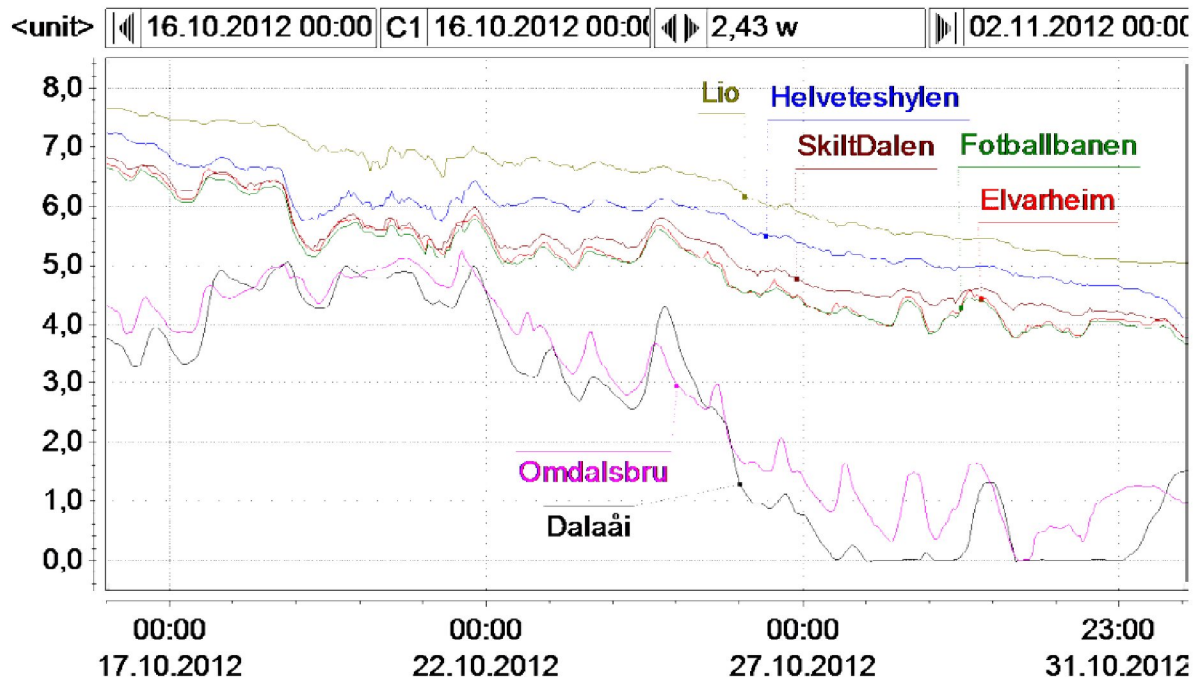
Figur 4.18. Temperatur på 6 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time i utvalgt sommerperiode i 2011. Merk at Helveteshylen viser den laveste temperaturen og minst døgnvariasjon, mens Dalaåi viser høyest temperatur med størst døgnvariasjon.



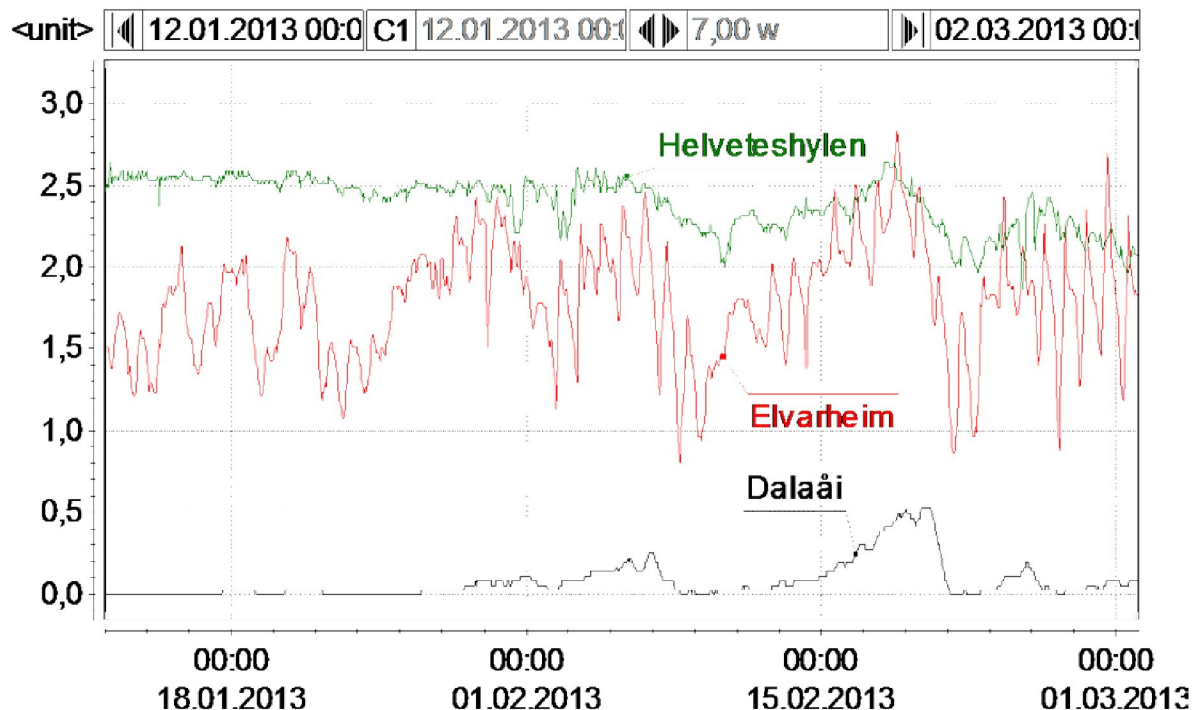
Figur 4.19. Temperatur på 4 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time i en utvalgt vinterperiode i 2012. Den laveste temperaturen registreres i Dalaåi med liten døgnvariasjon, mens de øvrige stasjoner i Tokkeåi er påvirket av driftsvann fra Lio kraftverk.



Figur 4.20. Temperatur på 7 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time tidlig høst 2012 (*øverst*) og 2013 (*nederst*). Merk Dalaåi og Omdalsbru (begge upåvirket av driftsvann fra Lio) med høye temperaturer og stor døgnvariasjon, de øvrige stasjoner med betydelig lavere temperatur (i 2012) og liten døgnvariasjon (2012 og 2013).



Figur 4.21. Temperatur på 7 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time sen høst 2012. Merk Dalaåi og Omdalsbru (begge upåvirket av driftsvann fra Lio) med raskere nedkjøling og lavere temperatur utover høsten, mens Lio (driftsvann) har høyest temperatur i denne perioden. SkiltDalen, Fotballbanen og Elvarheim blir alle påvirket av Dalaåi og i økende grad også av lufttemperaturen.



Figur 4.22. Temperatur på 3 stasjoner i Tokkeåi/Dalaåi, målt med HOBO loggere hver 3 time vinteren 2013. Dalaåi viser stabilt lav temperatur nær null, Helveteshylen ca 2,5 °C og Elvarheim rundt 1,5 °C (påvirket av både Dalaåi, Helveteshylen og lufttemperaturen).

Dalaåi og Tokkeåi ved Omdalsbru ligger begge i elvastrekningspreget av regulering ved at vannføringen kommer fra uregulert restfelt. Vannføringen er derfor permanent lavere enn naturtilstanden. Temperaturforløpet på disse målepunktene representerer derfor ikke naturtilstanden, men de kan likevel gi viktig informasjon når de sammenliknes med målepunktene som er preget av vann fra Lio kraftverk. Det kan antas at vintertemperaturen i Dalaåi og Tokkeåi ovenfor Lio er nær naturtilstanden, mens vår- og sommertemperaturen kan antas å være høyere fordi vannet kommer fra lavereliggende områder og vannføringene er lavere. Av samme grunn antas det også at døgnvariasjonen, spesielt i sommerhalvåret, er noe større, der lavere vannføring enn normalvannføringen vil gi større innflytelse av lufttemperaturen.

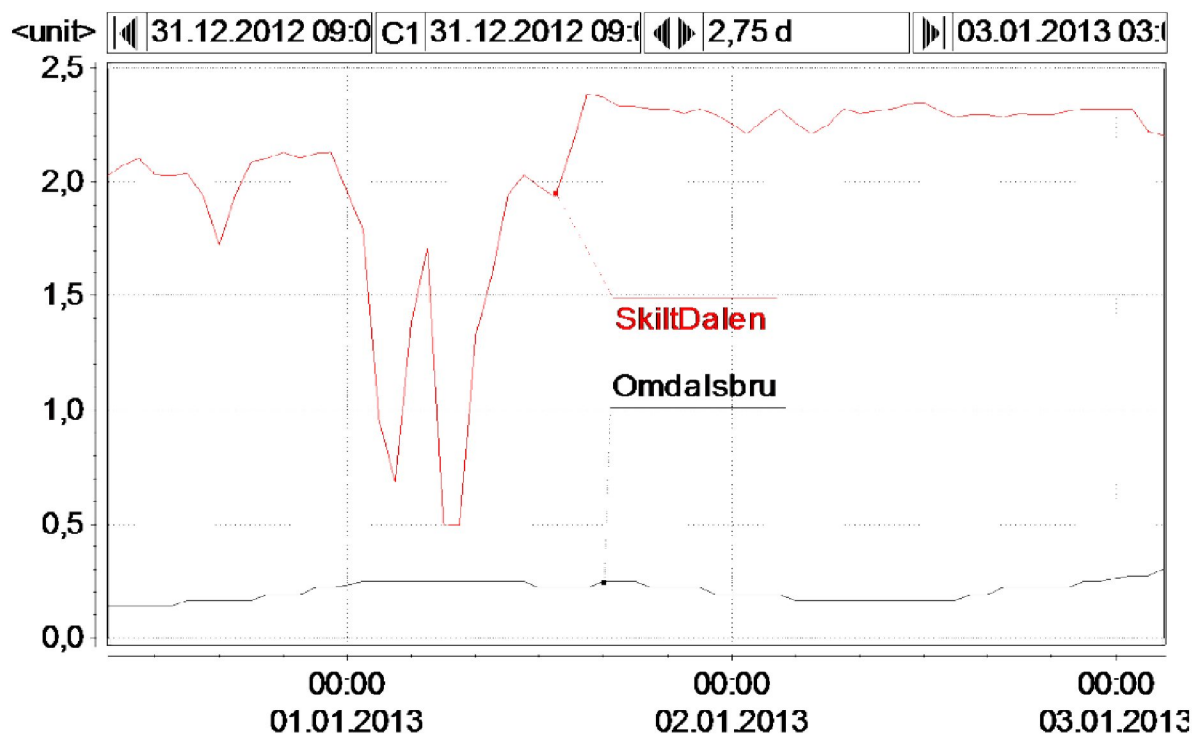
Nedenfor utløpet fra Lio kraftverk vil kaldt og stabilt driftsvann om sommeren redusere temperaturen i Tokkeåi på hele elvestrekningen ned til Bandak, og den vil dessuten redusere variasjonen gjennom døgnet. Det må som nevnt antas at målepunktene ved Omdalsbru og i Dalaåi med dagens reduserte vannføring blir mer influert av lufttemperaturen enn det som var tilfelle før regulering. Det betyr større døgnvariasjon og raskere temperaturendringer når sommerværet varierer. Forskjell i maksimumstemperaturer mellom Tokkeåi ovenfor (Omdalsbru) og Tokkeåi nedenfor (SkiltDalen) om sommeren var 2,6 °C i 2011, 4,1 °C i 2012 og 5,1 °C i 2013.

Om vinteren vil driftsvannet ha forhøyet vanntemperatur sammenliknet med Tokkeåi og Dalaåi. Vintertemperaturen i Dalaåi og Tokkeåi ovenfor utløpet av kraftstasjonen ligger nær null, og det må antas å ha vært slik også før regulering. Driftsvannet har en temperatur på 2,5-3,0 °C store deler av vinteren, og vil, selv med blanding av restvannet fra Dalaåi og Tokkeåi gi forhøyet elvetemperatur på strekningen ned mot Bandak, i Helveteshylen hevet fra nær null til ca 2,5 °C, på nederste målepunktet ved Elvarheim hevet fra nær null til 1,5-2,5 °C.

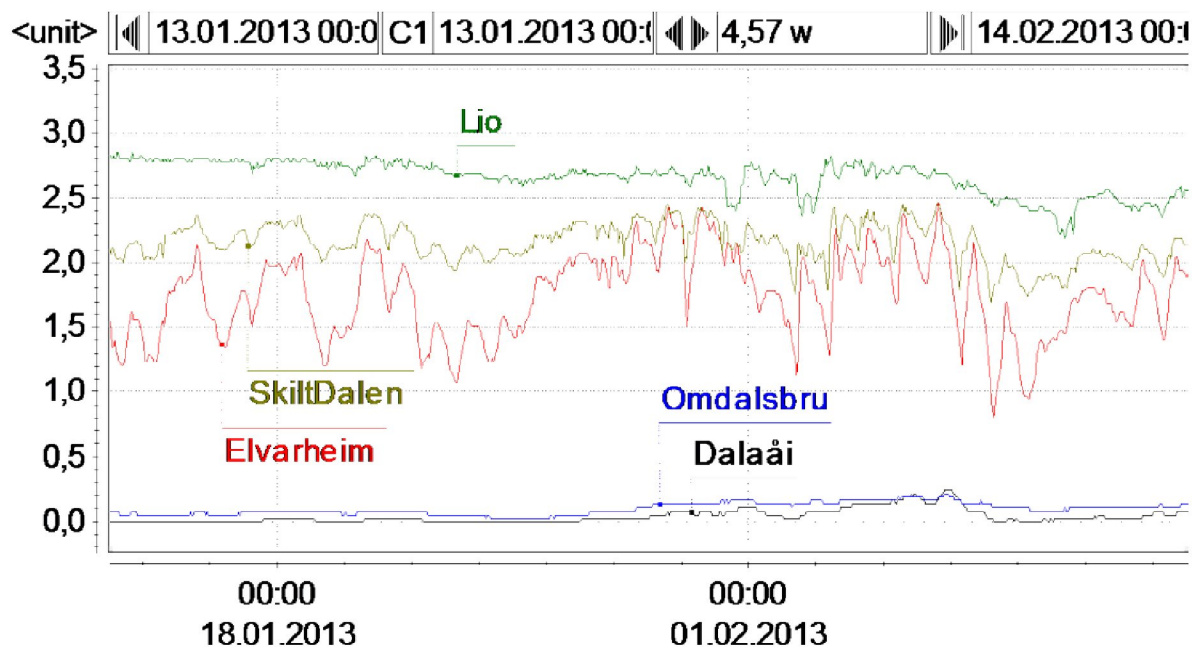
I **Figur 4.19** er vist en typisk vintersituasjon, der innblanding av «varmt» driftsvann med vinterkaldt vann fra Dalaåi og Tokkeåi gir temperaturøkning i Tokkeåi nedenfor tunellen. Temperaturen er gjennomgående høyere ved SkiltDalen enn ved Elvarheim, noe som indikerer nedkjøling av elva på sin vei ned mot Bandak. Det er imidlertid verd å merke seg at temperaturvariasjonen også øker nedover Tokkeåi. Dersom variasjonen var forårsaket av variabel driftsvannføring, er forventningen at temperaturvariasjonen er størst ved SkiltDalen, dvs. nærmest tunellen. Målingene viser det motsatte og årsaken til økt variasjon er trolig isfri elv og døgnvariasjon i utstråling/nedkjøling gjennom døgnet.

Stans i Lio kraftverk (utfall) eller redusert driftsvannføring om vinteren gir nærmest momentant temperaturfall fra 2,5 °C (Helveteshylen) og 1,5-2,5 °C (Elvarheim) og ned til nær 0 °C (**Figur 4.23**). Dette viser at denne forhøyede vintertemperaturen i Tokkeåi har sin årsak i driftsvannføringen.

Om våren er temperaturhevingen langsommere pga. bidrag av relativt sett kaldt driftsvann. Målingene viser imidlertid små endringer. På høsten bidrar relativt sett «varmt» driftsvann til at nedkjølingen går langsommere, og forskjellene er relativt sett store. I slutten av oktober 2012 var forskjellen mellom Dalaåi/Omdalsbru og Tokkeåi nedenfor samløp med Dalaåi målt til 5-6 °C (se **Figur 4.21**).



Figur 4.23. Eksempel på virkning av plutselig redusert drift (her utfall 1.1.2013 kl. 03.22-05.20) i Lio kraftverk om vinteren. Dette vil gi akutt temperaturfall i Tokkeåi fra Helveteshylen og ned til Bandak fordi tapping av «varmt» vann fra magasinet opphører og det relative bidraget fra Dalaåi og restvannføring fra Tokkeåi øker.



Figur 4.24. Temperatur i en typisk vintersituasjon i Tokkeåi uten stans i Lio kraftverk. I Dalaåi og Tokkeåi (Omdalsbru) ovenfor kraftverkstunellen er det stabil vintertemperatur nær 0 °C, mens driftsvannet i Lio kraftverk har stabil temperatur mellom 2,5 og 3,0 °C. Temperaturen i Tokkeåi ligger mellom 1,0 og 2,3 °C, og med økende døgnvariasjon nedover mot Bandak.

Kort oppsummering av temperaturregistreringene:

- Kaldt driftsvann fra Lio kraftverk gir i lange perioder om sommeren med 3-4 °C lavere temperaturer i Tokkeåi enn det som var sannsynlig naturtilstand.
- «Varmt» driftsvann om vinteren gir høyere temperatur i Tokkeåi om vinteren enn det som var sannsynlig naturtilstand, og har medført en heving av vintertemperaturen i størrelsesorden 1,5-2,5 °C.
- Mer stabil temperatur på driftsvannet fra Lio kraftstasjon gir mindre døgnvariasjon i Tokkeåi om forsommeren, sommer og høst, fra døgnvariasjon på 5-6 °C ovenfor til 0,5-1 °C nedenfor tunell-utløpet.
- Driftsvann fra Lio kraftverk gir langsommere temperaturfall i Tokkeåi utover høsten.
- Stans i Lio kraftverk eller redusert driftsvannføring om vinteren gir plutselige temperaturfall i Tokkeåi, fra 1,5-2,5 °C og ned mot nær 0 °C.
- Tokkeåi er etter regulering i all hovedsak isfri fra tunnelen fra Lio kraftverk og ned til Bandak, mens den før regulering antas delvis islagt i perioder.

4.7 Genetikk hos ørret

4.7.1 Genetisk variasjon

Mer enn 97 % av allelene ble vellykket amplifisert ut av de 281 individuelle prøvene (7098 av totalt mulig 7306 alleler).

Det ble funnet betydelig genetisk variasjon i det innsamlede materialet, både innen og mellom lokaliteter. Alle de 13 mikrosatellittene var variable (polymorfe) i alle ti prøvene. Antall alleler per locus i prøvene var i gjennomsnitt $12,8 \pm SD9,1$ (min 2, maks 32, **Tabell 4.12**). Observerte gjennomsnittlig genetisk diversitet uttrykt som H_o var $0,502 \pm SD0,213$ og allel rikdom over alle loci var $5,5 \pm SD3,0$ (**Tabell 4.12**).

Tabell 4.12. Lokaliteter i Tokkeåi-Bandak med antall ørret som ble samlet inn og analysert ($N=281$) og lengde/aldersgruppe, og mikrosatellitter som ble amplifisert og analysert. Analysert genetisk variasjon er vist som antall alleler (N_{all}), forventet og observerte heterozygositet (H_e resp. H_o) og allelisk rikhet (Ar). Signifikante avvik fra Hardy-Weinberg likevekt ($p < 0,05$) etter sekvensiell Bonferroni korreksjon er merket med *. Materiale av storørret (større enn 46,5 cm/1,1 kg) ble samlet inn fra flere kilder 2009-2012. Øvrig materiale er fra prøvefiske og elektrofiske.

Loci	P1 Stor ørret (n=39)					P2 Delta (n=30)					P3 Tokke nedre (n=30)				
	N	N _{all}	H _e	H _o	Ar	N	N _{all}	H _e	H _o	Ar	N	N _{all}	H _e	H _o	Ar
Str15	35	3	0,272	0,257	2,6	29	6	0,404	0,448	4,3	30	5	0,492	0,533	3,9
Str60	35	2	0,133	0,086	1,9	30	2	0,278	0,133	2,0	30	2	0,255	0,300	2,0
Brun7	38	4	0,520	0,500	3,3	30	6	0,730	0,533	5,5	30	6	0,715	0,533	5,2
Brun14	38	2	0,483	0,500	2,0	30	3	0,516	0,767	2,4	30	2	0,464	0,733	2,0
Brun25	37	15	0,878	0,622	10,2	25	15	0,890	0,840	11,5	30	14	0,902	0,633	11,7
Brun13	38	9	0,707	0,711	6,5	27	11	0,873	0,741	9,6	29	9	0,860	0,897	8,2
Brun23	38	2	0,026	0,026	1,3	30	2	0,231	0,200	2,0	29	2	0,034	0,034	1,5
Brun9	35	11	0,754	0,486	7,2	24	9	0,821	0,792	8,3	30	11	0,825	0,833	8,7
Brun58	35	7	0,488	0,400	5,2	27	11	0,829	0,481	8,9	30	10	0,616	0,500	7,5
Brun12	38	8	0,669	0,526	5,2	25	8	0,817	0,800	7,5	28	10	0,835	0,679	8,3
Str73	38	4	0,217	0,184	3,0	29	4	0,381	0,379	2,9	30	3	0,376	0,300	2,8
Ssosl417	38	8	0,834	0,789	7,0	27	8	0,828	0,556	7,5	30	8	0,819	0,567	7,1
Ssosl438	37	4	0,550	0,622	3,9	29	4	0,646	0,690	4,0	30	4	0,649	0,500	3,9
Gj.snitt	36,9	6,1	0,502	0,439	4,7	27,8	6,9	0,634	0,566	5,9	29,7	6,6	0,603	0,542	5,6

Loci	P4 Tokke øvre (n=30)					P5 Bandaksli bekk (n=14)					P6 Bandaksli nord (n=18)				
	N	Nall	He	Ho	Ar	N	Nall	He	Ho	Ar	N	Nall	He	Ho	Ar
Str15	30	7	0,530	0,467	5,5	14	3	0,255	0,143	3,0	18	3	0,204	0,111	2,9
Str60	30	2	0,206	0,100	2,0	14	3	0,135	0,143	2,9	18	4	0,250	0,222	3,4
Brun7	30	6	0,706	0,667	5,4	14	7	0,788	0,643	6,9	18	4	0,696	0,833	3,9
Brun14	30	3	0,516	0,533	2,4	14	3	0,503	0,357	2,9	18	4	0,465	0,444	3,7
Brun25	30	10	0,868	0,700	8,8	14	10	0,824	0,643	9,7	18	15	0,881	0,722	12,4
Brun13	29	14	0,885	0,931	11,2	14	9	0,842	0,500	8,9	18	8	0,640	0,556	6,6
Brun23	29	2	0,098	0,103	1,8	13	1	0,000	0,000	1,0	17	1	0,000	0,000	1,0
Brun9	30	10	0,798	0,667	7,7	13	10	0,870	0,769	10,0	18	9	0,679	0,722	7,6
Brun58	30	8	0,680	0,533	6,4	14	9	0,849	1,000	8,8	18	8	0,835	0,667	7,4
Brun12	26	7	0,756	0,615	6,4	14	8	0,827	0,786	7,9	18	10	0,838	0,667	8,8
Str73	30	3	0,335	0,267	2,8	14	2	0,069	0,071	1,9	18	2	0,278	0,111	2,0
Ssosl417	30	7	0,757	0,633	6,3	14	6	0,819	0,500	6,0	18	6	0,784	0,667	5,7
Ssosl438	30	6	0,654	0,733	4,8	14	4	0,681	0,643	4,0	18	3	0,586	0,667	3,0
Gj.snitt	29,5	6,5	0,599	0,535	5,5	13,8	5,8	0,574	0,477	5,7	17,9	5,9	0,549	0,491	5,3

Loci	P7 Bandaksli syd (n=30)					P8 Lårdal (n=30)					P9 Straumen (n=30)				
	N	Nall	He	Ho	Ar	N	Nall	He	Ho	Ar	N	Nall	He	Ho	Ar
Str15	29	4	0,221	0,207	3,1	30	8	0,426	0,400	5,5	28	6	0,290	0,179	4,2
Str60	30	3	0,156	0,100	2,5	30	5	0,296	0,200	3,7	27	4	0,469	0,296	3,4
Brun7	30	7	0,762	0,600	5,9	30	6	0,808	0,600	5,8	29	7	0,719	0,724	5,5
Brun14	30	3	0,356	0,367	2,8	30	3	0,576	0,567	2,9	29	3	0,416	0,345	2,7
Brun25	30	18	0,885	0,467	12,2	30	15	0,873	0,667	10,3	29	17	0,919	0,690	13,5
Brun13	30	11	0,720	0,567	7,0	30	13	0,793	0,667	8,4	28	9	0,701	0,500	6,6
Brun23	29	2	0,034	0,034	1,5	28	2	0,069	0,071	1,7	28	2	0,069	0,071	1,7
Brun9	30	9	0,764	0,667	6,9	30	11	0,787	0,600	8,1	29	8	0,658	0,793	5,5
Brun58	29	10	0,839	0,793	8,1	30	12	0,830	0,700	8,7	29	7	0,807	0,759	6,3
Brun12	29	9	0,809	0,655	7,6	30	11	0,873	0,600	9,2	29	9	0,806	0,655	7,3
Str73	30	2	0,206	0,233	2,0	30	4	0,572	0,600	3,3	29	3	0,405	0,379	2,8
Ssosl417	30	6	0,757	0,567	5,2	30	9	0,815	0,833	7,4	29	9	0,775	0,517	7,6
Ssosl438	30	3	0,605	0,567	2,9	30	3	0,651	0,733	3,0	29	4	0,609	0,621	4,0
Gj.snitt	29,7	6,7	0,577	0,448	5,2	29,8	7,9	0,644	0,557	6,0	28,7	6,8	0,588	0,502	5,5

P10 Digernes (n=30)					
oci	N	Nall	He	Ho	Ar
Str15	28	8	0,517	0,357	5,9
Str60	25	5	0,315	0,280	3,8
Brun7	30	7	0,818	0,467	6,7
Brun14	30	2	0,433	0,433	2,0
Brun25	30	15	0,921	0,667	12,9
Brun13	28	12	0,843	0,750	9,4
Brun23	28	2	0,035	0,036	1,5
Brun9	30	11	0,836	0,600	8,8
Brun58	30	9	0,779	0,600	7,3
Brun12	29	11	0,872	0,552	9,3
Str73	30	3	0,126	0,133	2,3
Ssosl417	30	7	0,786	0,700	6,1
Ssosl438	30	4	0,562	0,467	3,6
Gj.snitt	29,1	7,4	0,603	0,465	6,1

ALLE SAMLET (N=281)					
Loci	N	Nall	He	Ho	Ar
Str15	271	11	0,387	0,328	4,7
Str60	269	7	0,260	0,182	2,7
Brun7	279	10	0,804	0,595	6,6
Brun14	279	4	0,509	0,516	2,7
Brun25	273	32	0,935	0,658	13,9
Brun13	271	27	0,882	0,697	9,9
Brun23	269	2	0,069	0,063	1,6
Brun9	269	20	0,863	0,680	8,9
Brun58	272	16	0,816	0,618	8,3
Brun12	266	15	0,847	0,639	8,7
Str73	278	10	0,335	0,281	2,7
Ssosl417	276	12	0,860	0,645	7,5
Ssosl438	277	6	0,641	0,621	4,0
Gj.snitt	273	12,9	0,631	0,502	6,3

Tabell 4.13 antyder at ørret fra P 8 Lårdal og P 10 Digernes kunne skille seg noe ut med litt høyere genetisk variasjon uttrykt som Ar (hhv. 6,0 og 6,1), mens P 1 Storørret viste noe lavere genetisk variasjon (4,7) enn de øvrige prøvene (**Tabell 4.12**). Det var imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom lokalitetene for noen av diversitetsmålene (Kruskal-Wallis 1-veis ANOVA, $P \geq 0,8344$, $X^2 \leq 5,00$). Alle prøvene bortsett fra 3 Tokke nedre, hadde private alleler. I alt ble det funnet 39 (min. 0 på 3 Tokke nedre; og maks. 8 på 8 Lårdal, **Tabell 4.13**) private (stedegne) alleler innen de forskjellige lokalitetene. Prøve 1 Storørret fanget dels i Bandak og dels i Tokkeåi, hadde også to private alleler som ikke ble registrert i noen av de andre lokalitetene (**Tabell 4.13**).

De genotypiske data antydte en Wahlund effekt, sannsynligvis på grunn av blanding av populasjoner (se nedenfor). Eksakte tester for HW likevekt indikerte noe mer avvik enn forventet ut ifra Type I feil, idet 16 av de 130 parvise locus-lokalitet kombinasjon testene (13 loci x 10 lokaliteter) var signifikante etter Bonferroni sekvensiell korreksjon. Avviket var hovedsakelig knyttet til locus Brun 25 (i 6 av 10 populasjoner) og SSOSL417 (4 av 10 populasjoner). Derfor ble videre analyser kjørt både med og uten disse to loci. De øvrige 6 avvik var spredt mellom loci og populasjoner uten noe mønster, og er derfor sannsynligvis et tilfeldig resultat av Type I feil. Loci var i koblings likevekt (kun 7 signifikante avvik i 130 parvise tester, som forventet ut fra Type 1 feil).

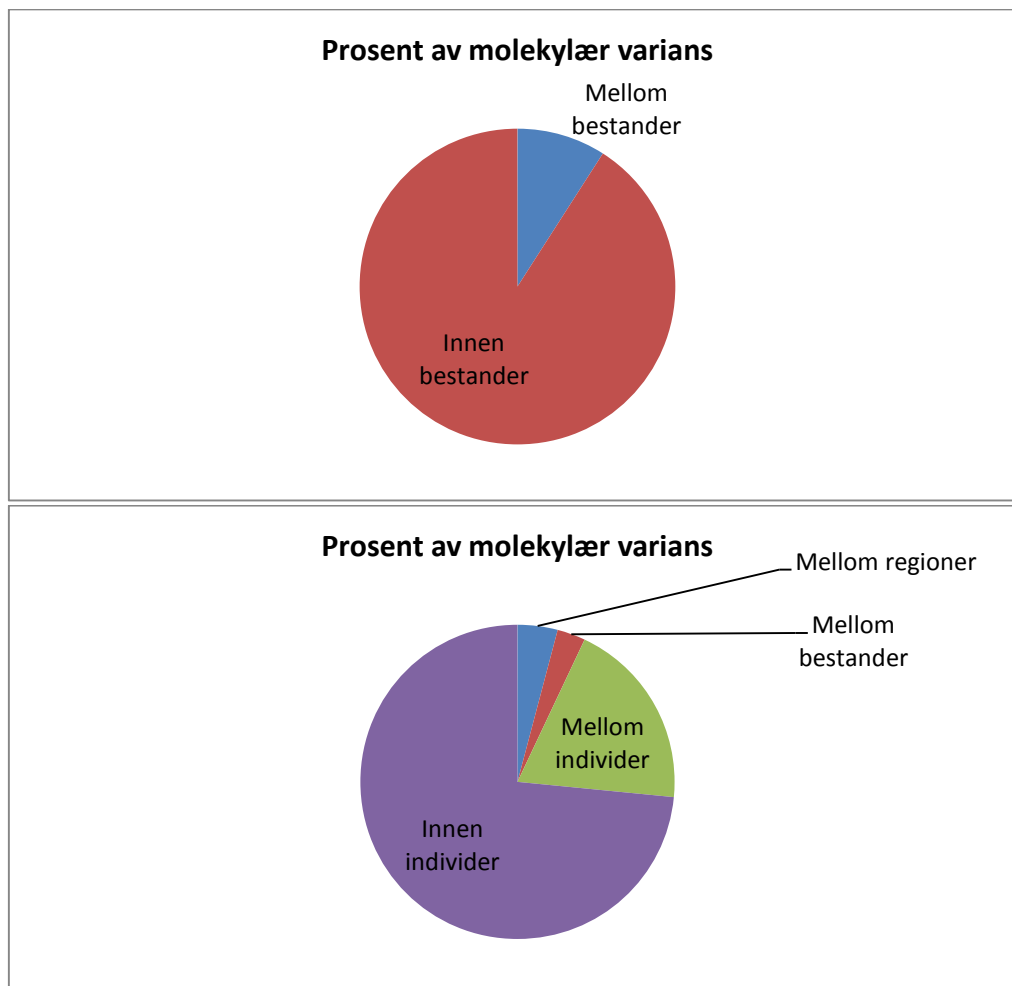
Wilcoxon to-halet tester for allel frekvens fordeling ga ingen indikasjoner på vesentlige bestandsreduksjoner (flaskehals for lokalitetene) i nyere tid for de fleste lokalitetene (**Tabell 4.13**). På to av lokalitetene var det imidlertid indikasjoner på en mulig nylig flaskehals, for prøve 1 Stor ørret ($P = 0,0023$), og for 9 Straumen ($P = 0,0052$; **Tabell 4.13**).

4.7.2 Genetisk struktur mellom lokaliteter

AMOVA indikerte at ca. 91 % av den genetiske variasjonen var knyttet til individer (variasjon innen populasjoner = variasjon innen individer + variasjon mellom individer innen populasjon), og at variasjonen mellom lokaliteter (populasjoner) forklarte ca. 9 % av variasjonen (**Figur 4.25**). Det innsamlede materialet stammer i hovedsak fra tre geografiske hoveddeler (regioner) av Tokkeåi-Bandak systemet (**Figur 4.23**): Tokkeåi med delta, mulige rekrutteringsområder langs strendene i Bandak, og et prøvefiske på en mulig blandet bestand i selve Bandak. Det ble derfor også kjørt en mer differensiert AMOVA analyse som tok hensyn til denne geografiske regioninndelingen. Denne viste at region forklarer ca. 4 % av variasjonen, og de ulike lokalitetene ca. 3 % av den totale genetiske variasjonen (**Figur 4.25**).

Tabell 4.13 Gjennomsnittlige diversitetsmål over loci for lokaliteter og prøver. Antall ørret innsamlet (n), private alleler (P_a), og signifikans for flaskehals (antall sign. loci i parentes).

Prøvested	N	P_a / prøve	P verdi for flaskehals
1 Storørret	39	2	0.0023 (6)
2 Delta	30	7	0.3054 (2)
3 Tokke nedre	30	0	1.0000 (2)
4 Tokke øvre	30	4	0.3054 (1)
5 Bandakslis bekk	14	2	0.7869 (2)
6 Bandakslis nord	18	3	0.1465 (4)
7 Bandakslis sør	30	3	0.0942 (4)
8 Lårdal	30	8	0.2734 (5)
9 Straumen	30	5	0.0052 (3)
10 Digernes	30	4	0.4973 (4)



Figur 4.25. Fordeling av total genetisk variasjon (vha. AMOVA) for ørret samlet inn i Tokkeåi-Bandak. Øvre panel: bare to nivåer - individer og lokaliteter – analysert. Nedre panel: variasjon delt i innen individer, mellom individer, mellom geografiske deler av Tokkeåi-Bandak (regioner), og mellom lokaliteter (populasjoner).

Selv om variasjonen mellom lokaliteter utgjør en relativt liten del av den totale genetiske variasjonen, er den likevel viktig. Tester for genetisk forskjell ($F_{ST} = \theta$) mellom prøvene fra de ulike lokalitetene var signifikante for de fleste sammenligninger, dvs. 82 % (8 av 45 tester) (**Tabell 4.14-4.15**). Det mest markerte mønsteret er at prøven med storørret skiller seg klart fra alle lokalitetene ute i Bandak. Derimot ligger storørret nær ørret fanget i delta og i øvre og nedre del av Tokkeåi. Her er forskjellene små, særlig fra Tokkeåi øvre (0,0192), selv om storørret likevel er signifikant forskjellig også fra disse (**Tabell 4.14**). For vanlig ørret var det ingen forskjell mellom ørret fanget i delta og på nedre del av Tokkeåi. Det var også relativt liten forskjell mellom ørret fanget på rekrutteringsområdene ved Bandaksli og ørret ute i selve Bandak. Derimot skiller Lårdalsåi seg mer ut (**Tabell 4.14**). Her må det imidlertid pekes på at for Bandaksli bekk og Bandaksli nord er prøvestørrelsen betydelig mindre enn for de øvrige lokaliteter. Dette kan føre til at mindre av variasjonen er fanget opp. Når de to markørene Brun25 og SSOSL417 ble utelatt, ble rimeligvis litt færre forskjeller signifikante (78 %, 10 av 45 tester), men mønsteret var i hovedsak det samme (**Tabell 4.15**).

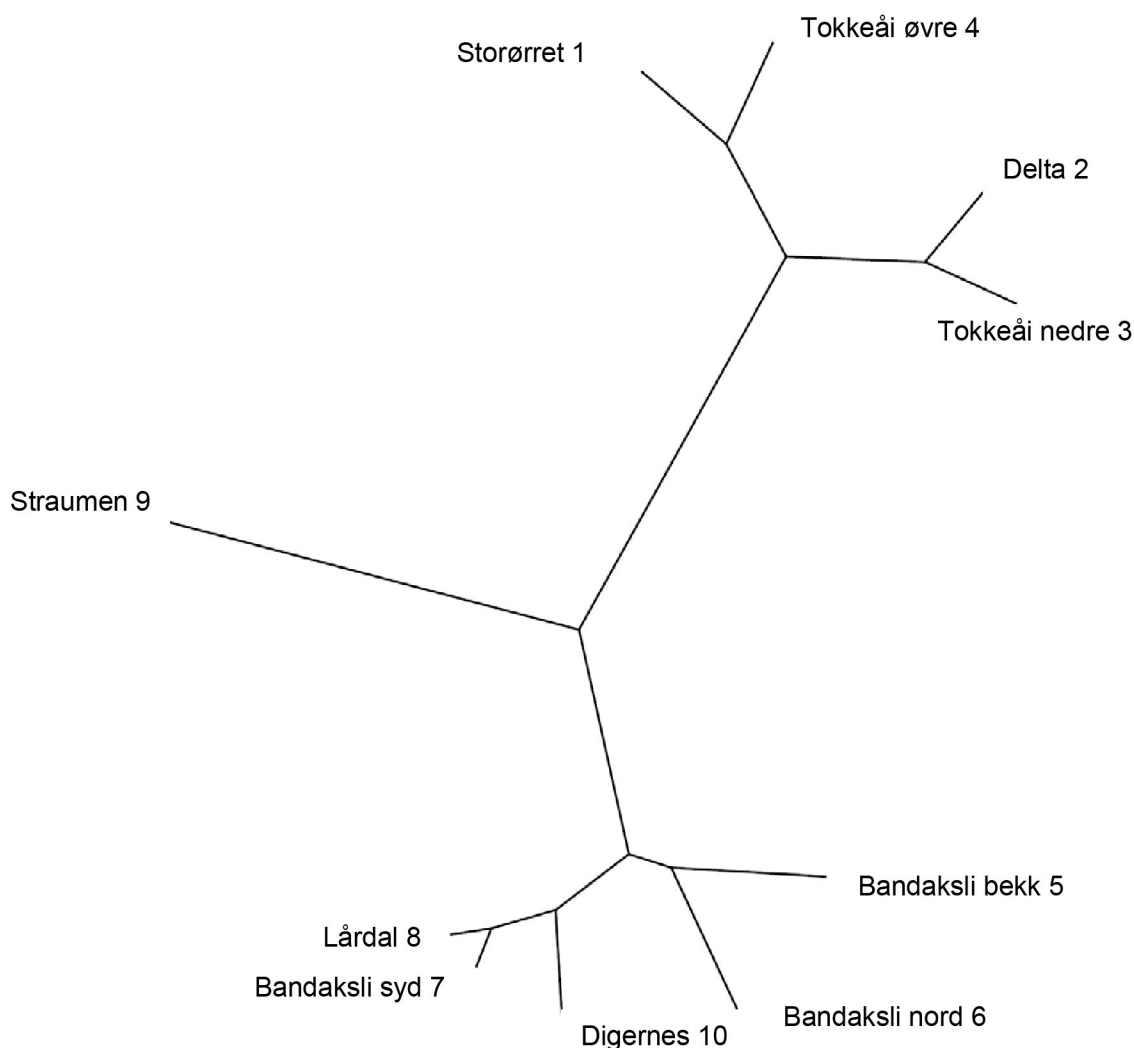
Tabell 4.14. Parvis genetisk populasjons differensiering ($F_{ST} = \theta$) mellom prøvene med alle loci. Signifikante tester er uthevet.

	1 Storørret	2 Delta	3 Tokkeåi nedre	4 Tokkeåi øvre	5 Bandaksli bekk	6 Bandaksli nord	7 Bandaksli sør	8 Lårdal	9 Straumen	10 Digernes
1 Stor ørret		0,0669	0,0385	0,0192	0,1008	0,1485	0,1424	0,1409	0,1308	0,0882
2 Delta			0,0056	0,0249	0,0228	0,0620	0,0572	0,0461	0,0484	0,0353
3 Tokkeåi ne				0,0158	0,0498	0,0956	0,0933	0,0781	0,0734	0,0532
4 Tokkeåi øv					0,0517	0,0962	0,0929	0,0750	0,0860	0,0485
5 Bandak be						0,0199	0,0157	0,0481	0,0407	0,0083
6 Bandak no							0,0063	0,0588	0,0034	0,0166
7 Bandak sø								0,0605	0,0143	0,0148
8 Lårdal									0,0570	0,0511
9 Straumen										0,0222
10 Digernes										

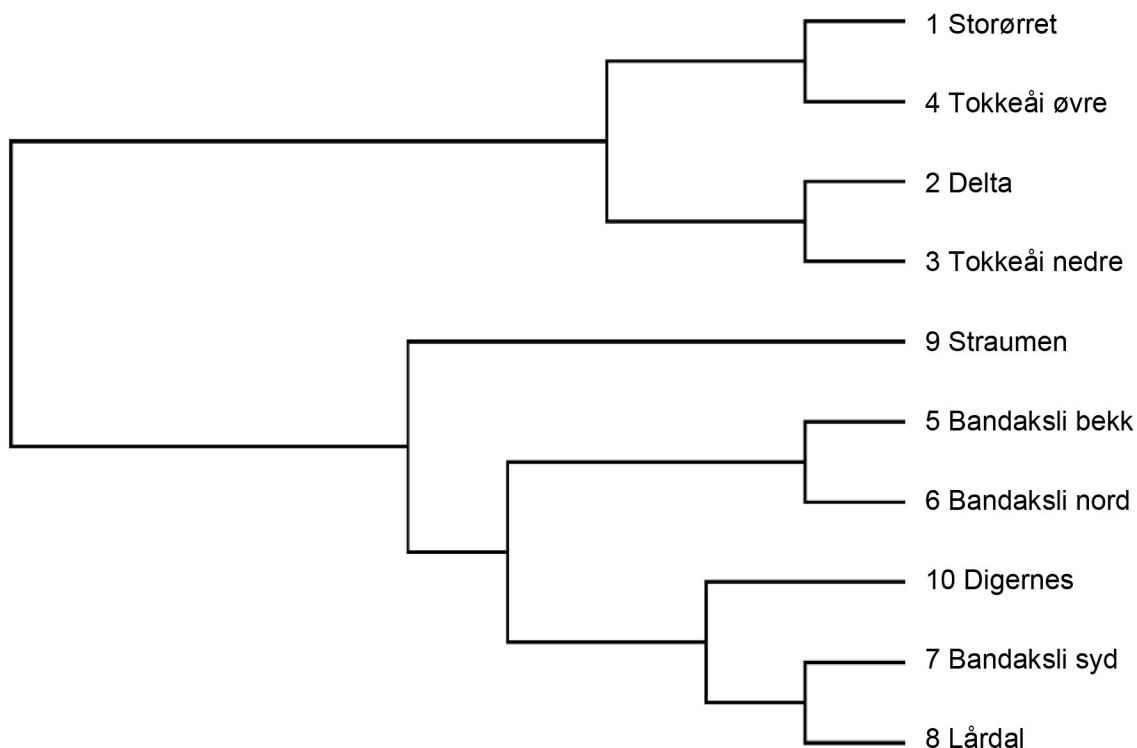
Tabell 4.15. Parvis genetisk populasjons differensiering ($F_{ST} = \theta$) mellom prøvene uten loci Brun25 os SSOSL417. Signifikante tester er uthevet.

	1 Stor ørret	2 Delta	3 Tokkeåi nedre	4 Tokkeåi øvre	5 Bandaksli bekk	6 Bandaksli nord	7 Bandaksli sør	8 Lårdal	9 Straumen	10 Digernes
1 Stor ørret		0,0839	0,0503	0,0198	0,1185	0,1761	0,1633	0,1638	0,1503	0,0993
2 Delta			0,0074	0,0256	0,0188	0,0597	0,0531	0,0515	0,0453	0,0305
3 Tokkeåi ne				0,0144	0,0549	0,1075	0,1014	0,0913	0,0808	0,0529
4 Tokkeåi øv					0,0469	0,1022	0,0945	0,0769	0,0851	0,0407
5 Bandak be						0,0225	0,0163	0,0446	0,0394	0,0044
6 Bandak no							0,0103	0,0601	0,0015	0,0184
7 Bandak sø								0,0583	0,0140	0,0159
8 Lårdal									0,0612	0,0503
9 Straumen										0,0206
10 Digernes										

Estimater for Nei's genetiske avstand (D_a) mellom populasjonene tegnet et tilsvarende bilde som for F_{ST} testene, og samsvarte også godt med geografisk struktur (**Figur 4.26**). En hovedforskjell går mellom ørret rekruttert i Tokkeåi-delta området, og ørret sannsynligvis rekruttert ute i selve Bandak. Digernes grupperer i vesentlig grad sammen med de sannsynlige rekrutteringsområdene ute i Bandak, antagelig fordi materialet er samlet inn fra en blandet bestand med vesentlig bidrag fra disse rekrutteringsområdene. Ørret fra Straumen, dvs. utløpet av Bandak, skiller seg også ut som delvis en egen gruppe. Man bør imidlertid være forsiktig med å trekke mer detaljert informasjon ut av slike trær. Den visuelle framstillingsmåten kan lett påvirke tolkningen når man ikke kjenner analysene bak. I **Figur 4.27** er de samme data derfor framstilt på en litt annen måte. Hovedstrukturen er den samme. Strukturen hadde høy bootstrap støtte (større eller lik 91%), men noe lavere for understruktur i selve Bandak, dvs. Straumen (72%), Lårdal (53%) og Digernes (45%).



Figur 4.26. Sannsynlig stamtre fremstilling (unrooted tree) som viser genetisk slektskap mellom undersøkte lokaliteter, basert på Nei et al's (1983) genetiske distanse D_a . Lengden på enkeltstrenger representerer genetisk avstand.



Figur 4.27. Sannsynlig slektskapstre (cladogram) basert på genetisk liket mellom undersøkte lokaliteter, basert på Nei et al's (1983) genetiske distanse D_a . Lengden på enkeltstrenger representerer genetisk avstand og krysningspunkter sannsynlig felles opphav.

Analyser av hvilke populasjoner som forklarer mest av den totale genetiske variasjonen (Principal Component Analysis) støttet indikasjonene om en klar tredeling (**Figur 4.28**). Den første komponenten (PC1) forklarte 52 % av genfrekvens variansen og skilte ut ørret i Tokkeåi og ørret i Bandak. De gjenværende 18 % av variasjonen ble forklart av PC2, dominert av ørret fra Lårdalsåi. Å utelate de to markørene Brun25 og SSOsl417 hadde igjen liten betydning for dette mønsteret.



Figur 4.28. Prinsippal komponent analyse basert på genetisk variasjon for de undersøkte lokaliteter. Tokkeåi (1-4) grupperer til høyre, Bandak (5-10) til venstre, Lårdalsåi nede til venstre (pop 9).

4.7.3 Migrasjon

Migrasjonsanalysen i GENECLASS2 viste at ørreten har sterk stedstilhørighet. Bare 16 av 281 analyserte ørret (5,7 %) hadde signifikant større sannsynlighet for å være første generasjons migranter til de forskjellige lokalitetene, framfor å tilhøre den lokale bestand (10 individer (Tabell 4.16; 3,6%) dersom loci Brun25 og SSOSL417 ble utelatt). Andelen førstegenerasjons migranter var spredt mellom de ulike lokalitetene uten noe klart mønster, og ingen lokalitet hadde utpreget mange migranter (Tabell 4.16). To migranter blant «Storørret» hadde mest sannsynlig tilhørighet til hhv. Tokke nedre og Tokkeåi øvre. En migrant fra Delta lå nærmest Straumen, to migranter i Tokkeåi nedre lå nærmest hhv Tokkeåi øvre og Delta, en migrant fra Tokkeåi øvre lå nærmest Storørret, av fem migranter fra Bandaksli-området lå tre i samme kompleks, mens en lå nærmest Lårdal og en nærmest storørret. Tre migranter fra Lårdal var spredt mellom Tokke nedre, bandaksli og Digernes, mens to migranter fra Digernes lå nærmest hhv. Bandaksli sør og Lårdal (Tabell 4.16).

Tabell 4.16 Sannsynlig antall førstegenerasjons migranter (F_0) over alle 13 loci for alle prøver. Antall ørret i hver prøve (N), antall F_0 migranter i hver enkelt prøve (p-verdi), mest sannsynlige prøvelokalitet de kom fra (log (L)).

Prøve	N	Antall F_0 migranter (p-verdi)	Mest sannsynlige prøvested (- log (L))
1 Storørret	39	2 (<0,0032)	3 Tokke nedre (17,082) 4 Tokke øvre (11,973)
2 Delta	30	1 (0,0013)	9 Straumen (14,235)
3 Tokke nedre	30	2 (<0,0046)	4 Tokkeåi øvre (13,425) 2 Delta (10,912)
4 Tokke øvre	30	1 (0,0071)	1 (9,364)
5 Bandakslis bekk	14	1 (0,0015)	8 Lårdal (18,013)
6 Bandakslis nord	18	1 (0,0027)	10 Digernes (18,058)
7 Bandakslis sør	30	3 (<0,0095)	6 Bandakslis nord (11,256) 6 Bandakslis nord (13,867) 1 Storørret (15,671)
8 Lårdal	30	3 (<0,0025)	3 Tokke nedre (17,166) 6 Bandakslis nord (11,421) 10 Digernes (16,561)
9 Straumen	30	0	
10 Digernes	30	2 (<0,0034)	7 Bandakslis sør (9,888) 8 Lårdal (17,079)

Tilhørighetsanalysen i GENECLASS2 av hvert enkelt individ til sitt nærmeste prøvested, viste som forventet et lignende hovedmønster. De fleste individene lå nærmest den prøvestedet hvor de ble fanget (**Tabell 4.17**, diagonal). Digernes utmerket seg med jevn og relativt høy tilhørighet til alle de øvrige prøvestedene, noe man kan forvente om det blir fisket på en mer eller mindre blandet bestand. Ellers var mønsteret mellom de ulike prøvene som forventet i en tilhørighetsanalyse hvor alle prøver er med, mer nyansert enn i analysene for genetisk differensiering over.

Tabell 4.17. Gjennomsnittlig sannsynlighet for at et individ tilhører de forskjellige prøvene basert på tilhørighets tester i GENECLASS2. For alle prøver er tilhørigheten størst til der de er fanget, dvs. uthevet diagonal.

	1 Stor ørret	2 Delta	3 Tok- keåi nedre	4 Tok- keåi øvre	5 Ban- daksli bekk	6 Ban- daksli nord	7 Ban- daksli sør	8 Lårdal	9 Strau- men	10 Di- gernes
1 Stor ørret	0,7152	0,4779	0,6259	0,6401	0,1333	0,0197	0,0131	0,0558	0,0880	0,3958
2 Delta	0,1678	0,7910	0,2983	0,2230	0,1723	0,0349	0,0441	0,1035	0,1509	0,2665
3 Tokkeåi ne	0,2137	0,5627	0,6366	0,2497	0,1337	0,0292	0,0190	0,0707	0,1393	0,2519
4 Tokkeåi øv	0,2685	0,3684	0,2564	0,6239	0,0583	0,0013	0,0056	0,0441	0,0716	0,1892
5 Bandaksli bekk	0,0746	0,3794	0,0599	0,0263	0,6784	0,2604	0,3152	0,1304	0,2344	0,3690
6 Bandaksli nord	0,0433	0,2785	0,0544	0,0087	0,2936	0,6665	0,4004	0,2402	0,4387	0,4119
7 Bandaksli sørl	0,0535	0,2943	0,0554	0,0170	0,3650	0,3669	0,5922	0,2092	0,4301	0,4564
8 Lårdal	0,0349	0,1655	0,0091	0,0052	0,0544	0,0408	0,0393	0,6026	0,1388	0,1179
9 Starumen	0,0605	0,3414	0,0851	0,0193	0,1612	0,2227	0,1869	0,2013	0,7027	0,3913
10 Digernes	0,0993	0,2493	0,1182	0,0636	0,2339	0,1496	0,2179	0,1244	0,2222	0,6581

Dersom all fanget storørret ble fordelt på de øvrige undersøkte lokalitetene i Tokkeåi-Bandak, viste igjen analysene at storørret hadde klart størst tilhørighet til rekrutteringsområdene i Tokkeåi og delta området, men rimeligvis også til ørret fanget ute i Bandak (10 Digernes) (**Tabell 4.18**).

Tabell 4.18. Gjennomsnittlig sannsynlighet for at en storørret (sample 1 Storørret) tilhører de forskjellige sample basert på tilhørighets tester i GENECLASS2.

	2 Delta	3 Tok- keåi nedre	4 Tok- keåi øvre	5 Ban- daksli bekk	6 Ban- daksli nord	7 Ban- daksli sør	8 Lårdal	9 Strau- men	10 Diger- nes
1 Storørret	0,4583	0,6895	0,7862	0,2229	0,0203	0,0229	0,0852	0,1009	0,5531

4.7.4 Beregning av effektiv populasjonsstørrelse hos storørret

Analysen av effektiv populasjonsstørrelse er kjent for å være vanskelige og usikre, særlig dersom man ikke har bestands-data over tid (Wang 2005, Waples og Do 2010). Vi estimerte likevel effektiv populasjonsstørrelse (linkage disequilibrium metoden) for storørret basert på de data vi har. Estimaten varierte fra $N_e = 54$ til 114 individer, avhengig av laveste allelfrekvens som ble brukt for estimatene (0,05-0,01).

5 Diskusjon

5.1 Genetisk strukturering hos ørret

Ørreten i Tokke-Bandak hører i hovedsak til tre geografiske hoveddeler (regioner) av systemet: 1) Tokkeåi med delta, 2) mulige rekrutteringsområder langs strendene i Bandak, og 3) Lårdalsåi, den andre mulige gyte- og oppvekstelva av noe størrelse til Bandak. Prøvene av storørret grupperer seg sammen med Tokkeåi, som derfor er den klart viktigste bidragsyteren til storørreten i Bandak.

5.1.1.1 Genetisk variasjon

De 13 mikrosatellittene som ble brukt som genetiske markører var alle variable (polymorfe) innen samtlige bestander. Gjennomsnittlig observert heterozygositet ($H_o = 0,50$) og allel (genvariant) diversitet ($A_r = 6,3$) for populasjonene i Tokkeåi-Bandak samlet, er i samme størrelsesorden som i andre norske vassdrag der deler eller samtlige av de samme markørene er benyttet (Heggenes et al. 2002, Heggenes & Røed 2006, Wollebæk et al. 2012). Metodikk og utvalg av markører synes derfor å gi et godt grunnlag for å påvise lokal genetisk strukturering hos ørret. Tokkeåi-Bandak eller nærliggende vassdrag er imidlertid ikke tidligere undersøkt, og det finnes derfor ikke lokalt sammenligningsgrunnlag.

5.1.1.2 Genetisk hovedstruktur

Undersøkelsen påviste en overordnet genetisk hovedstruktur ved lokalitetene Tokkeåi-Delta, Lårdalsåi og selve Bandak inkludert utløpet Straumen. I Bandak synes de ulike lokalitetene å skille seg relativt lite fra hverandre. Men særlig for Tokkeåi-Delta var det også en understruktur. Selv om det var relativt små genetiske avstander innad i denne gruppen, var det likevel signifikante forskjeller. Storørret ligger nær særlig Tokkeåi øvre, men også Tokkeåi nedre og delta, men den skilte seg likevel ut som en egen gruppe.

For å styrke dagens bestand av storørret i Tokkeåi-Bandak er det spesielt viktig å forvalte storørreten som en egen bestand. Dette betyr at det bør legges vekt på at gytemoden storørret får tilgang til egnede gyteområder i Tokkeåi. Det er også viktig med egnede gyteplasser på flere steder, slik at yngel kan bli mest mulig fordelt i elva.

Det relativt store antall private (stedegne) alleler innad i populasjonene reflekterer også betydelig grad av lokal strukturering. Det må likevel pekes på at flere loci ikke var i H-W likevekt, noe som indikerer noe «støy» i prøvematerialet, f.eks. i form av genflyt, dvs. vandringer av individer, mellom prøvelokalitetene (Wahlund effekt). Dette kan være tilfelle f.eks. for storørret og ørret fanget ved Digernes. Det må også pekes på at påvisning av understruktur i Tokkeåi er begrenset av prøvestørrelsen, dvs. en prøve i øvre og en i nedre del av elva. En mer detaljert innsamling kan avdekke nærmere tilhørighet for storørret. Prøvene i Tokkeåi besto forøvrig i hovedsak av 1+ fisk. Selv om sannsynligheten for familieeffekter er betydelig mindre for 1+ rekrutter enn for 0+, kan slike effekter ikke utelukkes.

Ute i Bandak var det flere alternative gyteområder, sannsynligvis på grusvifter med grunnvannsutstrømming (Brabrand et al. 2002, Brabrand et al. 2006, Heggenes et al. 2009) og i mindre bekker. De mindre bekkene kan også ofte være naturlig ustabile og bestandene her kan være del av metapopulasjoner (Østergaard et al. 2003). Det ble også observert et betydelig antall gytegrøper av antatt mindre ørret i Straumen ved utløpet av Bandak. Disse synes å være viktige for rekruttering av «vanlig» ørret til Bandak.

Utløpselva fra Vestvannene ser derimot ikke til å være av vesentlig betydning for den store ørreten som ble undersøkt her. Men det må påpekes at storørreten som inngår i denne undersøkelsen i hovedsak er fanget i Tokkeåi og deltaområdet. Vi kjenner ikke til om det eventuelt er en egen bestand av storørret som gyter på utløpselva.

Genetisk diversitet og testing for flaskehals er indikerte i de fleste undersøkte lokaliteter ingen vesentlige flaskehals i form av store bestandsreduksjoner i nyere tid. Unntakene var storørret og ørret i Lårdalsåi. Bestanden av storørret er uansett naturlig relativt liten, og også av denne grunn sårbar for inngrep i gyteelva og beskatningstrykk. Bestandsreduksjoner kan være knyttet til naturlige bestandsvariasjoner, men er mer sannsynlig en følge av de ulike reguleringsinngrepene i Tokkeåi kombinert med overfiske i noen tiår etter reguleringen.

Ut fra genetiske kriterier, kan minimums størrelse til en levedyktig bestand på kort sikt settes til minst $N_e = 50$ individer (forutsetter balansert kjønnsfordeling og likt bidrag til neste generasjon) (Frankham 2006, Heggenes, Røed et al. 2009, Frankham 2010) for at bestanden ikke skal utarmes genetisk relativt raskt. Våre resultater knyttet til genetikk og gytegroper antyder at bestanden av storørret med tilhørighet til Tokkeåi per i dag er omtrent av denne størrelsesorden eller noe større, selv om N_e estimerer alltid bør vurderes med stor forsiktighet (Wang 2005, Heggenes et al. 2009). Våre data viser ikke vesentlig mindre genetisk variasjon for storørret enn for annen ørret i dag, men antyder likevel at den er inne i, eller nylig har gjennomlevd, en flaskehals (såkalt «bottleneck») som har ført til tap av noe genetisk variasjon. Dette kan henge sammen med den betydelige beskatningen som foregikk over flere år, samt de negative miljøeffektene bestanden har blitt utsatt for som følge av reguleringen og øvrige tiltak i elva. På lengre sikt bør imidlertid en levedyktig bestand være betydelig større, på generell basis i størrelsesorden 500 eller flere individer (Frankham 2006) dersom genetisk variasjon ikke skal tapes. Dessverre finnes lite spesifikk kunnskap om dette for storørret, og vi må basere oss på generell kunnskap. Storørreten i Tokkeåi klassifiseres som sårbar, og svært sårbar for ytterligere negative påvirkninger som for eksempel økt beskatning eller ugunstige miljøforhold i gytelokaliteten. Tiltak som eventuelt gjennomføres i fremtiden bør ha som mål å øke gytebestanden til dette nivå. I den forbindelse anbefales oppfølgende undersøkelser med overvåking og videre utredninger av elvas produksjonskapasitet.

5.2 Rekruttering og beskatning av ørret

Selv om det fortsatt er uklarerhet rundt en del av livsløpet til storørret i Tokkeåi-Bandak, vet vi at rekrutteringen i dag er knyttet til Tokkeåi. Etter oppvekst i elva skjer en utvandring og etter hvert overgang til fiskedielt i Bandak. Storørret har ikke et markert vekstomslag, noe som gjør at utvandringssalder er vanskelig å anslå, og at den skiller seg lite fra «vanlig» ørret tidlig i livshistorien. Elektrofiske i Tokkeåi og båtelfiske på deltaflaten antyder at ørret kan vandre ut tidlig, mange sannsynligvis allerede etter to vekstsesonger i elva. Det er sannsynlig at deltaområdet er et viktig habitat for at ørreten kan bli stor nok til å gå over til sikdielt ute i Bandak og Vestvannene for øvrig.

I Tokkeåi finnes storørretunger i størst antall i elvas øvre deler. Gyteområdet i Åmøtehylen anses derfor som det viktigst gytefeltet slik situasjonen er i dag. Det fremstår som viktig at rekrutteringsområdene for storørret økes, at overlevelsen til rekruttene bedres. Videre må beskatningen fortsatt begrenses for å sikre forekomsten av en levedyktig storørretbestand. Økt rekruttering oppnås først og fremst ved å skape egnede forhold for gyting hos storørret i større deler av elva, selv om det fortsatt er uavklart i hvilken grad rekrutteringen i elva per i dag er en begrensende faktor. De selvpålagte restriksjonene i Bandak bedrer miljøforholdene i deltaområdet, og bør derfor sees i sammenheng med tiltak som bedrer gyteforholdene i elva.

En begrensende faktor i ungfiskfasen hos storørret kan være næringstilgang inntil overgang til fiskedielt (ørreten må normalt vokse til over 0,5 kg for å kunne fange og spise sik, se Johnsen et al. 2011). Det er grunn til å tro at de selvpålagte restriksjonene som ble innført for Bandak i 2010, har medført økt næringstilgang i deltaet, og at miljøforholdene er i bedring. Videre synes det å være gode livsbetingelser for storørret som har gått over på fiskedielt ute i Bandak ettersom kondisjonen er god og til dels meget god hos mange av de registrerte storørretene som er fanget (Kraabøl 2010).

Det er innhentet tilgjengelige data og historiske opplysninger som belyser fangstutviklingen av storørret før regulering, tiden etter regulering og fram til fredningen på slutten av 1990-tallet (Kraabøl 2010). Selv om disse fangstopplysningene langt fra er fullstendige, gir de et inntrykk av reduserte fangster og redusert gytebetand av storørret. Det er flere mulige årsaker som også faller sammen i tid:

- *Beskatning.* Storørret i Tokkeåi-Bandak viser utholdende vekst over mange år, og uten noe vekstomslag som er typisk for en del andre storørretbestander, f.eks. i Mjøsa. Relativt høy alder er derfor en forutsetning for å komme inn i kategorien «storørret». Storørret over 5 kg har i Tokkeåi-Bandak typisk en alder på 15-18 år. Relativt lavt antall og høy alder gjør at dette vil være en ørretbestand som er sårbar for overbeskatning. Etter regulering i 1969 ble det betydelig lavere vannføring i Tokkeåi, noe som kan ha gjort det enklere å fiske med garn i Tokkeåi og i deltaområdet. Fisket i årene etter regulering kan derfor ha fått et oppsving og ha skjedd på en akkumulert og naturlig utviklet bestand av stor og relativt gammel ørret som tidligere var relativt vanskelig å beskatte. Hoveddelen av fangstdata som er kjent stammer fra tiden etter regulering. Et scenario som delvis kan forklare den negative utviklingen av forekomsten av storørret kan derfor ha vært hard beskatning fra om lag 1970 og fram til opphør av garnfiske i Tokkeåi i 1998. Opphør av hard beskatning vil etter hvert føre til økt bestand av storørret når en større andel av ørretbestanden oppnår høy alder, men dette må nødvendigvis ta mange år. Det vurderes som sannsynlig at de positive effektene av fiskeforbud etter storørret fra 1998 fortsatt er aktive. Hvor sterke disse positive effektene vil bli, avhenger av regulerings effekter (se nedenfor).
- *Økt rekruttering av annen ørret i Bandak.* Prøvefiske i Bandak (Johnsen et al. 2012) viser middels tett ørretbestand i Bandak. De genetiske studiene viser at det i Bandak er ørret med ulik genetisk tilhørighet, og at det skjer rekruttering langs bredden flere steder i Bandak som ikke tilhører kategorien storørret. Elektrofiske langs land viste betydelig forekomst av 0+ ørret der substratet ga skjul. Ved senking av vannstanden vil småfisk tvinges ut på områder med finere substrat og være mer tilgjengelig for predasjon fra større fisk. Dermed reduseres den naturlige rekrutteringen fra Bandak. En mer høy og stabil vannstand i Bandak kan ha ført til en forskyvning i rekrutteringen mellom Tokkeåi på den ene siden og Bandak på den andre. Ved dette scenariet vil derfor ikke andelen storørret nødvendigvis øke, eller øke like mye, ved redusert beskatning av storørret og økt rekruttering i Tokkeåi. Storørretbestanden vil holde seg lavere, fordi konkurranse fra mer 'vanlig' ørret i Bandak vil føre til at færre ørret klarer å gå over på fiskediett. Konsekvensen her vil være å gjøre tiltak for å redusere rekrutteringen av ørret langs land i Bandak.
- *Regulering av Tokkeåi.* Regulering av Tokkeåi har gitt endrede miljøforhold for ørret i Tokkeåi pga. reduserte og varierende vannføringer og endret temperatur. Dette har sannsynligvis redusert den totale rekrutteringen av ørret i Tokkeåi. I tillegg kan den reduserte vannføringen i Tokkeåi etter regulering, og etablering av terskler og tilhørende bassenger, ha hatt mindre negativ effekt på 'vanlig' småørret sammenliknet med storørret. Dette begrunnes med at kombinasjonen av steinterskler og redusert vannføring kan ha gjort oppvandringen vanskeligere for storørret i større grad enn for mindre ørret. Kombinasjonen av redusert vannføring og etablering av terskelbassenger har også bidratt til å redusere vannhastigheten i store deler av elva, og dermed kan det også ha blitt sedimentering av finpartikulært materiale på gyteområdene. Disse endringene i elvemiljøet kan ha gått i disfavør av storørret. Stor gytefisk foretrekker grovere substrat og høyere vannhastigheter enn mindre gytefisk. Tiltak som bedrer gyteforholdene for stor ørret vil ved dette scenariet øke bestanden av storørret.

De tre skisserte årsaksammenhengene trekker alle i samme retning og det er sannsynlig at de samlet sett iallfall delvis kan forklare den negative utviklingen som har ført fram til dagens status

for storørret i Tokkeåi og den fiskebiologiske statusen for fisk i Bandak. At disse årsaksforholdene er så sammenvevd i tid og økologisk funksjon, gjør det svært vanskelig å skille det ene fra det andre. Enda vanskeligere blir dette når Statkraft i de seneste år igjen har endret det økologiske regimet i Tokkeåi-Bandak gjennom selvpålagte restriksjoner. Når dette så må vurderes så godt som uten noen dokumentasjon på forholdene før reguleringsinngrepene, må faglige vurderinger nødvendigvis basere seg på en kombinasjon av stedlig dokumentasjon og generell kunnskap.

5.3 Fiskevandring og terskler

Det hydrologiske regimet i oppvandringstiden for gytefisk (Tetzlaff et al. 2006), i inkubasjonstiden for egg og oppsvømsfasen for yngel kan ha en betydelig innvirkning på bestandsforholdene i tidlige livsfaser (Malcolm et al. 2002, 2003). I regulerte elver er det derfor viktig å unngå konstant lave vannføringer over tid. Tilstrekkelig og variert vannføring, samt kunstige lokkeflommer, er kjent for å stimulere oppvandring av gytefisk (f.eks. Banks 1969; Jonsson 1991; Arnekleiv & Kraabøl 1996), sikre frie vandringsveier og en fordeling av gytegroper som er et resultat av fiskens frie valg og preferanser (Malcolm et al. 2009).

Registreringene av gytegroper fra storørret viser at tersklene ikke utgjør et permanent vandringshinder for storørret under vannføringene i de tre undersøkelsesårene. Registreringene kan imidlertid antyde at en kombinasjon av flere steinterskler og lav vannføring periodevis kan influere fordelingen av storørretens gytegroper, og at høy vannføring under oppvandringsperioden kan gi en større andel store ørretgroper i øvre deler av Tokkeåi.

Resultatene fra undersøkelsene har gått over for kort tid til å kunne gi konkrete holdepunkter til å angi hvilke vannføringer som gir henholdsvis fri passasje, begrensende eller permanent vandringshinder. Det er imidlertid klart at ingen av tersklene er tilrettelagt for fiskepassasje. De er bygd med horisontale terskelkroner, grove strukturer og med opptil titalls meters bredde, og det vurderes slik at vannføringen har betydning for oppvandring og spredning av storørret i elva. Ved lave vannføringer er det i tillegg dårlig utnyttelse av vannet i biologisk forstand ved at vann «sildrer» gjennom tersklene og forringer den økologiske konnektiviteten i elva.

Tverrgående steinterskler og andre mindre fysiske hindringer som dekker hele elvebredden, er generelt ansett som problematiske for vandrende fiskearter (Bednarek 2001; Ovidio & Philippart 2002). Selv om slike hindringer kan passeres av gytefisk under gitte forhold, er det kjent at de kan virke begrensende på tilgangen til elvas ulike habitater gjennom hele livsløpet (Curry et al. 1997, Erkinaro et al. 1998). Tersklene i Tokkeåi er av varierende størrelse og utforming, men de har det til felles at de er tilnærmet rettvinklet i elvaebredden med horisontal overrislingskrone. Selve tersklene består av til dels grov elvestein som er skjøvet opp med bulldozere. Den jevne overrislingen av vann over terskelkrona og gjennom terskelmassene, samt tersklenes antall og bredde, vurderes som uheldig for fiskevandring og rekruttering i Tokkeåi. Det er også mindre ørret som vandrer i elvesystemet på nærings- og gytevandring, samt bekkeniøye (Schartum et al. 2013). Mangel på konsentrert vannpassasje i selve tersklene og i elveleiet for øvrig, bidrar etter alt å dømme til vandringsproblemer. Det anbefales snarlige utredninger og utbedringer av tersklene. Det vises for øvrig til Heggenes et al. (2009) hvor det er utarbeidet et planverk for habitatforbedringer i elva.

5.4 Begrensende faktorer for ørret i elvefasen

Viktige fysiske faktorer for ørret i alle livsstadier på rennende vann er vannhastighet, vanddyp, substrat og muligheter for skjul. Ørret av ulik størrelse og alder har som regel ulike krav til de ulike fysiske faktorer (Heggenes & Saltveit 1990, Heggenes et al. 1999), og variasjoner i elvemiljøet er derfor viktig for å opprettholde gode forhold gjennom livsløpet. Endres de fysiske for-

holdene, får dette direkte konsekvenser for fiskens oppholdssteder, og indirekte kan det få konsekvenser for bestandsstørrelsen, fiskeproduksjon og fangst. Endringer i vannføringsforhold og temperatur er direkte effekter av reguleringen som får følger for ungfisk av ørret i Tokkeåi. I tillegg kommer effekter som endringer i habitat og næringsforhold. En rekke mulige kritiske perioder for produksjon og overlevelse hos fisk, *flaskehals*er, kan identifiseres knyttet til disse faktorene. En flaskehals er ofte knyttet til bestemte stadier eller til overgangen fra et livssyklusstadium til et annet, for eksempel knyttet til forskjellige strategier for fødeopptak eller habitatpreferanser ved endret alder eller størrelse. Vinteren er generelt sett en flaskehals for laksefisk i elver, og et begrenset tilbud av foretrukket substrat, dyp, vannhastigheter og skjul, vil kunne gi redusert overlevelse (e.g. Cunjak 1988, Heggenes et al. 1993, Huusko et al. 2007). Imidlertid kan også forholdene om sommeren begrense produksjon av ørret. Vanntemperatur er viktig for vekst (Elliott 1989, Elliott & Hurley 2000, Forseth et al. 2001), og dermed produksjon og overlevelse. Ulike endringer av naturlige forhold i vassdrag, for eksempel som følge av en regulering, kan påvirke flaskehalsene og føre til populasjonsendringer, både positive og negative.

Bestanden av storørret/ørret er derfor påvirket av flere faktorer knyttet til endret fysisk habitat i Tokkeåi (vannføring, temperatur, isforhold), men også til andre menneskeskapte påvirkninger som for eksempel beskatning av gytemodne individer

5.4.1 Beskatning av storørret

Etter reguleringen av vassdraget og fram til siste del av 1990-tallet har storørreten sannsynligvis vært overbeskattet. Garnfiske i deltaområdet og andre fiskemetoder i elva ble enklere som følge av redusert vannføring etter regulering (se over). Kombinasjonen av negative reguleringseffekter på storørretbestanden og omfattende fiske har derfor ført til redusert bestand. Redusert beskatning omkring årtusenskiftet vurderes som et viktig og nødvendig tiltak for å ivareta storørretbestanden. Som følge av den lange levetiden til storørret, vil det ta mange år før virkningen av redusert beskatning blir fullt ut synlig.

5.4.2 Vannføring og temperatur

Reguleringsinngrepene i Tokke-Vinje vassdraget har medført at den midlere årsvannføringen målt ved Elvarheim i nedre del av Tokkeåi er redusert fra 88,9 m³/s (naturlig) til 22,4 m³/s (regulert). De årlige flommene er også betydelig redusert, men særlig snøsmelting om våren og regnvær om høsten gir fortsatt relativt betydelige flommer. Den høye reguleringsgraden i nedbørsfeltet har derfor bidratt til en betydelig lavere og utjevnet vannføring på den storørretførende delen av strekningen. De miljømessige effektene vurderes å være relativt sammensatte, og omfatter i stor grad fysiske prosesser som endrer *habitatforholdene* (vannhastigheter, dyp, substrat, skjul). Det ble under feltarbeidet observert sedimentering av finstoff i deler av elveleiet med lav fallgradient, redusert vanngjennomstrømming og etablering av sedimentasjonszoner i terskelbassenger. Samlet sett vurderes det slik at disse fysiske endringene har redusert og forringet kvaliteten på storørretens gyte og oppvekstområder. Det legges derfor stor vekt på tiltak som øker elvas egnethet for gyting og oppvekst.

Temperaturforholdene er også endret. Et neddykket vanninntak til Lio kraftverk har ført til forhøyet vintertemperatur og lavere sommertemperatur sammenlignet med naturtilstanden. Etter som vanntemperaturen har stor innvirkning på ørretens vekst og overlevelse, er det gjort en vurdering av effektene av endret temperaturregime i Tokkeåi.

De ulike fordelingene av gytegroper for storørret i de tre undersøkte årene kan være et resultat av lokal tilbakevandring (at det for eksempel tilfeldigvis var mest av fisk oppvokst i øvre deler som returnerte da fordelingen var skjøvet mot øvre deler), men fordelingen kan også være påvirket av vannføringsforhold. Dersom oppvandringen blir vanskelig i vannfattige år kan oppvand-

rende storørret som egentlig skulle til øvre deler velge å gyte i mindre gunstige lokaliteter i terskelbassengene og/eller mellomliggende elvestrekninger. Dette kan gi redusert overlevelse av både rogn og ungfisk. I 2011, da det var høy og variert vannføring i oppgangsperioden, ble de fleste gytegrøpene fra storørret funnet i Åmøtehylen øverst i den storørretførende delen av elva, mens det var en annen fordeling de to påfølgende årene.

5.4.2.1 Raske vannstandsvariasjoner

Endringer i vannføring vil påvirke vandrings- og oppvekstforholdene for både stasjonær ørret og storørret. Utfall fører imidlertid til stranding og dødelighet av fisk, og antas å ramme storørret-ungene spesielt, fordi de i større grad forekommer i øvre del av elva hvor vannstandsreduksjonene etter utfall og ved effektkjøring skjer raskest. Effektkjøring kan i enkelte tilfeller ha samme effekt, avhengig av frekvens, amplitude, vanntemperatur og elvebreddens beskaffenhet.

De hyppige vannstandsvariasjonene som preger driften av Lio kraftverk vurderes som begrensende faktor for ørretens næringsdyr (se side 80). Tetthet av viktige bunndyr for fisk var lav, men kunne ikke relateres til organisk forurensning, og kan derfor skyldes effekter av vannstandsvariasjon. Tiltak som reduserer stranding av bunndyr i elva er derfor viktige tiltak for å opprettholde næringsgrunnlaget for ørret fram til innsjøfasen. For storørret antas det at tilgangen på byttefisk er viktig i tiden rett etter utvandring. Det vurderes slik at spesielt bekkenøye er følsom for vannførings- og vannstandsreduksjoner siden den har livsfaser og atferd som tilsier høy risiko for stranding.

5.5 Virkning av regulering på bunndyr og fisk i Tokkeåi

5.5.1 Bunndyr i Tokkeåi

I tilstandsvurderinger utført av NIVA (Kaste et al. 2012) for årene 2009-2011 i Tokke-Vinje vassdraget ble det i 2009 angitt en mulig forsursperiode på grunnlag av begroingsalger på en stasjon i Tokkeåi ved Dalen. Stasjonen ble gitt tilstandsklasse «svært dårlig» på grunnlag av begroingsalger i 2009, men «moderat» i 2010. Dette ble ikke påvist for bunndyr, verken i 2009 eller 2010 (Kaste et al. 2012). På tross av at pH ble målt til 6,82 og 7,17 på denne stasjonen i 2009 kan ikke en forsursperiode forut for måletidspunktene utelukkes. NIVA's bunndyranalyser viste imidlertid ingen tegn til verken forsuring eller organisk belastning på denne stasjonen i 2009 eller 2010, og den vannkjemiske tilstanden ble klassifisert som svært god og god i henholdsvis 2009 og 2010.

Til tross for dette beskriver Kaste et al. (2012) at det er oppsiktsvekkende lave tettheter av døgnfluer på denne stasjonen helt nederst i Tokkeåi i sommerprøven 2009, mens den var normal da høstprøven ble tatt. Stasjonen ble angitt som påvirket, trolig av reguleringen. I 2012 og 2013 er det gjennomgående at det for flere bunndyrgrupper ble påvist lave tettheter. Det er ikke enkelt å gi en forklaring på dette, men det er relativt sikkert at det ikke skyldes organisk forurensning, siden EPT-verdiene, som kun angir organiske forurensning, er relativt høye og N-EQR verdiene generelt viser «Svært god» eller «God» økologisk tilstand. Dette samsvarer med tolkningene fra NIVA (Kaste et al. 2012) og Faun (Kiland 2013). Forklaringene på de lave tetthetene av enkelte bunndyr kan med rimelig sannsynlighet ha sammenheng med utfall fra Lio kraftverk.

Bunndyr er generelt mindre mobile enn fisk, og derfor utsatt for betydelig større strandingsrisiko ved raske vannstandsreduksjoner. Mange bunndyr vil ikke rekke å følge tilbaketrekkingen av vannet og dør i de tørrlagte områdene. Effekten på bunndyr vil imidlertid variere. Noen grupper og arter er så trege at de ikke har mulighet til å følge slike hurtige vannstandssenkninger. Dette gjelder for eksempel snegl, muslinger og husbyggende vårfluelarver, mens arter som er gode svømmere, som arter av døgnfluer vil kunne unngå stranding ved egenbevegelse eller ved å drive med vannmassene. En rekke studier av bunndyr i elver med vannstandsvariasjoner

viser at den delen av elvebunnen som utsettes for vekselvis vanddekke og tørrlegging har en sterkt redusert bunnfauna, både i forhold til tetthet og artsmangfold.

5.5.2 Ungørret

På strekningen fra samløp mellom Dalaåi og Tokkeåi og ned til deltaområdet ble det funnet relativt høye tettheter av årsunger (0+) av ørret. For stasjonene sett under ett varierte gjennomsnittlig tetthet relativt lite i perioden 2011-2013. Klassifiseringssystemet for fisk (Anon. 2013) legger til grunn hvorvidt ørret er eneste art (allopatrisk) eller sameksisterende med andre arter (sympatrisk), og habitatets egnethet for ørret. Påvirkning fra andre arter i Tokkeåi er vanskelig å vurdere, men ørekyt, niøye og sik er påvist oppover i elva. I nedre deler forekommer også trepigget stingsild. Forekomsten av flere fiskearter i samme elvesystem tilsier teknisk sett at ørret lever i et sympatrisk system, men som følge av beskjedne forekomster eller totalt fravær av andre fiskearter på de undersøkte lokalitetene, tilsier dette at ørret i Tokkeåi i praksis lever allopatrisk.

Legges det til grunn at habitatet er egnet eller velegnet og at ørret i Tokkeåi opptrer sympatrisk, så klassifiseres den samlede ørretbestanden å være i «Svært god» økologisk tilstand. Her vurderes samlet tetthet av rekrutter av alle årsklassene uansett genetisk tilhørighet, og samlet sett for alle undersøkte stasjoner i Tokkeåi varierte tetthetene fra 37,8 til 46,5 fisk/100 m² i perioden 2011-2013. Tettheten av rekrutter ble kartlagt i 2004 (Tranmæl og Midttun 2005) på åtte lokaliteter i Tokkeåi, hvor fire lå på såkalt naturlig elvestrekning og fire lå i strekninger dominert av terskler. I august 2004 varierte samlet tetthet av alle årsklasser mellom 54 og 164 fisk/100 m² på t strekningene med terskler og mellom 22 og 40 fisk/100 m² på naturlig strekning. Dette er i samme størrelsesorden som i 2011-2013. Dersom påvirkning fra andre arter er minimal, og den samlede ørretbestanden i elva regnes som allopatrisk, vil tettheten tilsvare «Moderat» til «God» tilstand på egnede og svært egnede habitater. Selv om den samlede ørretbestanden i Tokkeåi teknisk sett ikke er allopatrisk, er det likevel en indikasjon på at tettheten av ørretunger i et uregulert Tokkeåi var høyere enn det som ble observert i 2011-2013. Viktige faktorer i Vannforskriften utover fisketetthet er dessuten at alle årsklasser er til stede, at ingen av fiskeartene er fraværende og at det er frie vandringsveier.

Naturlige variasjoner i tetthet mellom stasjoner og år, sammen med utvalg av stasjoner, vil alltid spille en vesentlig rolle, og gjøre direkte sammenligninger med andre elver i regionen noe usikker. Effektkjøring med tilhørende variasjoner i vannføring og vanddekt areal vanskeliggjør dette ytterligere, fordi det ikke er noen normal sommervannføring å relatere tettheter til. På minstevannføring i et regulert vassdrag vil all fisk være konsentrert på et absolutt minimums-areal. Det er derfor diskutabelt hvilket areal slike tettheter skal relateres til. Om vi ser bort fra slike usikkerheter, er tettheter i Tokkeåi sammenlignbare eller noe lavere enn gjennomsnitt på 36-72 ørretunger per 100 m² i den regulerte Vallaråi (effektkjøring; Heggenes et al. 2011). I Tinnelva, en typisk ørretelv med regulert stabil vannføring og som også har ørekyt, varierer tettheten av ørret mellom 40 og 80 ungfisk per 100 m² (over 6 stasjoner og perioden 2001-2010; Notodden Jeger og Fiskeforening 2010 i Hvidsten 2010), men har de siste par årene vært noe lavere. I Bøelva og Heddøla er den totale tetthet av ungfisk høyere, men i begge disse elvene forekommer både ørret og laks. Begge elvene har også ørekyt.

Data fra denne undersøkelsen og fra Tranmæl og Midttun (2005) indikerer at det i sammenlignbare elver i regionen er noe langsommere vekst i Tokkeåi enn for eksempel i den nærliggende Bøelva (60-65 mm; Hvidsten 2010) eller Heddøla (55-59 mm; Hvidsten 2010). Tranmæl og Midttun (2005) fant i oktober 2004 gjennomsnittslengder av 0+ på 46,0 mm til 52,6 mm i Tokkeåi. I oktober 2011 var gjennomsnittslengden noe høyere, 51,5 til 59,3 mm. Vanntemperatur, fisketetthet (Vøllestad et al. 2002) og næringstilgang (Elliott 1994), er de viktigste faktorene som bestemmer vekst hos ørret. Drift av Lio kraftverk gir lavere vanntemperaturer i Tokkeåi om sommeren. Selv om det ikke foreligger undersøkelser fra før reguleringen, er det sannsynlig at de lavere sommertemperaturene pga. reguleringen gir lavere vekst hos ørretunger i Tokkeåi.

Tranmæl og Midttun (2005) fant noen gytegroper på så grunt vann som < 30 cm, mens andre lå på dyp > 3 m. Slike grunnliggende groper vil trolig bli tørrlagt når Lio kraftverk stanses samtidig som resttilsaget til elva er lavt. Selv om det er vist at rogn av laksefisk tolererer perioder med tørrlegging (Becker et al. 1982; 1983; Reiser & White 1983) (opptil 22 timer 20 påfølgende dager) uten at dødeligheten øker (Harby et al. 2004), så understrekes det at konsekvensene av driftsutfall med etterfølgende tørrlegging av gytegroper er steds- og miljøspesifikke (Malcolm et al. 2012; Casas-Mulet et al. 2014a,b). Den romlige variasjonen i miljøforholdene i gytegrusen gjør det vanskelig å forutsi effektene av tørrlegginger både på egg og nyklekket yngel hos laksefisk (f.eks. Becker & Neitzel 1985; Casas-Mulet et al. 2014b). Plommeseekkyngel er imidlertid langt mindre tolerante for tørrlegging sammenlignet med egg, og dødeligheten kan bli stor allerede etter en times tørrlegging (Casas-Mulet et al. submitted). Faren for tørrlegging og frysing av gytegroper reduseres betydelig dersom gytingen skjer ved vanlig vintervannføring og at utfall ikke inntreffer.

I regulerte vassdrag kan dødelighet ved stranding eller innefrysing av egg enkelte år føre til svake årsklasser. Sentralt her vil være om gyting gir vellykket rekruttering til de årsklassene som vandrer ut fra Tokkeåi. Tettheten av 0+ tyder på god overlevelse gjennom den første sommeren, men det ble i 2011 beregnet en total dødelighet fra 0+ til 1+ på 62%. Det er betydelig lavere tetthet av unger eldre enn 1+. Dersom lavere tetthet er påvirket av dødelighet pga. utfall er det forventet størst virkning på stasjoner nær utløpet av tunellen fordi virkningen av utfall her er størst.

Det er ved de fleste anledninger i 2011-2013 beregnet lavere tetthet av årsunger på de fire øverste stasjonene sammenlignet med de tre nederste, noe som både kan ha sammenheng med sub-optimal fordeling av gytegroper og med habitatets egnethet for årsunger. I tillegg vil rogn som ligger i øvre deler av elva være mer utsatt for utfall i Lio kraftverk (tørrlegging, frysing) enn de som ligger lengre ned hvor tersklene sannsynligvis demper virkningen av utfall og raske nedtappinger. En sammenlikning av nedgang i tettheter fra årsunger til eldre rekrutter viser at nedgangen er 77,5 % på st. 1-2 og 69,3 % for st. 3-7. Denne nedgangen inkluderer dødelighet (naturlig og menneskeskapt), men kan også skyldes skifte av oppholdssteder fra 0+ til eldre eller utvandring.

På samme måte som hos rogn som er lagt i substratet under gyting vil utfall i kraftverket forventes å øke dødeligheten på årsunger og i noen grad eldre individer av ørret ved at det kan forekomme stranding når vannstanden synker brått. I motsetning til tetthetsberegning av 1+ og eldre rekrutter vil årsunger ikke ha opplevd noen vinterperiode, og tetthetsberegning av årsunger vil derfor ikke inkludere vinterdødelighet.

Ved rask variasjon i vannføring (drift eller utfall), spesielt om vinteren, er det en reell fare for at ungfisk kan strande og at dette kan påvirke bestandsforholdene. En senkingshastighet av vannstanden på 13 cm pr time eller mindre reduserer risikoen for stranding av yngel (Harby et al. 2004). I Tranmæl og Midttun (2005) er et forsøk Statkraft gjennomførte 10. juli 2003 («Vurdering av stoppforløp i stasjoner med utløp elv-pp022»; Statkraft internt notat) beskrevet. Her angis det hvor raskt vannstanden i Tokkeåi sank ved langsom nedtrapping (over 135 min). På målestasjonen nærmest kraftverket sank vannstanden de to første timene med henholdsvis 12 og 19 cm, for deretter å tilta den tredje timen (41 cm). Den raskere senkningen på slutten av forsøket er forklart med at Lio kan regulere jevnt ned til 5 MW (se «Vurdering av stoppforløp i stasjoner med utløp elv-pp022»), men derfra blir det full stans. Dette tallet er i 2015 oppgitt til å være 10 MW av Statkraft. Dette betyr at de negative effektene vil være enda større).

Hastigheten på nedtappingen avtar generelt med økende avstand fra utløpstunnelen, men varierer med elveprofilen. Det betyr at ungfisk av storørret som står øverst i elva kan være mest utsatt for stranding, noe som også fremgikk av resultatene fra forsøkene til Statkraft. Ved den første nedtappingen ble det funnet strandet fisk på alle målepunkter, men mest øverst, der det ble funnet over 50 individer, både 0+ og eldre. Antall strandet fisk avtok nedover elva. Ved gjennomføring av det andre stoppforløpet var antall strandede fisk langt mindre, trolig fordi få fisk

hadde tatt i bruk områdene etter forrige tørrlegging. Det var i følge Statkraft sitt interne notat ikke tvil om at stranding var et problem nedstrøms Lio kraftverk med de raske nedtappingene som tidligere ble praktisert. Forsøkene resulterte i en selv pålagt restriksjon med langsommere nedtapping. Imidlertid vil restriksjoner naturlig nok ikke dekke utfallssituasjoner. Forsøkene viser at konsekvensene for fisk ved utfall vil være betydelige og kan bidra til å forklare lave tettheter av eldre ørretunger. Dette understreker behovet for å hindre utfall som gir raske fall i vannstand på strekningen.

Stranding kan være en av flere forklaringer på de store variasjonene i tettheter av ørret-rekrutter mellom år som ble funnet i øverste del av Tokkeåi, men det må presiseres at omfanget av stranding og påvirkningen på fiskefaunaen i Tokkeåi ikke er estimert i denne rapporten. Strandingsrisikoen vil være høyest ved lav temperatur ($< 4,5$ °C) og lavest på sensommeren og høsten (Saltveit et al. 2001; Harby et al. 2004), noe som skyldes lav aktivitet hos fisk ved lav temperatur, og at fisk da i stor grad står nede i substratet. De nevnte strandingsforsøkene i Tokkeåi ble utført om sommeren, og er ikke uten videre overførbare til vintersituasjoner med lavere temperatur og mindre aktiv ørret. Virkning av effektkjøring på ørret som oppholder seg på grunt vann om vinteren vil sannsynligvis være større enn det sommerforsøkene viser. På den annen side vil rekolonisering etter en nedtapping skje langsommere. Det bør derfor gjennomføres mer målrettede forsøk eller beregninger (jfr. Halleraker et al. 2005) for å vurdere virkningen av effektkjøring og utfall.

Fravær eller lav forekomst av rekrutter eldre enn 1+ kan både forklares med habitatskifte til dypere områder (terskler) i Tokkeåi, utvandring til Bandak eller stor dødelighet. De undersøkte stasjonene er alle lokalisert på «typisk» ørrethabitat mht. vannhastighet og bunnforhold, siden det i utgangspunktet var ønskelig å dokumentere om rekruttering foregikk i hele Tokkeåi's lengde. Flere stasjoner inkluderer deler av tersklene, spesielt st. 6, og det var lav tetthet av rekrutter eldre enn 1+ (> 2 vekstsesonger) på nær alle stasjoner. I undersøkelsen fra 2004 (Tranmæl og Midttun 2005) ble det bare funnet 2 årsklasser (0+ og 1+) av rekrutter på st. 1-3 (terskelbaserte strekninger), og med total dominans av årsunger. På stasjon 4-8 (naturlig elv) økte forekomsten av rekrutter 1+, 2+ og 3+, men av årsklasser eldre enn 0+ var 1+ den dominerende.

Fiske med garn i deltaområdet dokumenterer ørret ned til 10 cm (Johnsen et al. 2012) og med elfiskebåt fra 12 cm og oppover. Mye tyder derfor på at en del av ørretrekruttene vandrer ut fra Tokkeåi etter to vekstsesonger, og at de er yngre og mindre enn i andre storørrestammer. Storørret i Hurdalssjøen rekrutterer i Hurdalselva, og her er størrelse ved utvandring på 18-20 cm og etter 2-4 vekstsesonger (Brabrand 2009). Ørretrekruttene i Gudbrandsdalslågen vandret i 1985 ut i Mjøsa ved lengde ca 25 cm og ved gjennomsnittsalder på 4,1 år (Aass et al. 1989). Til forskjell fra storørret i Bandak er dette ørret med et tydelig vekstomslag og rask vekst som følge av krøkle diet. Dette kan tolkes dithen at ørretunger fra Tokkeåi oppholder seg i deltaet i en mellomfase før de vandrer ut i Bandak og går over på fiskediet. Det er lite sannsynlig at såpass små ørreter går direkte ut i Bandak. Tilgangen på egnede byttedyr på deltaet anses derfor å være viktig for forekomsten av storørret.

5.5.3 Vanntemperatur og fisk

Tapping av driftsvann fra Byrtevatn til Lio kraftverk har sannsynligvis medført relativt store endringer i temperaturen i Tokkeåi fra utløpet av Lio kraftverk og ned til Bandak. Om vinteren er temperaturen hevet 1,5-2,5 °C fra naturlig temperatur, sannsynligvis nær 0 °C, mens den er senket med 3-4 °C om sommeren. I dag er sommertemperaturene sjelden høyere enn 12 °C. I tillegg er det antakeligvis en mer langsom temperatursenking utover høsten og en mer langsom temperaturøkning, vår og forsommer.

Endret temperaturregime vil kunne gi fenologiske responser og dermed influere på flere faser i ørretens liv. Viktige faser som til dels er styrt av temperaturen er gytetidspunkt, eggutviklingen

fram til klekking nede i grusen, tid før plommesekken er brukt opp og vekst gjennom sommerseongen. I tillegg vil fiskens næringsdyr kunne bli berørt på tilsvarende måte. Noe varmere vann utover høsten kan gi senere gyting hos ørret og fortsatt vekst hos ungrøret, mens høyere temperatur iht. Crisp (1988) vil gi tidligere klekking og raskere forbruk av plommesekken før den svømmer opp fra grusen («swim-up»). Lavere temperatur etter klekking antas å gi lengre oppholdstid for yngel nede i grusen før «swim up», slik at tidspunkt når yngelen dukker opp og er klar for å ta til seg føde ikke nødvendigvis forskyves. Sluttvirkningen av dette er vanskelig å angi, og det er derfor viktig å overvåke utvalgte faser av livshistorien hos ørret.

Vekstforhold hos ørret i ulike temperaturregimer kan tilnærmes ganske godt ved hjelp av en relativt enkel vekstmodell (Elliott og Hurley 1995) også under norske forhold (Jensen et al. 2000). I kalde elver kan modellen underestimere veksten noe (Jensen et al. 2000, Forseth et al. 2009). Modellen er kontinuerlig for temperaturområdet 3,8-21,7 °C, dvs. normalområdet for vekst hos ørret (Elliott 2009, Elliott og Elliott 2010), og har fem variabler som er konstante for temperaturintervallet 3,8 – 21,7 °C.

Modellen indikerer at reguleringen sannsynligvis hatt negative konsekvenser for vekstpotensialet for ørret i Tokkeåi. Endret temperatur om sommeren i vekstsesongen vil medføre endret veksthastighet for ørret (e.g. Elliott 1994, Klemetsen 2003, Elliott og Elliott 2010), særlig for ørretunger i elva. Optimal veksttemperatur for ørretunger er 13-14 °C, og den vokser ikke i kaldere vann enn ca. 3 °C. Temperaturer over 20-22 °C er dødelig (Elliott og Elliott 2010). I Tokkeåi ligger således vanntemperaturene om sommeren per i dag under optimale veksttemperaturer.

Eggutviklingen for ørret er ganske presist bestemt av antall døgngrader (ca. 400, e.g. Elliott 1994). Høyere vanntemperaturer om vinteren har derfor trolig medført raskere eggutvikling, tidligere klekking og sannsynligvis over tid også et noe senere gytetidspunkt i Tokkeåi. Økt vinter-vanntemperatur har derimot trolig i liten grad hatt effekt på vekst hos ørretungene, fordi den fremdeles ligger under eller på nedre grense for vekst (Elliott og Elliott 2010).

Denne problemstillingen er skissert for fisk nedenfor Alta kraftverk, riktignok for laks, men godt dokumentert av Ugedal et al. (2002a, b, 2007). Både laks og ørret er kaldtvannsarter, gyter om høsten og har i mange sammenhenger sammenliknbar respons på miljøendringer. Utover selve temperaturendringen og den direkte effekten av denne, beskriver Ugedal et al. (2007) et økt energiforbruk om vinteren for laksunger, selv ved en vintertemperatur i Alta som bare var 0,3 °C høyere enn naturtilstanden. I den øvre delen av Altaelva ble det funnet raskere reduksjon i lagringsfett og høyere dødelighet hos laksungene sammenliknet med strekningene lengre ned der reguleringseffekten på vanntemperatur var mindre. Denne økningen i temperatur kunne imidlertid i dette tilfelle ikke forklare den reduserte mengden lagringsfett utover ettervinteren (Forseth et al. 2000). Den økte dødeligheten er forklart bl.a. med fravær av is og økt stress som følge av mindre skjul, og at bunnfaunaen ga et dårlig næringstilbud på ettervinteren når fravær av is førte til mye begroing (Ugedal 2007). Is hindrer også predasjon fra fugl og f.eks. mink om vinteren, og et isdekke kan øke overlevelsen og derved gi høyere tetthet av eldre årsklasser.

Selv om erfaringen fra Alta er at tettheten av laksunger har økt på de kritiske strekningene etter at driftsvann ble tappet fra overflateinntaket i magasinet og isdekke i elva har økt, er det imidlertid usikkert om dette kan overføres til andre vassdrag (Huusko et al. 2007). Det gjelder spesielt effekten av isdekke.

Det er derfor vanskelig å angi langtidseffektene på ørretbestandene som følge av forhøyet vintertemperatur i Tokkeåi. Det er ikke foretatt bestandsberegninger av ungfisk før reguleringen, slik at sammenlikning ikke er mulig med en «før-situasjon». I tillegg vil endret temperatur ha en rekke effekter som trekker i forskjellig retning.

Det bemerkes at det i Tokkeåi er en betydelig forhøyet vintertemperatur sammenliknet med de tidligere forholdene for laks i Alta etter reguleringen. Temperaturhevingen berører nær hele den delen av Tokkeåi som er tilgjengelig for oppvandrende ørret fra Bandak. I tillegg er det periodevis

en betydelig døgnvariasjon i vanntemperatur også om vinteren. Uavhengig av isdekke eller ikke er det en betydelig forhøyet vintertemperatur som vil gi et økt energiforbruk hos ørretungene gjennom vinteren (se ovenfor).

Det anbefales derfor at det foretas nærmere fagutredninger om effektene av vanntemperatur og isdekke på vekst og overlevelse for storørretunger i Tokkeåi.

5.5.4 Gytegroper

Antall store gytegroper viser en svak økning i perioden 2011-2013. Dersom det tas med i betraktning at tellingene i 2011 ikke omfattet de to terskelhøylene ovenfor Tønsberghylen, samt midtre deler av Hakeflåthylen, så er det imidlertid grunn til å anta at antallet store og mindre gytegroper har vært relativt stabilt gjennom disse tre årene.

5.5.5 Selvpålagte restriksjoner i Tokkeåi

De selvpålagte restriksjonene ble innført dels i 2004 (avstengingsprosedyrer) og dels i 2010 (vannføringer). Det foreligger telling av gytegroper i 2001 og 2004, og tetthetsberegning av ungerørret i 2004 (Tranmæl og Midttun 2005). Tetthetsberegningene er i 2004 gjennomført på andre stasjoner og habitater og hadde et annet formål enn å være grunnlag for å vurdere selvpålagte restriksjoner. Det samme gjelder tellingene av gytegroper. Det relativt beskjedne datamaterialet som foreligger indikerer at antall gytegroper og tetthet av ungfisk er relativt stabilt. Gjennomsnittslengden på 0+ synes å ha økt. Dette kan ha sammenheng med en mer stabil sommervannføring (vanndekket areal), men kan selvsagt også skyldes naturlige variasjoner.

5.6 Virkning av regulering på bunndyr og fisk i Bandak

Statkraft har innført selvpålagte restriksjoner i Bandak/Flåvatn for å ivareta oppvekstområder for storørret og av hensyn til ferdsel for kanalbåter. For Flåvatn ble det innført en restriksjon i 2004 som sier at kotehøyden på vannspeilet skal være over 71,90 m o.h. i perioden 17. mai til 10. september. For Bandak ble det i 2010 innført følgende restriksjoner: I perioden 11.09 – 01.03 skal ikke vannstanden underskride 71,70 m o.h., mens den i perioden 01.03 – 17.05 ikke skal underskride 71,50 m o.h. Den høyeste vannstanden som kan holdes i Bandak uten overløp ved Hogga er 72,34 m o.h.

Befaringer av deltaet ved flere vannstander har vist at tørrleggingen av bunnarealer inntreer når vannstanden senkes under 71,70 m o.h., og de tørrlagte områdene øker betydelig når vannstanden senkes lavere enn 71,50 m o.h. Dette er også bakgrunnen for Statkrafts restriksjoner.

5.6.1 Bunndyr og fisk i deltaområdet

Deltaflaten ved Dalen består av sedimenterte løsmasser som er fraktet med Tokkeåi gjennom lang tid. I de gamle elveløpene som fortsatt har vannføring består bunnen av rullestein med gode skjulmuligheter i substratet for bunndyr som ellers lett kan bli nedbeitet av fisk. Andre områder er preget av vannvegetasjon og med bunnområder bestående av finere sedimenter med høyt innslag av detritus (dødt og delvis nedbrutt plantemateriale).

Bunndyrsamfunnet i strandsonen i deltaområdet består av krepsdyrene marflo (*Gammarus lacustris*) og asell (*Asellus aquaticus*), og det ble funnet høye tettheter av disse viktige næringsdyrene for ørret både i 2012 og i 2013. Asell ble funnet i større mengder enn marflo i begge årene.

Linsekreps (*Eurycerus lamellatus*), *Daphnia* sp, snegl, døgnfluenymfer og vårfluelarver ble funnet til dels i stort antall. Marflo og asell utgjør i tillegg til flere insektlarver, niøye, trepigget stingsild og zooplankton et viktig bidrag som gi næringstilbud for ørret gjennom hele året. Båtefisket viste en segregering av leveområder for stingsild og bekkeniøye. Forekomsten av bekkeniøye var høyest på sørsiden av deltaet. Her påvirkes habitatet av utstrømming fra elveløpene som gir egnede habitat for larvene (ammocetes) og voksne gytemodne individer. På nordsiden dominerer stingsild i områder hvor vannvegetasjonen er godt etablert. Denne habitatvariasjonen gir gode forekomster av begge artene såfremt miljøforholdene preges av naturlignende forhold. Det vurderes som fordelaktig at det åpnes flere elveløp for å øke forekomsten av bekkeniøye. Begrunnelsen for dette er at elveutløpene vil få tilført større mengder organisk materiale som danner gode leveområder for bekkeniøye i alle livsstadier. Bevaring av bunnområder med tett bunnvegetasjon anses som viktig for å opprettholde en god bestand av stingsild.

Prøvefiske med garn, bruk av elfiskebåt og øvrig fiske indikerer at deltaet er et viktig oppholdssted for ørret. Båtefisket dokumenterte sporadiske forekomster av ørret ned mot 10 cm der det var steinbunn. De selvpålagte restriksjonene for manøvreringen av Bandak kan ha gitt et større areal for viktige næringsdyr på deltaflaten. Hvorvidt økt produksjonsareal for bunndyr utnyttes av fisk til økt vekst, kondisjon eller tetthet lot seg ikke påvise i de undersøkelsene som ble gjennomført, men antas å være positivt for fisk i deltaområdet.

Naturtilstanden i deltaflaområdet har etter alt å dømme vært preget av 1) stor variasjon i den naturlige vannføringen i Tokkeåi, med store flommer og utspyling av løsmasser som har sedimentert utover i Bandak og dermed etablert deltaflaområdet og 2) stor vannstandsvariasjon i Bandak som gradvis har tørrlagt store deler av deltaområdet utover etter vinteren. Reguleringene i Tokke-Vinje vassdraget og etableringen av utløpsdam ved Hogga har redusert gjennomspylingseffektene av deltaet og stabilisert vannstanden i Bandak. Sammen med tidligere manøvreringspraksis for Bandak og den nå selvpålagte høye vannstanden kan deltaet på sikt skifte karakter.

Langtidseffektene av dette er vanskelig å angi med nåværende kunnskapsgrunnlag, men stabilisering av vannstand og mindre vannføring vil sannsynligvis øke sedimenteringen av dødt organisk materiale, og føre til at området flere steder gradvis vil bære mer preg av mudderbunn. Hvorvidt mindre isdekke som følge av noe høyere vintertemperatur fra Tokkeåi og mer mudderbunn på lang sikt vil øke utviklingen av begroing og makrovegetasjon er usikkert.

5.6.2 De selvpålagte restriksjoner i Bandak

Det er ikke mulig å gjenskape de naturlige forholdene i deltaflaområdet etter reguleringene av Tokke-Vinje vassdraget. De ovenforliggende reguleringene har medført en betydelig utjevning av flommer, og eventuelle fremtidige bestemmelser om minstevannføringer vil ikke kunne gjenskape naturlige forhold. De selvpålagte vannstandsrestriksjonene som har fungert fra 2004 med tillegg for Bandak fra 2010 og fram til i dag, har gitt rammebetingelsene for det bunndyrsamfunnet som er observert i 2012 og 2013. Det anbefales at reguleringsgrensene mellom 72,34 og 71,90 m o.h. opprettholdes i perioden 17. mai -10. september. En vannstandsvariasjon mellom disse vannstandsgrensene om sommeren anses som gunstig, fordi en (for) konstant vannstand i deltaområdet sannsynligvis vil øke akkumuleringen og sedimenteringen av mudder og dødt organisk materiale på lang sikt. Av samme grunn anbefales tillatt senking til 71,70 m o.h. i perioden 11. september – 1. mars og videre senking til 71,50 m o.h. fra 1. mars til 17. mai. Dette vil sannsynligvis ikke medføre stranding av betydning for verken bunndyr, stingsild eller niøye. Den angitte vannstandsvariasjon vil gi bølgeslagsone og redusert sedimentering utover i deltaflaten, og det oppnås at isdekke legger seg ned på blottlagte arealer i mars og april.

For å opprettholde bunndyrsamfunnet er det viktig å opprettholde diversitet i habitattilbudet. Ved en eventuell innføring av formaliserte krav til miljøbasert vannføring i Tokkeåi bør det derfor legges vekt på Tokkeåis potensiale til å fjerne mudder fra bunnområdene i deltaet når vannstanden

er nede mot 71,50 m o.h. om våren. Ved å sikre vannføring i flere av de gamle elveløpene inn i deltaet vil det oppnås en betydelig utspyling som følge av strømmende vann og bakevjer i tilgrensende områder til selve elveleiene. Det bør også vurderes slipp av vann utover Lio kraftverks kapasitet for å øke effektene av denne årlige prosessen. Begrunnelsen for dette er å opprettholde deltaets betydning ved å redusere/forsinke sedimentering av deltaområdet.

Tiltak som vil forbedre og til dels bidra til normalisering av de økologiske forholdene for næringsdyr og fisk i deltaet er åpning av de opprinnelige elveløpene som tidligere ga vanngjennomstrømming til deltaet. De økologiske fordelene med å spre flomvannføringer gjennom flere elveløp er utspyling av mudder og finsedimenter, og dermed større arealer med strømekspontert steinsubstrat. Kombinasjon av refugier for byttedyr og egnede beiteområder for ørret er viktig for deltaområdets økologiske tilstand.

6 Konklusjoner

De årlige gytebestandene av storørret i Tokkeåi bør økes betydelig for å sikre langsiktig levedyktighet, og effektive tiltak bør iverksettes så snart som mulig. Det er flere sannsynlige årsaker til at bestanden i dag framstår som sårbar.

Det var en hard beskatning av storørret i Tokkeåi og deltaområdet fram til slutten av 1990-tallet. Garnfiske etter storørret ble forbudt i 1998. Garn- og storrusefiske etter mindre ørret i deltaet opphørte i 2009. Dagens reglement for sportsfiske inneholder strenge restriksjoner på høsting. Sammen med reguleringene, de selvpålagte restriksjonene og tersklene, er dette de fysiske betingelsene som har ført til dagens bestandssituasjon for ørret og ørretens næringsdyr. Det er problematisk at det ikke foreligger før-undersøkelser å sammenligne med. Konklusjonene er derfor basert på en kombinasjon av nåtidsdata og generell kunnskap. De faglige konklusjonene oppsummeres som følger:

- Ørretbestandene i Tokkeåi og Bandak viser en tre-delt genetisk struktur. Prøvene av storørret grupperer seg sammen med ørretunger fra Tokkeåi. Dette viser at Tokkeåi er det viktigste rekrutteringsområdet for storørreten.
- Storørretbestandens genetisk effektive populasjonsstørrelse (N_e) er beregnet til 54-114 individer, dvs. omtrent samme størrelsesorden som antall gytegroper. Dette indikerer at bestanden er sårbar. Det er nødvendig med tiltak som er spesielt rettet mot storørret.
- Fordeling av gytegroper viser at storørret gyter i Tokkeåi på hele strekningen fra samløp med Dalaåi og ned til Bandak. Det ble imidlertid funnet indikasjoner på at høy og varierende vannføring i Tokkeåi ga en høyere andel av store gytegroper i øvre deler av elva.
- Det er beregnet en gjennomsnittlig tetthet av årsunger (0+) av ørret i Tokkeåi fra 24,6-32,4 fisk/100 m², og 10,0-14,1 fisk/100 m² for rekrutter eldre enn årsunger. Både årsunger og eldre rekrutter ble funnet i hele Tokkeåi's lengderetning fra nær samløp med Dalaåi og ned til Bandak. Ungfisken kommer trolig fra en blandet bestand av storørret og «vanlig» ørret.
- Sammenlignet med andre undersøkte elver i regionen er veksten og den samlede tettheten av ørretunger relativt lav.
- Som følge av tapping av driftsvann fra Byrtevatn til Lio kraftverk er temperaturen om vinteren hevet 1,5-2,5 °C, mens den sannsynligvis er senket med 3-4 °C om sommeren, men med noe høyere temperatur utover høsten. Dette har trolig i sum ført til redusert vekst hos ørretunger i elva.
- Bunndyr i Tokkeåi domineres av fjærmygglarver og fåbørstemark. Forekomsten av større insektlarver, såkalte EPT-arter, døgnfluenymfer spesielt, var begrenset, men viser et rentvannssamfunn som i liten grad er påvirket av organisk forurensning.
- I deltaområdet ble krepsdyrene marflo og asell funnet i høye tettheter, og det antas at arealet med marflo og asell har økt som følge av de selvpålagte restriksjonene i 2010. Det ble også funnet høye tettheter av linsekreps, vannlopper, døgnfluenymfer, vårfleularver og fjærmygglarver.
- Størst tetthet av niøye ble funnet i elveutløpene på sørsiden av deltaet, mens størst tetthet av stingsild ble funnet på motsatt side av deltaet i områder med tett vannvegetasjon.

7 Tiltak

7.1 Tiltak på dagens storørretførende strekning

For å sikre en levedyktig bestand av storørret i Tokkeåi og Bandak, er det avgjørende å øke rekrutteringen av storørret i Tokkeåi. I en første prøveperiode foreslås en *samlet tiltakspakke* med endret manøvrering, men ikke nødvendigvis med økning av dagens vannføringer. En klar forutsetning for å anbefale dette, er at effektene av tiltakene følges opp og evalueres med relevante undersøkelser. En slik prøveperiode begrunnes først og fremst med at mangel på før-inngreps data og at sammenfall av flere prosesser (reguleringsinngrep, terskler, endret beskatning, selvpålagte restriksjoner) skaper usikkerhet omkring økologiske årsakssammenhenger. Dersom disse tiltakene samlet sett ikke gir en utvikling mot en langsiktig og levedyktig storørretbestand må alternative tiltak, som kan innebære økt vannføring og ny manøvreringspraksis (f.eks. lokkeflommer), vurderes.

Det er vanskelig å avgjøre hvordan responsen i bestanden best kan måles, hvor stor responsen bør være (resultatmål), og hvor lang tid det kan forventes å ta før det kan spores respons. Målet er å sikre storørretbestanden, men veien fram til å bli storørret tar lang tid pga. den spesielle livshistorien, anslagsvis et par ti-år, og er også betinget av andre forhold enn regulering og beskatning.

Vi vil anbefale at gytegroptelling og lokalisering av gytegroper, kombinert med tetthetsberegning av ungfisk er de beste responsvariablene på kort sikt, og at det iverksettes et overvåkingsprogram for å sikre kontinuitet i datagrunnlaget. Her må tetthet av ungfisk forventes å gi relativt raske svar (3-5 år) når det gjelder virkning av å forhindre utfall og redusere effektkjøringen. Tilsvarende rask respons vil vi kunne vente mht. å bruke antall og plassering av gytegroper som indikator på oppvandring og fordeling av storørret i gyteperioden i elva. For å registrere varige endringer i bestanden av storørret, vil metoden også fungere godt, men tidsperspektivet blir mangedoblet.

Evalueringsgrunnlaget vil være de «før-data» som inngår i denne rapporten. Det fremgår at variasjonen i tetthetsberegningene er relativt store (slik de vanligvis er ved el. fiske), og det skal relativt betydelige endringer til for at «før» og de senere «etter» datasettene skal være signifikant forskjellige. Vi forventer imidlertid størst respons på ungfisk som er eldre enn årsunger (utsatt for flest utfall/effektkjøring) og på de stasjonene som er høyt opp i Tokkeåi der virkningen av utfall/effektkjøring er størst.

Målsettingen med tiltakspakken er å:

- Sikre gyte- og oppvekstområdene mot tørrlegging ved utfall
- Sikre høy overlevelse av befruktet rogn og ungfisk i Tokkeåi fram til ørretungene er klare for utvandring til deltaet og Bandak
- Øke produksjonen av næringsdyr i Tokkeåi

Det er avgjørende for rekrutter av ørret med en mest mulig stabil vannføring om vinteren og med normalisert vanntemperatur. Vintervannføringen i Tokkeåi etter reguleringen er i stor grad styrt av driften i Lio kraftverk som gir vannføringer som varierer mellom 5 og 12-14 m³/s. Utfall og effektkjøring er faktorer som er vurdert å gi stor akutt dødelighet for årsunger og eldre rekrutter. Det å hindre utfall ansees som en grunnleggende forutsetning for å øke tettheten av rekrutter i Tokkeåi, og vannføringen i elva ved driftstans må derfor sikres. Ut over driftstans må også effektkjøring begrenses i betydelig grad. Selv om de selvpålagte restriksjonene ved endring i driftsvannføring anses som positive, må det likevel regnes som negativt for bunndyr og fisk. Det må bemerkes at de selvpålagte restriksjonene for manøvrering som har til hensikt å begrense stranding er basert på sommerforsøk og de er derfor ikke direkte overførbare til en vintersituasjon.

Om vinteren er det derfor viktig å fokusere på vannføringsvariasjonene, og ikke bare størrelsen på vannføringen. Tiltak som eliminerer utfall må derfor iverksettes for å styrke rekrutteringen.

7.1.1 Normalisere temperaturforholdene

Tettheten av eldre rekrutter kan sammen med vannføringsvariasjon (effektkjøring/utfall) knyttes til redusert vekst første sommer pga. redusert sommertemperatur og forhøyet vintertemperatur. Det anbefales at inntak til driftsvann fra Byrtevatn endres slik at et mer tilnærmet naturlig vann-temperaturregime oppnås.

7.1.2 Vannføring

Det er viktig å skille mellom vannføringsvariasjonen på den ene side og vannføringen på den andre. Vannføringen avgjør vanddekket areal og definerer størrelsen og kvaliteten på det biologisk produktive arealet for bunndyr og fisk. Det er ingen lineær sammenheng mellom vanddekket areal og vannføring. Det er ikke foretatt konkrete målinger av vanddekket areal og vannføring, men befaringer ved vannføringer lavere enn 4 m³/s gjennom prosjektperioden har avdekket betydelig tørrlegging av grunne arealer langs bredden når vannføringen underskrider denne verdien. Et viktig tiltak som vil kunne gi grunnlag for en mer konkret anbefaling til minste tillatte vannføring er systematiske undersøkelser over sammenhengen mellom vannføringer og vanddekket areal. Dette bør imidlertid vurderes i sammenheng med utarbeidelse av en plan for modifisering og fjerning av terskler (se kap. 7.1.3. Terskler og terskelbassenger).

Måling av vannføring gjøres i dag ved Elvarheim. Det anbefales derfor at målepunktet for minste vannføring flyttes til utløpskanalen fra Helveteshylen eller i øvre del av Åmøtehylen, noe som gir et større og mer stabilt vanddekket areal i øvre del av Tokkeåi. Det anbefales at minste tillatte vannføring om våren og vinteren settes til 4 m³/s.

I nedre deler av Tokkeåi fordeler elva seg i flere løp ned til deltaet. Det bør sikres at flest mulig av disse elveløpene mottar vann selv ved de laveste vannføringene i elva. Begrunnelsen er at disse elveløpene er viktige gyte- og oppvekstområder for ammoceter av bekkeniøye, og bunndyr for øvrig. Under båtelfisket den 10. oktober 2012 ble det funnet en vesentlig høyere andel gytemoden bekkeniøye i elveløpene sammenlignet med deltaet. Dette tolkes slik at gytemoden bekkeniøye vandrer opp fra deltaet og overvintre i elva fram til gyting den påfølgende vår og forsommer.

7.1.3 Terskler og terskelbassenger

Når det gjelder sammenhengen mellom vannføring og gyteoppvandring, foreslås det i første omgang å foreta en modifisering/fjerning av terskler uten slipp av mer vann i elva. Det er forutsetning at det gjøres etter en faglig detaljert plan hvor målsettingen er frie vandringsveier, samt å skape flere egnede gytelokaliteter ved hver terskelmodifisering. Utredningen bør også vurdere om disse tiltakene er tilstrekkelige for å oppnå en tilstrekkelig gytebestand. Det blir derfor sentralt å vurdere om tiltaket har potensial til å gi en betydelig økning i antall rekrutter, og hvorvidt det blir etablert tilstrekkelige arealer med egnede gyteplasser for en gytebestand som er av levedyktig størrelse. Det må være frie vandringsveier for storørret på hele strekningens lengde. Telling av gytegrøper bør fortsette for å evaluere responsene på storørrets oppvanding og fordeling i elva.

Arealet av elveleiet som er oppdemt av tersklene utgjør i underkant av 30 % av det totale elvearealet. I tillegg er det utført modifiseringer i elveleiet i andre deler av elva, slik at om lag 170000 m² (tilsvarende ca. 50 %) av elveleiet utgjøres av terskelbassenger, terskler og kanaliserte elveløp. Samlet sett utgjør dette en såpass stor del av elvearealet at de antas å ha medført en negativ

innvirkning i elvaas kvalitet som gyte- og oppvekstområde for storørret. Det naturlige elveleiet i Tokkeåi bestod av raske strømmen og stryk med vesentlig grovere substrat enn det som finnes i det dels oppdemte og kanaliserte elveleiet som preger elva i dag. Flere av de etablerte terskelbassengene bærer preg av stilleflytende partier ved lave vannføringer, og det foregår antakelig sedimentering av finstoff i bunnsubstratet som forringet habitatet for ørretunger.

Det foreslås at det utarbeides en konkret plan for modifisering og fjerning av steintersklene, og den bør ses i sammenheng med tidligere utredninger (Heggenes et al. 2009). Dette tiltaket vil med stor sannsynlighet gi friere vandringsveier selv om dagens lave vannføringer opprettholdes. I tillegg kan det etableres enkelte nye og bedre gytelokaliteter for storørret der hvor terskelmassene fjernes og vannstrømmen konsentreres i elveleiet.

Det er vanskelig å angi vannføringer som skal til for å sikre frie vandringsveier, men på generelt grunnlag anbefales tiltak som gir en varierende vannføring i nedbørfattige år. Det anbefales å endre tersklene ved å åpne 3-5 m brede passasjer gjennom terskelfundamentene. Disse vandringspassasjene vil i så fall få et naturlig preg når det gjelder vannhastighet, -dyp og substrat (Larinier et al. 1995).

7.1.4 Deltaet

Høy vannstand vil gi stort vanndekket areal i deltaet, men stabil høy vannstand vil øke faren for sedimentering og nedslamming av områder med rullestein.

Høy og stabil vannstand i Bandak vil sannsynligvis øke rekrutteringen og overlevelsen av ørretunger langs land i Bandak, noe som ikke sees på som gunstig for ørret fra Tokkeåi pga. konkurranse. De selvpålagte restriksjonene som gir høy vannstand i Bandak (og deltaet) gir derfor ikke nødvendigvis bare positive effekter på utviklingen av deltaet og ørret fra Tokkeåi på lang sikt.

Det foreslås derfor at vannstanden om sommeren og høsten kan fluktuere mellom 72,34 m o.h. og ned til 71,90 m o.h., slik tilfellet er etter de selvpålagte restriksjonene. Slike fluktuasjoner vil kunne medføre økt predasjon på strandnær ungørret langs land i Bandak, og til bevegelser i bunnfaunaen på deltaet som gjør den mer tilgjengelig for ørret som beiter i deltaområdet. Fra senhøst og fram til 1. mai foreslås en jevn nedtapping til 71,50 m o.h. Dette bør imidlertid også vurderes i lys av kjøringen av Tokke kraftverk.

7.2 Økning av storørretførende strekning

Et tiltak til dels uavhengig av de ovenfor beskrevne tiltak, er å øke tilgjengelig strekning for oppvandrende storørret til Tokkeåi ovenfor Helvetesfossen og i Dalaåi ovenfor de vandringshindrende fossene. Forutsetningen for tiltaket er at det på disse strekningene er potensielle gyte- og oppvekstområder, og det vil derfor her være nødvendig med en faglig utredning i form av habitatkartlegging og minstevannføringsbehov.

Ved å gi oppvandrende storørret frie vandringsveier forbi disse hindringene kan det oppnås en økning av gyte- og rekrutteringsarealene hos storørret. For Tokkeåi vil dette innebære behov for å utforme forslag til miljøbasert minstevannføring som slippes fra Vinjevatn.

8 Referanser

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Arnekleiv, J. V. & Kraabøl, M. 1996. Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated Rivers; Research & Management* 12: 39-49.
- Aass, P. & Kraabøl, M. 1999. The exploitation of migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) population: change in fishing methods due to river regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 211-219.
- Allendorf, F. W. & Phelps, S. R. 1981. Use of allelic frequencies to describe population-structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(12): 1507-1514.
- Anon. 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann - økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013, www.vannportalen.no.
- Banks, J. W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *Journal of Fish Biology* 1: 85-136.
- Becker, C. D. & Neitzel, D. 1985. Assessment of intergravel conditions influencing egg and alevin survival during salmonid redd dewatering. *Environmental Biology of Fishes* 12: 33-46.
- Becker, C. D., Neitzel, D. A. & Fickeisen, D. H. 1982. Effects of Dewatering on Chinook Salmon Redds: Tolerance of Four Developmental Phases to Daily Dewaterings. *Transactions of the American Fisheries Society* 111(5): 624-637.
- Becker, C. D., Neitzel, D. A. & Abernethy, C. S. 1983. Effects of Dewatering on Chinook Salmon Redds: Tolerance of Four Development Phases to One-Time Dewatering. *North American Journal of Fisheries Management* 3: 373-382.
- Bednarek, A. T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impact of dam removal. *Environmental Management* 27: 803-814.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Brabrand, Å. 2009. Tetthet av ungfisk i Hurdalselva, Gjødingelva og Hegga i 1997-2008. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 270, 37 s
- Brabrand, Å., Hansen, B. R. & Koestler, A. G. 2006. Creation of artificial upwelling areas for brown trout, *Salmo trutta*, spawning in still water bodies. *Fisheries Management and Ecology* 13(5): 293-298.
- Brabrand, Å., Koestler, A. G. & Borgstrøm, R. 2002. Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. *Journal of Fish Biology* 60(3): 751-763.
- Brandrud T. E., Reiso S. 2009. Naturverdier for lokalitet Tokkeåi, registrert i forbindelse med prosjekt Bekkekløfter 2008. NaRIN faktaark. BioFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.
- Casas-Mulet, R., Saltveit, S. J. & Alfredsen, K. 2014a. The survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs during dewatering in a river subject to hydropeaking. *River Research and Applications*. Wiley Online DOI: 10.1002/rra.2827
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Brabrand, Å. & Saltveit, S. J. 2014b. Survival of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a drawdown zone of a regulated river influenced by groundwater. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-014-2043-x
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Brabrand, Å. & Saltveit, S. J. The importance of hydropower regulation strategies for survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) alevins. *River Research and Applications*. (submitted).
- Cornuet, J. M. & Luikart, G. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* 144(4): 2001-2014.
- Crisp, D. T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. *Freshwater Biology* 19: 41-48.
- Cunjak, R. A. 1988. Physiological consequences of overwintering in streams. The cost of acclimitization? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 443-452.
- Curry, R. A., Brady, C., Noakes, D. L. G., & Danzmann, R. G. 1997. Use of small streams by young brook trout spawned in a lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(1): 77-83.
- Curry, R. A., Brady, C., Noakes, D. L. G., & Danzmann, R. G. 1997. Use of small streams by young brook trout spawned in a lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(1): 77-83.

- Dervo, B., Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Storørret i Norge. Status, trusler og erfaringer med dagens forvaltning. Østlandsforskning, Rapport 10/1996, 100 s.
- Do, C., Waples, R. S., Peel, D., Macbeth, G. M., Tillett, G. M. & Ovenden, J. R. 2014. NEESTIMATOR v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (N_e) from genetic data. *Molecular Ecology Resources* 14(1): 209-214.
- Elliott, J. M. 1989. The natural regulation of numbers in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake District streams. *Freshwater Biology* 21: 7-19.
- Elliott, J. M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford, Oxford University Press.
- Elliott, J. M. (2009). Validation and implications of a growth model for brown trout, *Salmo trutta*, using long-term data from a small stream in north-west England." *Freshwater Biology* 54: 2263-2275.
- Elliott, J. M. & Elliott, J. A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77(8): 1793-1817.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. 1995. A new, improved growth-model for brown trout, *Salmo-trutta*. *Functional Ecology* 9: 290-298.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. 2000. Optimum energy intake and gross efficiency of energy conversion for brown trout, *Salmo trutta*, feeding on invertebrates or fish. *Freshwater Biology* 44: 605-615.
- Erkinaro, J., Julkunen, M. & Niemela, E. 1998. Migration of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* in small tributaries of the subarctic River Teno, northern Finland. *Aquaculture* 168: 105-119.
- Estoup, A., Rousset, F., Michalakis, Y., Cornuet, J. M., Adriamanga, M. & Guyomard, R. 1998. Comparative analysis of microsatellite and allozyme markers: a case study investigating microgeographic differentiation in brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology* 7(3): 339-353.
- Forseth, T., Hurley, M. A., Jensen, A. J., Elliott, J. M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology* 46: 173-186.
- Forseth, T., Næsje, T. F., Saksgård, R., Ugedal, O., Aursand, M., Thorstad, E. B. & Hårsaker, K. 2000. Fettforbrenning og fysiologisk kondisjon hos laksunger fra Altaelva. Altaelvarapport nr. 14. 37 s.
- Forseth, T., Hurley, M. A., Jensen, A. J. & Elliott, J. M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology* 46: 173-186.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A. J., Jonsson, B., Naslund, I., & Berglund, I. 2009. Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *Journal of Fish Biology* 74(1): 133-149.
- Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnannsaari, T., Hvidsten, N. A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim Kraftverk i juli 2008. Effekter på fiskebestandene i Surna. NINA-rapport 435. 35 s.
- Frankham, R. 2006. *Evolutionary conservation genetics*, Oxford University Press.
- Frankham, R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological Conservation* 143(9): 1919-1927.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167-173.
- Garnås, E., Hegge, O., Kristensen, B., Næsje, T., Qvenild, T., Skurdal, J., Veie-Rosvoll, B., Dervo, B., Fjeldseth, Ø. & Taugbøl, T. 1997. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning fra Direktoratet for Naturforvaltning 1997-2: 41.
- Goudet J. 1995. FSTAT (Version 1.2): A computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* 86: 485-486.
- Halleraker, J., Johnsen, B. O., Lund, R. A., Sundt, H., Forseth, T. & Harby, A. 2005. Vurdering av stranding av ungfisk i Surna ved utfall av Trollheim kraftverk i august 2005 - SINTEF TR A6220. 35 s.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver – Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. SINTEF rapport TR A5932.
- Heath, D. D., Busch, C., Kelly, J. & Atagi, D. Y. 2002. Temporal change in genetic structure and effective population size in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Molecular Ecology* 11(2): 197-214.

- Heggenes, J. & Saltveit, S. J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in a Norwegian stream. *Journal of Fish Biology* 36: 707-720.
- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindås, O. R., Dokk, J. G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62: 295-308.
- Heggenes, J., Baglinière, J. L. & Cunjak, E. 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.
- Heggenes, J., Bremnes, T., Dokk, J. G. & Pavels, H. 2000. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storaure i Måna, Tinn i Telemark 1994-1998. Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Universitetet i Oslo. Rapport nr. 192, 32 s.
- Heggenes, J. & Røed, K. H. 2006. Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology of Freshwater Fish* 15(4): 366-375.
- Heggenes, J., Røed, K. H., Hoyheim, B. & Rosef, L. 2002. Microsatellite diversity assessment of brown trout (*Salmo trutta*) population structure indicate limited genetic impact of stocking in a Norwegian alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* 11(2): 93-100.
- Heggenes, J., Røed, K. H., Jorde, P. E. & Brabrand, Å. 2009. Dynamic micro-geographic and temporal genetic diversity in vertebrates: The case of lake-spawning populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology* 18(6): 1100-1111.
- Heggenes, J., Sageie, J. & Kristiansen, J. 2009. Rehabilitering av elvehabitat i Tokkeåi, Dalen i Telemark - Tilstand og tiltak. Høgskolen i Telemark. Rapport 2/2009, 85 s.
- Heggenes, J., Bergan, F. & Lydersen, E. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i forbindelse med pålegg om fysiske utbedringer i Vallaråi, Seljord i Telemark. Høgskolen i Telemark. Rapport 4-2011, 48 s.
- Holm, S. 1979. A simple sequential rejective method procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65-70.
- Huitfeldt-Kaas, H 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. Oslo: Nasjonaltrykkeriet.
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P. & Alfredsen, K. 2007. Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23: 469-491.
- Hvidsten, N. A. 2010. Smolt og ungfiskundersøkelser i Skiensvassdraget – Smoltutvandring i Skotfoss og ungfisk i Bøelva, Heddøla, Tinnåa og Bliva. NINA rapport 556, 31 s.
- Hynes, H. B. N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arc. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Jensen, A. J., Forseth, T. & Jonsson, B. 2000. Latitudinal variation in growth of young brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 69: 1010-1020.
- Johnsen, S. I., Kraabøl, M., Brabrand, Å, Saltveit, S. J., Dokk, J. G. & Pavels, H. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Bandak og Tokkeåi 2011. NINA Rapport 862, 50 s.
- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66: 20-35.
- Kaste, Ø., Skancke, L. B., Eriksen, T. E., Røst, M. K. & Nylend, A. 2012. Overvåking av Tokke-Vinjevassdraget 2009-2011. Norsk institutt for vannforskning, Rapport O-11330, 86 s.
- Kiland, H. 2013. Rapport frå tilstandsovervåking i Tokke-Vinjevassdraget 2013. Faun rapport 041-2013, 10 s + vedlegg
- Klemetsen, A. & Amundsen, P. A. 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 Fish* 12: 1-59.
- Kraabøl, M. 2010. Storørret i Bandak og Tokkeåi. Dokumentasjon, kunnskapsoppsummering og utfordringer. NINA Rapport 544, 30 s.
- Kraabøl, M. & Aass, P. 1995. Stangfiske etter hunderørret nedenfor Hunderfossen 1965-1994. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen Rapport3/1995, 27 s.
- Kraabøl, M., A. Brabrand, T. Bremnes, J. G. Dokk, S. I. Johnsen, H. Pavels, S. J. Saltveit and E. Schartum 2014. Ferskvannsbilologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet. NINA Rapport. 955, 28 s.

- Kraabøl, M., Johnsen, S. I. & Dokk, J. G. 2011. Ferskvannøkologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet – Resultater fra undersøkelsene i 2010 og videre fremdrift. NINA Rapport 721, 25 s.
- Larinier, M., Chorda, J. & Ferlin, O. 1995. Rock weirs for migratory fish passage. Experimental study. GHAAPE/HYDRE Rep. 95.05, 25 pp.
- Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J. P. 2002. Fishways: biological basis, design and monitoring. Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques No. 364 Suppl. 2002-1; ISSN 0767-2861, 208 pp.
- Levene, H. 1949. On a matching problem arising in genetics. *Annals of Mathematical Statistics* 20: 91-94.
- Mathiesen, R. 1997. Fiskeundersøkelser i Tokke kommune. Naturforvaltning, Bø i Telemark. Notat, 10 sider + vedlegg.
- Malcolm, I. A., Soulsby, C., Youngson, A. F. 2002. Thermal regime in the hyporheic zone of two contrasting salmonid spawning streams: ecological and hydrological implications. *Fisheries Management and Ecology* 9: 1-10.
- Malcolm, I. A., Youngson, A. F. & Soulsby, C. 2003. Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: effects of groundwater-surface water interactions. *River Research and Applications* 19: 303-316. DOI: 10.1002/rra.706
- Malcolm, I. A., Soulsby, C., Youngson, A. F. & Tetzlaff, D., 2009. Fine scale variability of hyporheic hydrochemistry in salmon spawning gravels with contrasting groundwater-surface water interactions. *Hydrogeology Journal* 17: 161-173.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89(3): 583-590.
- Nei, M., Tajima, F. & Tatenno, Y. 1983. Accuracy of Estimated Phylogenetic Trees from Molecular-Data .2. Gene-Frequency Data. *Journal of Molecular Evolution* 19: 153-170.
- Ovidio, M. & Philippart, J. C. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse Basin. *Hydrobiologia* 483: 55-69.
- Paetkau, D., Slade, R., Burden, M. & Estoup, A. 2004. Genetic assignment methods for the direct, real-time estimation of migration rate: a simulation-based exploration of accuracy and power. *Molecular Ecology* 13(1): 55-65.
- Page, R. D. M. 1996. TreeView: An application to display phylogenetic trees on personal computers. *Computer Applications in the Biosciences* 12(4): 357-358.
- Peakall, R. & Smouse, P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6(1): 288-295.
- Peakall, R. & Smouse, P. E. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics* 28(19): 2537-2539.
- Peery, M. Z., Kirby, R., Reid, B. N., Stoelting, R., Doucet-Beer, E., Robinson, S., Vasquez-Carrillo, C., Pauli, J. N. & Palsboll, P. J. 2012. Reliability of genetic bottleneck tests for detecting recent population declines. *Molecular Ecology* 21(14): 3403-3418.
- Pethon, P. 1998. Aschehougs Store Fiskebok. Aschehoug & Co, 4 utg. 447 sider.
- Pettersson, L. E. 2000. Flomberegning for Tokkeåi ved Dalen. Flomsonekartprosjektet. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, dokument nr. 16, 27 sider. ISSN: 1501-2840.
- 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(6): 536-539.
- Poteaux, C., Bonhomme, F., Berrebi, P. 1999. Microsatellite polymorphism and genetic impact of restocking in Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* L.). *Heredity* 82: 645-653
- Rannala, B. & Mountain, J. L. 1997. Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94(17): 9197-9201.
- Raymond, M. & Rousset, F. 1995. GENEPOP (VERSION-1.2) - Population-genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86(3): 248-249.
- Rice, T. K., Schork, N. J. & Rao, D. C. 2008. Methods for Handling Multiple Testing. *Genetic Dissection of Complex Traits*, 2nd Edition 60: 293-308.
- Rousset, F. 2008. GENEPOP ' 007: a complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources* 8(1): 103-106.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of Supportive Breeding on the Genetically Effective Population-Size. *Conservation Biology* 5: 325-329

- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 609–622.
- Schartum, E. og Kraabøl, M. 2013. Undersøkelser av bekkeniøye i Bandakdeltaet og Tokkeåi, Telemark - Resultater fra undersøkel-sene i 2012 og 2013. NINA Rapport 1002. 37 s.
- Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, O. 1995. Atlantic Salmon, *Salmo-Salar*, Microsatellites at the Ssosl25, Ssosl85, Ssosl311, Ssosl417 Loci. *Animal Genetics* 26: 281-282
- Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, O. 1996. Polymorphic Atlantic Salmon (*Salmo salar*) microsatellites at the SSOSL438, SSOSL439, and SSOSL444 loci. *Animal Genetics* 27: 57-58
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Third edition, W.H. Freeman and Company.
- Statkraft 2013. Revisjonsdokument Tokke-Vinje reguleringen. Statkraft Emnergi AS, 65 sider + vedlegg.
- Stelkens, R. B., Pompini, M. & Edekind 2012. Testing for local adaptation in brown trout using reciprocal transplants. *Bmc Evolutionary Biology* 12: 10.
- Stewart, I. J., Quinn, T. P. & Bentzen, P. 2003. Evidence for fine-scale natal homing among island beach spawning sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. *Environmental Biology of Fishes* 67(1): 77-85.
- Sørensen, J. 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE Rapport. N. V. o. Energidirektorat. Oslo, Norges Vassdrags og Energidirektorat. 49/2013: 316.
- Thue, R. & Wollebaek, J. 1999. Storørret i Telemark - gytebestand og valg av hydrofysiske forhold ved gyting i Tinnelva, Bøelva, Tansåi og Tokkeåi. Hovedoppgave Institutt for natur, helse og miljøvern, Høgskolen i Telemark.
- Trae 2002. Flomsonekart for Dalen. NVE.
- Tranmæl, E. & Midttun, L. 2005. Vandrings- og bestandsundersøkelser av ørret (*Salmo trutta*) i et sterkt regulert elveøkosystem. Masteroppgave Høgskolen i Telemark, 80 s.
- Ugedal, O., Forseth, T., Jensen, A. J., Koksvik, J. I., Næsje, T. F., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Thorstad, E. B. 2002a. Effekter av kraftutbyggingen på laksebestanden i Altaelva: undersøkelser i perioden 1981-2001. Altaelva-rapport nr. 22, 166 s.
- Ugedal, O., Næsje, T. F., Forseth, T., Saksgård, R., Thorstad, E. B. & Aursand, M. Becker, C. D., 2002b. Fysiologisk kondisjon hos laksunger fra Altaelva vintrene 2000 og 2001. Altaelva-rapport nr. 22, 37 s.
- Ugedal, O., Saksgård, L., Reinertsen, H., Koksvik, J. I., Jensen, A. J., Thorstad, E. B., Næsje, T. F., Saksgård, R. & Blom, H. H. 2003. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2002. NINA-Oppdragsmelding 791, 63 s.
- Ugedal, O., Saksgård, L., Koksvik, J. I., Reinertsen, H., Thorstad, E. B., Hvidsten, N. A., Næsje, T. F., Jensen, A., Saksgård, R. & Blom, H. H. 2004. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2003. NINA Oppdragsmelding 833. 74 s.
- Ugedal, O., Thorstad, E. B., Finstad, A. G., Fiske, P., Forseth, T., Hvidsten, N. A., Jensen, A. J., Koksvik, J. I., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Næsje, T. F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006: oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. NINA Rapport 281, 106 s.
- Vøllestad, L. A., Olsen, E. M. & Forseth, T. 2002. Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density-dependence? *Journal of Fish Biology* 61: 1513-1527.
- Wang, J. L. 2005. Estimation of effective population sizes from data on genetic markers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360(1459): 1395-1409.
- Waples, R. S. 2004. Salmonid insights to effective population size. I. Hendry, A.P. & Stearns, S. C. 2001. *Evolution Illuminated. Salmon and their relatives*. Oxford University Press, 510 pp.
- Waples, R. S. 1998. Separating the wheat from the chaff: Patterns of genetic differentiation in high gene flow species. *Journal of Heredity* 89(5): 438-450.
- Waples, R. S. & Do, C. 2010. Linkage disequilibrium estimates of contemporary N-e using highly variable genetic markers: a largely untapped resource for applied conservation and evolution. *Evolutionary Applications* 3(3): 244-262.
- Weir, B. S. & Cockerham, C. C. 1984. ESTIMATING F-STATISTICS FOR THE ANALYSIS OF POPULATION-STRUCTURE. *Evolution* 38(6): 1358-1370.
- Wollebæk, J., Heggenes, J. & Røed, K. H. 2010. Disentangling stocking introgression and natural migration in brown trout: survival success and recruitment failure in populations with semi-supportive breeding. *Freshwater Biology* 55(12): 2626-2638.

- Wollebæk, J., Roed, K. H., Brabrand, Å. & Heggenes, J. 2012. Interbreeding of genetically distinct native brown trout (*Salmo trutta*) populations designates offspring fitness. *Aquaculture* 356: 158-168.
- Wollebæk, J., Thue, R. & Heggenes, J. 2008. Redd site microhabitat utilization and quantitative models for wild large brown trout in three contrasting boreal rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 28(4): 1249-1258.
- Zippin, L. 1958. The removal method at population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.
- Østergård, S., Hansen, M. M., Loeschcke, V. & Nielsen, E. E. 2003. Long-term temporal changes of genetic composition in brown trout (*Salmo trutta* L.) populations inhabiting an unstable environment. *Molecular Ecology* 12(11): 3123-3135.

9 Vedlegg

9.1 Genetikk

9.1.1 Genetiske markører og protokoll

13 mikrosatellitter ble benyttet som genetiske markører; *Str15*, *Str60*, *Str73* (Estoup et al. 1993), *Strutta-12* and *Strutta-58* (Poteaux et al. 1999), *Bru07*, *Bru09*, *Bru13*, *Bru14*, *Bru22*, *Bru25* (registrert som BHMS135, BHMS102, BHMS155, BHMS111, BHMS206 and BHMS362, respektivt; www.salmongenome.no>maps>markerinfo>all marker), *SsOSL417* (Slettan et al. 1995), *SsOSL438* (Slettan et al. 1996). Primere ble fluorosens merket, og PCR kjørt på GeneAmp PCR System 9700 (Applied Biosystems, Foster City, California). Hver PCR bestod av 2 µl templat DNA and 8 µl reaksjons miks med 1 - 2 pmol primer, 50 mM KCl, 1.5 mM MgCl, 10 mM Tris-HCl, 0.2 mM dNTP og 0.25 U enzym (Ampliqon). PCR parametere etter denaturering ved 95 °C for 2 min var 24 - 34 sykluser av 95 °C i 30 sek., hybridiserings-temperatur på 55 °C i 30 sek., etterfulgt av en forlengelse ved 72 °C i 45 sek. Siste polymerisering ble forlenget til 10 min. PCR produktene ble tilført buffer med formamid og standard (ROX Std 400, Applied Biosystems), før elektroforesen (ABI Prism 3100 Genetic Analyzer, Applied Biosystems).

9.1.2 Diversitetesestimer

Diversitets estimat for hvert sample og totalmaterialet (antall ørret i parentes øverst). Antall amplifiserte alleler (N), antall alleler (Nall), observert og forventet heterozygositet (H_o and H_e) og allele rikdom (Ar) for hvert loci med gjennomsnitt.

Loci	bergr (25)					brumr (25)					brums (28)				
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	20	9	0,400	0,826	7,9	50	8	0,720	0,781	5,9	52	11	0,769	0,820	7,1
Str15	38	5	0,684	0,728	4,6	50	4	0,720	0,688	3,9	52	4	0,615	0,696	3,9
Strutta_58	48	8	0,792	0,754	5,5	50	5	0,760	0,722	4,4	54	4	0,778	0,730	3,8
Str60	48	2	0,500	0,507	2,0	50	2	0,440	0,458	2,0	54	2	0,593	0,503	2,0
Bru13	42	8	0,857	0,869	6,8	50	9	0,680	0,793	6,1	54	8	0,815	0,813	6,2
Bru14	50	3	0,760	0,679	3,0	50	3	0,600	0,598	2,9	54	3	0,444	0,532	2,8
Bru22	50	2	0,560	0,490	2,0	50	2	0,280	0,429	2,0	56	2	0,393	0,399	2,0
Bru25	44	7	0,909	0,761	5,2	50	4	0,760	0,660	3,7	50	5	0,520	0,681	4,2
Bru07	34	8	0,471	0,613	5,7	50	3	0,280	0,280	2,3	54	2	0,407	0,331	2,0
Bru09	50	9	0,760	0,826	6,6	50	8	0,560	0,801	6,1	50	9	0,760	0,811	5,9
SsOSL417	42	8	0,952	0,813	6,2	50	6	0,720	0,735	4,9	54	5	0,741	0,741	4,2
SsOSL438	38	5	0,737	0,743	4,2	50	4	0,680	0,631	3,8	54	4	0,630	0,651	3,9
Str73	40	2	0,500	0,492	2,0	50	2	0,320	0,444	2,0	54	2	0,482	0,484	2,0
Average	42	6	0,683	0,700	4,8	50	5	0,579	0,617	3,8	53	5	0,611	0,630	3,8

Loci	flagr(21)			flags (36)						gausr (25)					
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	38	11	0,947	0,863	7,5	70	8	0,886	0,801	5,3	30	11	0,733	0,883	8,3
Str15	42	4	0,571	0,604	3,8	68	4	0,706	0,687	3,8	46	5	0,565	0,707	4,5
Strutta_58	42	7	0,810	0,702	4,7	72	6	0,722	0,708	4,3	50	9	0,600	0,673	6,1
Str60	42	2	0,524	0,438	2,0	70	2	0,200	0,183	1,9	50	3	0,360	0,514	2,3
Bru13	42	10	0,762	0,740	5,9	70	9	0,857	0,782	5,4	42	8	0,810	0,856	6,6
Bru14	42	3	0,619	0,558	3,0	70	3	0,571	0,574	3,0	50	4	0,600	0,541	3,3
Bru22	42	2	0,524	0,470	2,0	72	2	0,472	0,497	2,0	50	2	0,400	0,470	2,0
Bru25	42	6	0,476	0,476	3,9	68	5	0,677	0,617	4,1	50	10	0,600	0,827	6,2
Bru07	42	3	0,571	0,431	2,4	70	6	0,486	0,530	3,1	42	7	0,619	0,784	5,9
Bru09	42	9	0,619	0,696	5,7	70	11	0,714	0,728	6,1	50	12	0,720	0,865	7,5
SsOSL417	42	7	0,667	0,724	5,2	70	7	0,629	0,762	5,0	36	10	0,944	0,795	6,7
SsOSL438	42	4	0,762	0,733	4,0	72	4	0,750	0,734	4,0	46	5	0,652	0,765	4,7
Str73	42	2	0,714	0,508	2,0	72	2	0,472	0,507	2,0	44	3	0,591	0,503	2,6
Average	42	5	0,659	0,611	4,0	70	5	0,626	0,624	3,8	45	7	0,630	0,706	5,1

Loci	gauss (46)			kalvr (23)						lager (25)					
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	88	15	1,000	0,881	8,0	16	8	0,625	0,883	8,0	28	8	0,786	0,857	6,8
Str15	88	5	0,750	0,728	4,5	38	5	0,737	0,748	4,6	48	4	0,625	0,752	4,0
Strutta_58	90	12	0,867	0,844	7,3	46	6	0,609	0,729	4,6	50	9	0,920	0,840	7,1
Str60	90	2	0,333	0,470	2,0	46	2	0,696	0,487	2,0	48	2	0,625	0,489	2,0
Bru13	88	10	0,841	0,860	7,0	30	6	0,667	0,805	5,7	46	6	0,652	0,769	5,0
Bru14	90	4	0,556	0,570	3,1	46	3	0,609	0,645	3,0	50	4	0,600	0,553	3,6
Bru22	90	2	0,378	0,362	2,0	46	2	0,478	0,507	2,0	50	2	0,480	0,490	2,0
Bru25	92	11	0,804	0,810	6,7	38	7	0,842	0,745	5,1	50	7	0,600	0,665	5,0
Bru07	88	8	0,591	0,577	4,3	24	4	0,417	0,471	3,3	42	7	0,905	0,731	5,2
Bru09	86	10	0,698	0,792	5,8	46	9	0,696	0,736	6,1	50	7	0,640	0,745	5,4
SsOSL417	90	10	0,778	0,716	6,4	24	7	0,583	0,649	5,6	46	7	0,609	0,732	4,6
SsOSL438	84	4	0,595	0,724	3,9	34	4	0,647	0,576	3,7	30	4	0,467	0,687	3,9
Str73	90	3	0,622	0,545	2,6	36	3	0,722	0,541	2,4	44	3	0,591	0,475	2,4
Average	89	7	0,678	0,683	4,9	36	5	0,641	0,656	4,3	45	5	0,654	0,676	4,4

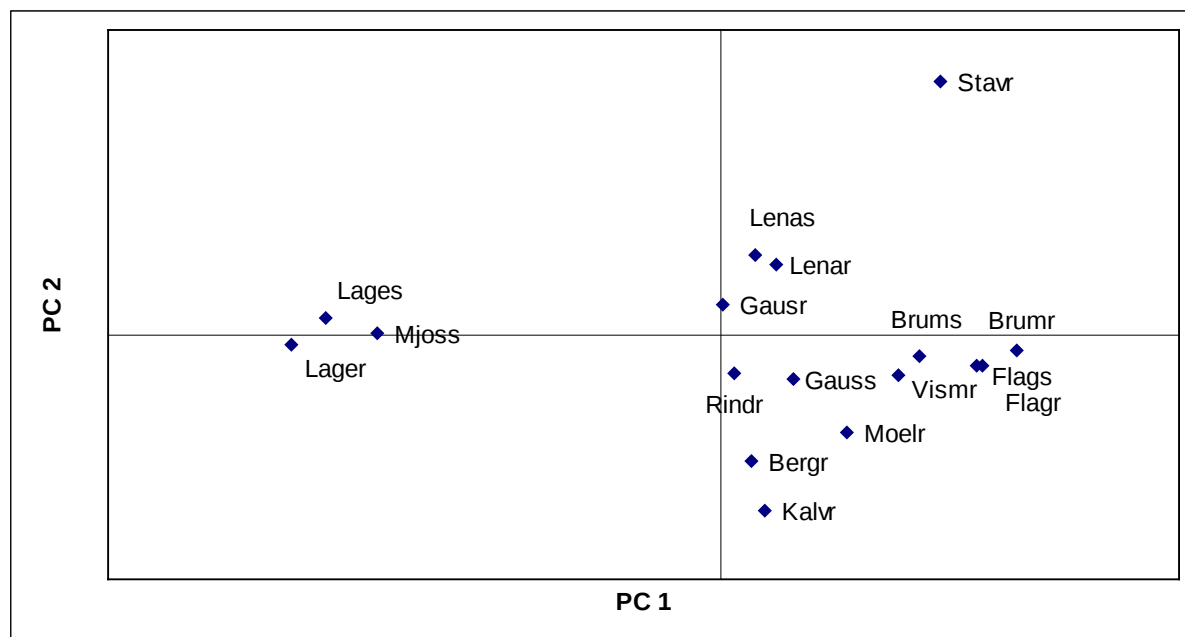
Loci	lages (50)					lenar (20)					lenas (45)				
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	100	16	0,840	0,873	8,0	36	11	0,833	0,895	8,3	82	17	0,805	0,869	8,5
Str15	98	4	0,592	0,751	4,0	40	4	0,450	0,599	3,4	90	4	0,689	0,593	3,6
Strutta_58	100	10	0,860	0,839	6,9	38	7	0,790	0,754	5,6	88	8	0,705	0,782	5,4
Str60	98	2	0,347	0,464	2,0	40	2	0,650	0,501	2,0	86	3	0,512	0,487	2,2
Bru13	98	8	0,857	0,807	5,6	38	8	0,947	0,854	6,7	84	8	0,905	0,822	5,9
Bru14	98	4	0,306	0,320	2,7	40	3	0,600	0,586	3,0	90	3	0,422	0,389	2,8
Bru22	100	2	0,560	0,485	2,0	38	2	0,263	0,423	2,0	88	2	0,364	0,421	2,0
Bru25	98	11	0,714	0,772	6,3	40	10	0,900	0,859	7,3	90	13	0,689	0,791	6,5
Bru07	98	8	0,735	0,771	5,5	40	7	0,700	0,704	4,8	86	7	0,581	0,663	4,3
Bru09	100	14	0,760	0,792	6,6	38	11	0,974	0,871	7,9	88	15	0,773	0,844	7,3
SsOSL417	100	7	0,740	0,743	4,9	38	6	0,737	0,750	4,9	84	5	0,691	0,754	4,1
SsOSL438	96	5	0,667	0,684	4,0	34	4	0,647	0,683	3,8	82	4	0,707	0,721	3,8
Str73	100	2	0,520	0,476	2,0	36	2	0,722	0,513	2,0	82	3	0,537	0,522	2,4
Average	99	7	0,654	0,675	4,7	38	6	0,707	0,692	4,7	86	7	0,645	0,666	4,5

Loci	mjoss (48)					moelr (25)					rindr (23)				
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	88	18	0,909	0,893	8,9	50	12	0,680	0,856	7,8	44	17	0,818	0,938	10,5
Str15	94	7	0,702	0,762	4,9	50	5	0,600	0,567	3,7	42	6	0,905	0,799	5,1
Strutta_58	96	10	0,750	0,862	7,1	50	9	0,720	0,696	5,3	46	12	0,913	0,812	6,9
Str60	88	4	0,432	0,498	2,6	50	2	0,480	0,470	2,0	46	2	0,739	0,507	2,0
Bru13	94	9	0,787	0,772	5,7	50	9	0,720	0,832	6,7	46	8	0,870	0,838	6,3
Bru14	94	4	0,404	0,435	3,1	50	4	0,720	0,682	3,7	46	3	0,391	0,455	2,9
Bru22	94	2	0,404	0,502	2,0	50	2	0,600	0,510	2,0	46	2	0,435	0,502	2,0
Bru25	94	11	0,638	0,665	5,5	50	7	0,640	0,609	4,3	46	8	0,783	0,806	5,6
Bru07	92	8	0,696	0,764	5,4	50	5	0,640	0,578	3,3	44	8	0,636	0,602	4,9
Bru09	96	10	0,792	0,804	6,1	50	13	0,760	0,828	7,9	46	12	0,870	0,868	7,9
SsOSL417	92	6	0,804	0,734	4,6	48	7	0,833	0,818	5,8	42	7	0,714	0,729	5,1
SsOSL438	92	4	0,696	0,695	3,9	48	4	0,708	0,707	3,8	44	5	0,727	0,790	4,8
Str73	96	3	0,438	0,496	2,2	48	3	0,583	0,536	2,6	44	3	0,409	0,521	2,4
Average	93	7	0,650	0,683	4,8	50	6	0,668	0,668	4,5	45	7	0,709	0,705	5,1

Loci	stavr (25)					vismr (25)					all pooled (514)				
	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar	N	Nall	Ho	He	Ar
Strutta_12	50	8	0,760	0,785	5,9	28	9	0,571	0,852	7,3	870	27	0,814	0,909	9,2
Str15	50	4	0,600	0,616	3,5	30	4	0,667	0,733	3,9	964	8	0,663	0,735	4,6
Strutta_58	50	6	0,800	0,665	4,7	46	7	0,783	0,782	5,2	1016	17	0,778	0,800	6,6
Str60	50	2	0,480	0,411	2,0	42	2	0,333	0,494	2,0	998	4	0,464	0,498	2,1
Bru13	50	6	0,880	0,767	5,1	36	8	0,611	0,771	6,4	960	15	0,809	0,865	7,1
Bru14	50	4	0,560	0,451	2,6	46	6	0,696	0,624	4,0	1016	6	0,531	0,538	3,2
Bru22	50	2	0,400	0,490	2,0	48	2	0,417	0,383	2,0	1020	2	0,438	0,465	2,0
Bru25	50	8	0,920	0,834	6,2	42	10	0,810	0,710	6,4	994	22	0,715	0,796	6,3
Bru07	50	4	0,760	0,624	3,5	40	5	0,250	0,318	3,2	946	12	0,591	0,694	5,0

Bru09	50	9	0,880	0,848	6,9	42	11	0,714	0,789	7,1	1004	25	0,746	0,854	7,6
SsOSL417	50	4	0,640	0,608	3,5	36	7	0,889	0,825	5,9	944	12	0,742	0,778	5,7
SsOSL438	50	4	0,480	0,556	3,2	38	5	0,421	0,649	4,3	934	5	0,656	0,748	4,3
Str73	50	2	0,320	0,372	2,0	44	3	0,455	0,528	2,4	972	3	0,520	0,515	2,2
Average	50	5	0,652	0,618	3,9	40	6	0,586	0,651	4,6	972	12	0,651	0,707	5,1

9.1.3 Prinsipalkomponentanalyse



Prinsipal Komponent Analyse (PCA), basert på data standardisert distanse (F_{ST}) matrix. Egenverdi og proporsjon varians for komponent 1 er $8,9 \times 10^{-4}$ og 85 %, og tilsvarende $1,5 \times 10^{-4}$ og 15 % for komponent 2.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2666-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger